

10 Extinción de especies

AUTORES RESPONSABLES: Martha L. Baena • Gonzalo Halffter

AUTORES DEL RECUADRO: Andrés Lira-Noriega • Jorge Soberón

REVISORES: Carlos Galindo Leal • Miguel Franco Baqueiro • Marisol Montellano Ballesteros

CONTENIDO

- 10.1 Introducción / 264
- 10.2 Poblaciones y extinción / 268
- 10.3 El valor de las listas de especies extintas o en peligro / 269
- 10.4 Listas de especies de animales y plantas desaparecidos o extintos de México / 270
- 10.5 Análisis de las listas / 271
- 10.6 Las causas / 272
 - 10.6.1 Peces / 272
 - 10.6.2 Anfibios / 272
 - 10.6.3 Reptiles / 273
 - 10.6.4 Aves / 273
 - 10.6.5 Mamíferos / 273
 - 10.6.6 Plantas / 274
- 10.7 Conclusiones / 274
- Referencias / 275

Recuadros

Recuadro 10.1. *Estimación de la pérdida de hábitat primario y la extinción de las especies* / 266

Baena, M.L., G. Halffter *et al.* 2008. Extinción de especies, en *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México, pp. 263-282.

Resumen

Este capítulo expone el tema de la extinción basado en la información recopilada sobre especies animales y vegetales consideradas extintas en México por los especialistas en los diferentes grupos. Presenta una revisión de las condiciones que conducen a la extinción de especies como proceso natural, así como de los efectos que los cambios antrópicos han tenido sobre la biosfera, desde que los seres humanos empezaron a transformar el ambiente hasta la actual sociedad industrial. Hace una revisión de las especies extintas en islas y describe cómo el efecto del aislamiento las hace más vulnerables a problemas como la deriva génica y la consanguinidad. A partir de la idea de insularidad como hipótesis de investigación, se reflexiona sobre el método utilizado para describir la extinción potencial de especies, apoyado en la relación área-número de especies, ya que esta puede variar tanto entre grupos taxonómicos como entre hábitats, y por lo tanto puede tener diferentes consecuencias

sobre las tasas de extinción esperadas para los diversos grupos, conforme el área de un hábitat particular se reduce. También brinda información sobre los modelos de análisis de viabilidad poblacional como herramienta para el análisis del riesgo de extinción de especies, destacando las ventajas e inconvenientes del uso de este método de evaluación. Los autores identificaron 127 especies extintas en México (considerando especies propiamente extintas, especies extirpadas y especies virtualmente extirpadas). Presentan las posibles causas de extinción en cada uno de los grupos taxonómicos y finalmente examinan las listas de especies como indicadores del ritmo de extinción; proponen tomarlas con cautela, debido a que estas pueden cambiar a medida que los conocimientos sobre la distribución de especies son más precisos. Por esta razón, la lista presentada para México incluye solo aquellas especies cuya extinción ha sido aceptada por los especialistas.

10.1 INTRODUCCIÓN

Extinción significa en biología la desaparición de una especie o de un grupo taxonómico superior tal como una familia, un orden, etc. Con ello queda truncada una línea filogenética, es decir, un proceso evolutivo. La extinción es tan característica en el desarrollo de la vida en la Tierra como la propia especiación. La extinción siempre ha existido, durante algunos periodos geológicos a ritmos más acelerados que en otros (Raup 1991). A pesar de la enorme cantidad de especies que hoy día existen, son solo una pequeña representación (entre 2 y 4%, Dobson 1996) de los organismos que han vivido en la Tierra a lo largo de 3 500 millones de años. Durante este lapso y dependiendo de los diferentes factores que las especies han tenido que afrontar (se explican más adelante), ha habido varios tipos de extinción: a escala espacial, las extinciones pueden ser locales cuando ocurren en una zona, país o continente, y globales cuando se presentan en todo el planeta. Puede haber también extinciones masivas, que involucran muchos grupos taxonómicos al mismo tiempo, y catastróficas, que son extinciones masivas que ocurren en un periodo limitado. En este caso, el poder de resolución de los análisis paleontológicos no permite evaluar si la extinción ocurrió durante 100 000 años o abarcó solamente un siglo (Zunino y Zullini 2003).

La extinción puede manifestarse como un proceso natural. Sin embargo, respecto a los efectos que los cambios

antrópicos están teniendo en la biosfera, lo que preocupa a los biólogos y a la sociedad en general no es en sí la extinción de especies sino el ritmo al cual está ocurriendo, por lo menos cuatro veces superior al existente antes del desarrollo de la sociedad industrial (May y Lawton 1995; véase el recuadro 10.1). La extinción de especies, así como la pérdida completa de poblaciones, puede alterar procesos y servicios ecosistémicos importantes (Chapin III *et al.* 2000). En particular, la extinción de los depredadores situados en lo más alto de la cadena trófica puede acarrear efectos en cascada para otras especies y provocar cambios en el funcionamiento y estructura de los ecosistemas (Crooks y Soulé 1999; Pace *et al.* 1999; Duffy 2003). Uno de los pocos ejemplos bien documentados es el de la desaparición local de poblaciones de nutria marina (*Enhydra lutris*), lo cual llevó a la sobrepoblación de erizos (*Strongylocentrotus polyacanthus*), que acabaron prácticamente con los “bosques” de macroalgas pardas, reduciendo la productividad primaria y eliminando un hábitat crítico para la trama trófica de crustáceos y peces (Estes y Palmisano 1974; Estes *et al.* 1989).

La extinción masiva de especies animales y vegetales asociada a la expansión de las poblaciones humanas no ha ocurrido solo en las últimas décadas. Desde fines del Pleistoceno el incremento de las poblaciones humanas se asocia a la extinción de múltiples animales, especialmente la fauna de muchas islas y la megafauna de Norteamérica y Australia (Steadman 1995; Steadman *et al.* 2005).

Aunque la tesis del *overkill* (sobreeplotación, cacería excesiva) pleistocénico dista mucho de ser universalmente aceptada (Grayson y Meltzer 2003), no hay duda de que el ser humano ha representado desde hace milenios un poderoso factor de cambio ecológico.

Se suele tomar el año 1600 como fecha de partida para analizar la extinción asociada a causas antrópicas (May y Lawton 1995), por dos razones: 1] aproximadamente coincide con el inicio de la expansión masiva europea en el resto del mundo. Este fenómeno ha estado asociado a los mayores cambios demográficos y de uso de los recursos naturales que registra la historia; 2] es el inicio de registros documentados de seres vivos y colecciones de organismos. En cuanto a los dos grupos de organismos más estudiados, desde 1600 han desaparecido 113 especies de aves y 83 especies de mamíferos (Dobson 1996). Alrededor de 75% de estas especies vivían en islas oceánicas. Respecto al conjunto de los animales en todo el mundo, Eldredge (1998) enlista 486 especies desaparecidas desde 1600.

A partir de estos datos, surge la siguiente pregunta: ¿por qué la mayor parte de las extinciones recientes corresponde a islas (patrón que veremos se repite en México)? Los registros paleontológicos e históricos muestran extinciones masivas después de la llegada del hombre a islas en las que hasta ese momento no se encontraba (Steadman 1995). Las cifras más espectaculares corresponden a islas del Pacífico y a Madagascar. Es interesante hacer una rápida revisión de datos para ilustrar que la mecánica de la extinción no está asociada únicamente a las sociedades industriales.

El registro fósil muestra que alrededor de 50% de las aves endémicas de Hawai se extinguieron después de la colonización humana hace 1 500 años (James *et al.* 1987; Lande *et al.* 2003). En Madagascar un considerable número de especies de aves, así como una docena de especies de lemúridos, tortugas terrestres y una especie de hipopótamo se han extinguido después de la llegada de los humanos, alrededor del año 500 de nuestra era. En Nueva Zelanda, 12 de las 13 especies de moas (grandes aves no voladoras) desaparecieron después de la llegada de los maoríes alrededor del año 1000 d.C. Diversos estudios en las islas de Polinesia sugieren que más de 2 000 especies de aves (más de 20% del total de especies actualmente conocidas) han sido exterminadas después de la llegada del hombre en los últimos centenares de años (cifras de Dobson 1996).

La llegada del hombre a una isla pone en peligro vegetación y fauna en varias formas, como la depredación di-

recta o como la introducción (voluntaria o no) de especies exóticas asociadas al hombre, como cabras, perros, gatos y ratas. Cuando una especie exótica se adapta a una isla, perturba ciertos mecanismos de funcionamiento del ecosistema: puede depredar sobre especies nativas, modificar ciclos biogeoquímicos y aumentar las posibilidades de invasión de otras especies exóticas (Crawley 1986; Hobbs y Huenneke 1992). Tales perturbaciones pueden conducir a la disminución o desaparición de especies nativas o endémicas (Pascal *et al.* 1996). Esto se debe a que las especies exóticas (o invasores biológicos), al colonizar una nueva localidad, llegan a un ambiente donde carecen de los enemigos naturales (depredadores, patógenos, competidores, parásitos) con los que han coevolucionado por muchos años. Asimismo, las especies nativas no disponen de defensas contra los invasores (Crawley 1986). Las especies que han evolucionado por largo tiempo en ambientes aislados, como las islas, son muy sensibles al efecto de organismos extraños, porque tienen que enfrentarse a una nueva y repentina fuerza selectiva (Crawley 1986). Un ejemplo del problema de las especies exóticas como causa de extinción de varias especies de aves y mamíferos ha sido documentado en varias islas del Océano Pacífico mexicano, como Guadalupe, Socorro y San Benedicto, entre otras (King 1981; Gómez de Silva y Oliveras de Ita 2003). En estas islas se ha encontrado que las cabras alteran profundamente la vegetación (Walter y Levin 2008) y con ello la fuente de alimento de las especies nativas; además, perros, gatos y ratas depredan directamente sobre estas especies, sus crías y huevos.

Aunque la evolución en aislamiento favorece la multiplicidad de adaptaciones a los nuevos ambientes (radiación adaptativa; recuérdese el caso de los pinzones de las islas Galápagos descrito por Darwin), las especies insulares presentan ciertas características que las hace susceptibles al fenómeno de la extinción. Las poblaciones insulares tienden a ser pequeñas y su aislamiento impide el flujo génico con otras poblaciones en las que la diversidad genética puede ser mayor (como el caso de las poblaciones grandes en zonas continentales). Por tanto, las poblaciones insulares suelen estar sujetas a problemas tales como la deriva génica y la consanguinidad. La primera ocurre cuando la variación genética se reduce a lo largo de varias generaciones (Wright 1931). La consanguinidad se presenta cuando los individuos se aparean con sus parientes más cercanos, lo cual es más probable que ocurra en poblaciones pequeñas y aisladas, cuando la dispersión es limitada (Miller 1979; Gilpin y Soulé 1986).

RECUADRO 10.1 ESTIMACIÓN DE LA PÉRDIDA DE HÁBITAT PRIMARIO Y LA EXTINCIÓN DE ESPECIES

Andrés Lira-Noriega • Jorge Soberón

Uno de los aspectos más importantes asociados a la extinción de las especies es la pérdida del hábitat en el cual se pueden mantener sus poblaciones (McNeely *et al.* 1990). La conversión del uso de suelo debido a la deforestación, así como la identificación de tasas de deforestación alarmantes en distintas localidades de México en la segunda mitad del siglo xx, ha sido señalada como una de las principales amenazas para la biodiversidad (Dirzo y García 1992; Trejo y Dirzo 2000; Bray *et al.* 2004). Si bien la historia de la transformación de los ecosistemas naturales de México es compleja y tiene diversas fases desde la época prehispánica, no hay posible duda de que a partir de la década de 1940 el proceso se aceleró en todo el país, incluso en zonas consideradas previamente inaccesibles (Challenger 1988). La estimación de la pérdida de hábitat puede servir de indicador para estimar la pérdida de las poblaciones de las especies. En

este recuadro ilustramos la forma en que se ha explorado estimar la pérdida de poblaciones de las especies en escalas biogeográficas ($>10^5$ km²; Peterson *et al.* 2006). La aproximación se basa en la estimación de las áreas de distribución de las especies usando técnicas de modelación del nicho ecológico, que está relacionado con el potencial geográfico y ecológico de las especies, y puede definirse como el conjunto de condiciones ambientales que permiten a una especie mantener sus poblaciones sin el aporte de individuos por migración (Guisan y Zimmermann 2000; Peterson *et al.* 2002). Para el caso de grandes extensiones geográficas, como el que nos ocupa, el nicho ecológico (Soberón 2007) puede estimarse por medio de variables bioclimáticas y topográficas de manera relativamente sencilla, con el uso de algoritmos que encuentran las condiciones bioclimáticas correspondientes a las localidades (coordenadas latitud-longitud) donde se ha

Cuadro 1 Especies de aves y mamíferos asociadas a hábitats primarios y promedio de pérdida de su área de distribución estimada a partir de la pérdida de cobertura vegetal en cuatro tiempos ($t_0 = 1900$, $t_1 = 1973-1979$, $t_2 = 1993$ y $t_3 = 2000$)

Grupo	Especie	Hábitat característico	Pérdida promedio de área de distribución (km ² /año)
Aves	<i>Oreophasis derbianus</i> (pavón cornudo)	Bosque mesófilo de montaña	17.90
	<i>Cyanolyca nana</i> (chara enana)	Bosque húmedo de montaña, con abundantes epífitas, dominancia de encinos y menor proporción de abetos y pinos	134.14
	<i>Pharomachrus mocinno</i> (quetzal centroamericano)	Bosque mesófilo de montaña, principalmente en zonas de vegetación prístina	73.3
	<i>Taraba major</i> (batará mayor)	Selva alta	496.19
	<i>Hylorchilus navai</i> (chivirín de nava)	Selva alta en zonas de vegetación primaria	1.26
Mamíferos	<i>Cynomys mexicanus</i> (perro llanero mexicano, roedor endémico de México)	Pastizales en las planicies del norte de México (1 600-2 200 msnm)	10.12
	<i>Neotomodon alstoni</i> (ratón de los volcanes, endémico de México)	Pastizales de gramíneas amacolladas y bosques de coníferas y de encinos (2 400-4 960 msnm)	148.76
	<i>Romerolagus diazi</i> (conejo zacatuche, endémico de México)	Bosques de coníferas, incluyendo el páramo de altura (2 800-4 250 msnm)	7.82
	<i>Xenomys nelsoni</i> (rata arborícola, endémica de México)	Selva baja caducifolia y subcaducifolia, incluyendo matorral espinoso (0-600 msnm)	9.43
	<i>Tapirus bairdii</i> (tapir)	Principalmente en selva alta perennifolia y subcaducifolia, y también en bosque mesófilo de montaña y humedales (0-2 500 msnm)	450.37

NOTA: La selección de especies se hizo con base en la opinión de expertos y la consulta de referencias bibliográficas (Ceballos y Márquez Valdelamar 2000; Ceballos y Oliva 2005; también véanse agradecimientos y referencias).

registrado la especie (Peterson *et al.* 2002). Posteriormente, el modelo de nicho ecológico es editado para representar la distribución histórica de la especie de acuerdo con el conocimiento empírico de las barreras y las migraciones. Una vez obtenida esta distribución, se proyecta en las diferentes coberturas de modificación de uso de suelo (cobertura de vegetación primaria potencial remanente) de distintos periodos para detectar la pérdida o ganancia del hábitat donde se estima que podrían sobrevivir las poblaciones (Peterson *et al.* 2006).

Para ilustrar este método se eligieron cinco especies de aves y cinco de mamíferos dependientes de hábitats primarios para su reproducción y sobrevivencia (cuadro 1), y se estimó el promedio anual de pérdida del hábitat primario correspondiente a su área de distribución original mediante el método descrito arriba.

Se consideró que existían tipos de vegetación que aún estaban poco afectados en un tiempo arbitrario $t_0 \sim 1900$, momento en el cual muchos de los bosques tropicales de México y las zonas templadas más montañosas aún permanecían en un estado razonablemente conservado (Challenger 1998).

Las coberturas usadas son las de la vegetación potencial de Rzedowski (1978) reducidas en tres tiempos subsecuentes: (t_1) la clasificación basada en fotografías aéreas de 1973-1979; (t_2) imágenes satelitales LandSat de 1993, y (t_3) imágenes satelitales LandSat de 2000, generadas por Semarnat

(Velázquez *et al.* 2002). Estos juegos de datos se generalizaron para hacerlos compatibles con el mapa de vegetación original potencial, combinando las categorías para hacerlas coincidir con los mapas actuales de uso de suelo y vegetación. Finalmente, para ajustar un modelo de decaimiento exponencial del área, se realizaron regresiones lineales entre el tiempo y el logaritmo natural del área de distribución remanente. La pendiente da el promedio anual de pérdida del área de distribución en kilómetros cuadrados (cuadro 1, Fig. 1).

Los resultados muestran que tres de las 10 especies han perdido 50% o más de su distribución original, mientras que las siete restantes conservan entre 50% y 88% de su distribución, la mayoría de ellas con valores cercanos a 60%. Las especies incrementan su riesgo de extinción conforme pierden área de distribución (Harris y Pimm 2008), y la viabilidad de sus poblaciones dependerá en gran medida de los flujos poblacionales, dados el aislamiento y la dinámica del paisaje en que se encuentren.

AGRADECIMIENTOS

A Adolfo G. Navarro Sigüenza, Víctor Sánchez-Cordero, Carlos Moench, Gerardo Ceballos y Segundo Blanco por ayudarnos a seleccionar las especies de hábitats primarios utilizadas en este análisis. A Daniel Ocaña por su ayuda en la utilización de las herramientas de sistemas de información geográfica.

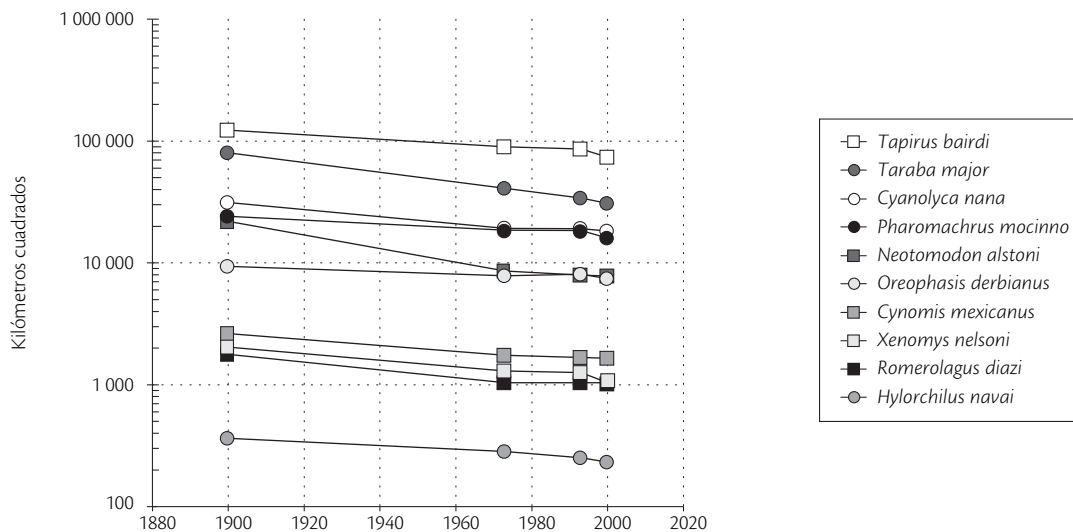


Figura 1 Estimación de la pérdida del área de distribución de especies de aves (círculos) y mamíferos (cuadrados) asociadas a hábitats primarios (véase el cuadro 1). Se utiliza una escala logarítmica debido a la gran disparidad de tamaños en las áreas de distribución. Sin embargo, las regresiones se realizaron usando escalas aritméticas.

En las islas existe cierta proporcionalidad entre el área y el número de especies que en ellas se encuentran. Por ejemplo: cuanto mayor es una isla, es mayor la probabilidad de ambientes diferentes y, por lo tanto, de especies que se encuentren en ella. El tamaño de las poblaciones también está relacionado positivamente con el tamaño de la isla. Cuanto más pequeña es una población, más probable es su extinción y por ende la reducción de la diversidad del lugar. Sobre estas premisas se ha desarrollado la teoría de la insularidad de MacArthur y Wilson (1967). Cada isla está sometida a un flujo constante de organismos que proceden de lugares más o menos lejanos. Cuando la isla es de formación reciente, es muy probable que muchos inmigrantes logren establecerse al encontrar un medio ambiente prácticamente desprovisto de competidores. Sin embargo, cuando una isla está poblada por una alta diversidad de especies de flora y fauna es más difícil que un inmigrante pueda colonizarla. Por esta razón, la velocidad de colonización y el número de especies existentes presentan una relación de proporcionalidad inversa. Un razonamiento similar, pero en sentido opuesto, concierne a la velocidad de extinción. Al aumentar la saturación de los nichos ecológicos, aumenta también la probabilidad de que otra especie sustituya a la original. La velocidad de extinción es, por lo tanto, directamente proporcional al número de especies presentes en la isla. Como puede observarse, la base de la teoría de la insularidad es el balance entre inmigración y extinción (MacArthur y Wilson 1967).

El fenómeno de “insularidad” también se presenta en hábitats continentales, especialmente cuando se repiten las condiciones de aislamiento características. Así, por ejemplo, en Estados Unidos en el siglo xx se han extinguido tres géneros, 27 especies y 13 subespecies de peces (Dobson 1996), muchos de los cuales habitaban pequeñas pozas de desierto con un patrón de aislamiento similar al de las islas. Como se señala en las listas de especies que incluye este capítulo, esto se repite en México (véase el caso de algunas especies de aves, mamíferos y plantas).

También es necesario aclarar que debido a que la teoría de la insularidad ha tenido problemas para ser demostrada, algunos investigadores han cuestionado su validez. Por lo tanto, se debe tener en cuenta que actualmente esta teoría tiende a ser considerada más como una hipótesis de trabajo (Valovirta 1984). Por otro lado, la predicción sobre la extinción potencial de especies basada en la relación área-número de especies varía tanto entre grupos taxonómicos como entre hábitats, y ello puede tener consecuencias sobre las tasas de extinción esperadas para

diferentes grupos, conforme el área de un hábitat particular se reduce. Por las razones anteriores, esta predicción es un tema de discusión, especialmente en áreas continentales donde la destrucción del hábitat es una causa muy importante que puede llevar a la extinción. Tanto es así que en numerosos estudios se han asociado las miles de hectáreas transformadas cada año (especialmente de bosques tropicales) con las posibilidades de especies perdidas, sobre todo de organismos pequeños (Pimm y Raven 2000). Sin embargo, esta relación, aunque ciertamente existente, no es tan directa como se plantea, ya que muchas especies pueden sobrevivir integradas a nuevas comunidades o recolonizar los espacios transformados cuando estos son abandonados y ocupados por la vegetación secundaria (Lewis 2006). La relación que indudablemente existe entre la modificación antrópica del hábitat (especialmente deforestación) y la tasa de desaparición de especies es actualmente un tema en investigación. Varios estudios recientes (por ejemplo Halffter y Arellano 2002; Quintero y Roslin 2005) muestran la rapidez con que se recupera la fauna del bosque, en formaciones secundarias y fragmentos de selva. En realidad, la tasa de cambio y fragmentación del hábitat es una indicación de la proporción de especies que *con el tiempo* pueden declinar hacia la extinción, pero no una medida de la extinción propiamente dicha.

10.2 POBLACIONES Y EXTINCIÓN

La tasa de intercambio promedio (medida mediante los procesos de migración e inmigración) de los individuos entre poblaciones locales ha sido usada para describir la estructura de las poblaciones. Las poblaciones en fragmentos (*patchy populations* en inglés) presentan un alto porcentaje de intercambio de individuos, es decir, todos los individuos se mueven entre “fragmentos” de hábitats. Al contrario, las metapoblaciones tienen un bajo porcentaje de intercambio. En este caso, muchos de los individuos permanecen dentro de poblaciones locales, pero unos pocos se mueven entre estas o colonizan hábitats vacíos, y al no tener intercambio con otras poblaciones comienzan a extinguirse (Harrison 1991, 1994).

La mayoría de las especies están distribuidas en metapoblaciones. En estas condiciones la desaparición de una población es parte de un fenómeno dinámico, ya que en el mismo lugar puede constituirse una nueva población a base de inmigrantes o continuar los procesos evolutivos en las otras poblaciones existentes. El problema aparece

cuando por las modificaciones ocasionadas por el hombre, cambios o fragmentación de grandes extensiones del paisaje, la especie desaparece en buena parte de su área original (Hanski 1999; Baguette 2004). Esta desaparición masiva de poblaciones reduce el potencial genético de la especie y puede colocarla en una situación proclive a la extinción. Ceballos y Ehrlich (2002) han señalado que la desaparición de poblaciones es un preludio a la extinción de una especie.

La restricción de una especie a una o varias poblaciones pequeñas implica un incremento de los riesgos de extinción, ya que la teoría (Lande *et al.* 2003) muestra que las causas que llevan a una población a extinguirse son: *i*] tamaños poblacionales pequeños; *ii*] alta variación ambiental o demográfica, y *iii*] tasas de crecimiento poblacional cercanas a cero (o negativas, caso en el cual la extinción está garantizada en tiempos cortos). Es el juego entre estos factores el que lleva a la extinción. Una población puede ser pequeña y sin embargo no extinguirse. Ahí están los casos de poblaciones que viven en hábitats muy reducidos pero estables, como cuevas y partes altas de las montañas, o en hábitats muy especiales como las turberas tropicales. El declive hacia la extinción comienza cuando la mortalidad aumenta y supera a la natalidad, muchas veces por la influencia de causas antrópicas o por la emigración de individuos. Cuando la población empieza a ser muy pequeña, los efectos de la llamada estocasticidad (procesos debidos al azar) son muy importantes y desempeñan un papel primordial en la dinámica de la extinción (Lande *et al.* 2003). Las extinciones estocásticas tienen que ver con tres tipos fundamentales de procesos azarosos: 1] aquellos que ocurren en el aspecto ambiental, como las variaciones en las condiciones climáticas, heladas severas, tormentas, incendios, erupciones de volcanes, etc. (Shaffer y Samson 1985; Gilpin y Soulé 1986; Goodman 1987); 2] los que tienen que ver con la dinámica interna de las poblaciones locales (por ejemplo, la estocasticidad demográfica puede causar que las poblaciones pequeñas se extingan por una disminución en los nacimientos y una alta mortalidad de individuos) (Gilpin y Soulé 1986), y 3] los que tienen que ver con las características génicas de las poblaciones —estocasticidad genética, en donde los procesos de deriva génica y depresión endogámica (consanguinidad) llevan a una población a la extinción— (Miller 1979; Gilpin y Soulé 1986; Caughley y Gunn 1996). Las extinciones determinísticas, es decir ocasionadas por procesos no azarosos, también parecen ser relativamente frecuentes en poblaciones de tamaño pequeño. Estas ocurren como produc-

to de cambios direccionales en las condiciones del medio, que poco a poco provocan que el lugar ocupado por una especie se vuelva inhabitable.

El concepto de la mínima población viable se propuso originalmente para cuantificar el tamaño mínimo en que una población es viable bajo cualquiera de los factores de riesgo (estocásticos o determinísticos) que puedan afectarla. Ha sido definido como la mínima o la más pequeña población aislada con 95% de probabilidad de persistir en un lugar por 100 o más años (Shaffer 1983). Actualmente ha habido un incremento considerable en el uso de modelos de análisis de viabilidad poblacional (AVP) como una herramienta común en el manejo de especies en peligro de extinción o en la proyección del crecimiento poblacional de tales especies (Akçakaya *et al.* 2000; Schiegg *et al.* 2005; Barry y Elith 2006; Miller 2007). Aunque estos modelos son una herramienta poderosa para los biólogos dedicados a la conservación, ya que permite comparar planes de investigación opcionales y los riesgos de extinción entre especies, se sugiere precaución en su uso dado sus limitaciones, porque el AVP es un modelo cuya validez depende de la eficacia de la estructura del modelo y de la calidad de los datos, los cuales deben ser tratados mejor como hipótesis de trabajo para poner a prueba cualquier investigación. Parece que el uso más adecuado del AVP puede ser para comparar los efectos relativos de las acciones de manejo sobre el crecimiento de la población o su persistencia (Reed *et al.* 2002).

10.3 EL VALOR DE LAS LISTAS DE ESPECIES EXTINTAS O EN PELIGRO

Se ha propuesto recientemente utilizar las llamadas “listas rojas” de especies en peligro, compiladas principalmente por la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) como herramienta para calcular las tasas de extinción (Mace 1995; Butchart *et al.* 2004); por varias razones, el empleo de estas listas como indicadores del ritmo de extinción debe hacerse con cautela (Possingham *et al.* 2002). Las listas pueden cambiar a medida que nuestros conocimientos sobre la distribución de especies se hacen más precisos, especialmente con nuevas y mejores recolectas, que incluyan sitios antes no trabajados; al respecto véase Keith y Burgman (2004). En las listas sobre extinción de especies en México, que integramos en este capítulo, el lector encontrará que hemos procedido con la mayor cautela, refiriéndonos exclusivamente a la extinción de especies en el territorio nacional, e incluyendo solo los

casos publicados o señalados por especialistas en el grupo en cuestión.

En México varias especies que se consideraban extintas han vuelto a ser encontradas. Tal es el caso del bisonte (*Bison bison*), considerado extinto en territorio nacional y del que en 1988 se descubrió una población silvestre de aproximadamente 100 individuos en la región de Janos-Casas Grandes, nordeste de Chihuahua. Asimismo, la nutria de río, *Lutra canadensis*, común en Estados Unidos y Canadá, tenía una distribución marginal en México, limitada a los ríos Colorado y San Pedro en Sonora y Bravo en Tamaulipas. A principios de los años noventa se la consideró extinta en México, pero hay registros recientes en el Río Bravo en Coahuila y también es posible que sobreviva en los alrededores de la presa La Amistad o en la Laguna Madre en Tamaulipas. *Mustela nigripes*, el hurón de patas negras, solo se conocía en México por restos subfósiles. Recientemente fue reintroducido en la región de Janos-Casas Grandes en Chihuahua, en donde se calcula una población menor a 50 animales. *Sylvilagus insonus*, especie de conejo endémico de Omiltemi, Guerrero, y considerado extinto en varias listas (v. gr. Eldredge 1998), ha sido recientemente encontrado después de un siglo de no tener registros (toda la información anterior ha sido tomada de Ceballos *et al.* 2005).

Nosotros hemos incluido en la lista de especies desaparecidas o extintas al lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) porque no tenemos evidencias de que en la actualidad existan poblaciones en condiciones naturales. Sin embargo, los magros resultados en su reproducción en semicautiverio que ha tenido el convenio binacional México-Estados Unidos durante décadas a través de la Semarnat en el Programa de Vida Silvestre, hacen de su reintroducción a condiciones naturales un problema más social que biológico, dada la resistencia que oponen ganaderos y campesinos.

Así vemos que diagnosticar adecuadamente una extinción es en muchos casos muy difícil. Las listas de especies en peligro tienen los mismos elementos de incertidumbre que las listas de especies extintas, y otros adicionales como la estimación del tamaño mínimo de la población, el área de distribución y el ritmo de declinación, además de verdaderos problemas semánticos como el sentido exacto que se da a la expresión “en peligro de extinción” (Possingham *et al.* 2002; de Grammont y Cuarón 2006). Lo anterior es también un claro reflejo de la falta de evaluaciones de campo que tengan como propósito conocer el estado actual de la población o poblaciones por estudiar. Por estas razones, nuestras listas para

México incluyen solo especies para las cuales la evidencia de extinción es convincente para los especialistas. No hemos incluido las especies “en peligro de extinción”, más que en algún caso en que la situación bien documentada sugiere tal riesgo.

10.4 LISTAS DE ESPECIES DE ANIMALES Y PLANTAS DESAPARECIDOS O EXTINTOS DE MÉXICO

Como parte de un esfuerzo nacional para registrar las especies de animales y plantas extintas en México, este capítulo incluye las listas de vertebrados y plantas superiores cuya extinción ha sido confirmada por expertos en cada grupo taxonómico (cuadro 10.4 ^(D)₂). La información procede de libros y listas que han sido publicados por la UICN, la Alianza para la Extinción Cero (Alliance for Zero Extinction, <<http://www.zeroextinction.org>>), la Evaluación Global de Anfibios (Global Amphibian Assessment, <<http://www.globalamphibians.org>>), el sistema global de información sobre peces, la Base de Especies (FishBase, <<http://www.fishbase.org/search.php>>) y otras fuentes bibliográficas, así como los libros sobre esta temática publicados en México (véanse las referencias bibliográficas). En todos los casos hemos buscado la confirmación de los especialistas en cada grupo.

Nuestro propósito es presentar únicamente las especies extintas de México hasta el momento confirmadas. Para la elaboración de las listas se han utilizado los siguientes criterios:

Especies extintas: aquellas nativas o restringidas a México cuya desaparición se ha confirmado.

Especies extirpadas: especies extintas en México pero que sobreviven en otros países como parte de su área de distribución (Ceballos y Rodríguez 1993; Contreras-Balderas *et al.* 2003).

Especies virtualmente extirpadas: aquellas desaparecidas de la naturaleza pero que sobreviven en condiciones de cautiverio o cría, sin posibilidades actuales de ser reintroducidas en su hábitat natural (Contreras-Balderas *et al.* 2003).

En las listas incluimos las causas posibles de extinción. Las hemos clasificado de la siguiente manera:

- a] Cambios introducidos por la actividad humana:
- Sobreexplotación (SO): comercial o por cacería.
 - Destrucción del hábitat (DH): fragmentación del hábitat original, drenaje de humedales, deforesta-

Cuadro 10.1 Especies de vertebrados y plantas desaparecidas, extintas, extirpadas, virtualmente extirpadas o cuya extinción en México se teme pero no se ha confirmado. Este cuadro es un resumen de la lista de especies presentadas en este capítulo

Grupos taxonómicos	Total de especies desaparecidas	Especies extintas en México	Extirpadas	Virtualmente extirpadas	Extinción no confirmada de especies
Plantas	26	20	1		5
Peces	38	17	12	8	1
Anfibios	29				29
Aves	19	12	5	1	1
Mamíferos	15	7	1		7
Total	127	56	19	9	43

ción, urbanización, destrucción de arrecifes coralinos, construcción de represas.

- Introducción de especies exóticas (IE).
- Contaminación (CO).
- Abatimiento del nivel del agua (AA) en el caso de peces.

b) Características biológicas que pueden haber estado ligadas a la extinción:

- Tamaño de la población (TP).
- Tamaño corporal de los organismos (TC).
- Distribución geográfica, con atención especial a los endemismos (DG).
- Relaciones con otras especies (RE).

En las listas incluimos una columna de comentarios, donde hemos recopilado (cuando la hemos encontrado) información relativa a la extinción de las especies, como es la fecha en que se recolectó el último ejemplar, tipo de hábitat donde se registró por última vez, esfuerzos que se han hecho para confirmar su persistencia, etc.

Asimismo, hemos incluido una columna con la distribución de la especie antes de su extinción. Hay que tomar en cuenta que esta lista se refiere a especies extintas en tiempos recientes, es decir a aquellos animales o plantas que, avistados en los últimos años del siglo XIX o primeros del siglo XX, no han vuelto a ser encontrados. No se incluyen las especies posiblemente extintas por la colonización europea, ni tampoco aquellas que desaparecieron al final del Pleistoceno. Estas son tratadas en otros capítulos de este libro.

10.5 ANÁLISIS DE LAS LISTAS

Algunas listas anteriores comprenden un mayor número de especies extintas debido a la inclusión de sinónimos.

Para evitar este problema hemos recurrido a la ayuda de taxónomos expertos en los distintos grupos. De acuerdo con nuestra recopilación en México se llega a un total de 127 (84 confirmadas y 43 sin confirmar) especies extintas, extirpadas o virtualmente extirpadas. Esta relación incluye solo vertebrados y plantas con flores, por lo que el total de especies extintas, teniendo en cuenta otros grupos de organismos, es indudablemente mayor. Así, por ejemplo, el único caso de un invertebrado mexicano sobre el que hemos encontrado información exacta de su extinción es el molusco (familia Bulimelidae) *Amphibulina patula* que vivía en la Isla Guadalupe (Eldredge 1998).

De las distintas categorías que hemos establecido, el número de especies extintas es el más elevado: 56, seguido de 19 extirpadas y 9 virtualmente extirpadas. Los mayores números de especies extintas corresponden a peces (37 confirmadas y una sin confirmar) y aves (18 confirmadas y una sin confirmar; véase el cuadro 10.1). Estos números contrastan con las 19 especies de peces y 8 de aves señaladas por Peña-Jiménez y Neyra-González (1998). Dentro de las 43 especies en proceso de confirmación, 29 corresponden a anfibios (cuadro 10.1). Lo anterior se debe a que los expertos no han documentado la desaparición de ninguna especie en México (Global Amphibian Assessment 2008). La *Lithobates tlaloci* (Frost *et al.* 2006) fue considerada extinta por Peña-Jiménez y Neyra-González (1998), pero fue vuelta a encontrar posteriormente.

El proceso de identificar las especies extintas en México mediante las listas mencionadas ha permitido recopilar importantes registros de especies con distribución endémica. Encontramos, por ejemplo, que los peces son el grupo con mayor número de especies extintas (con 52.6%, cuadro 10.2), y en cuanto a especies asociadas a islas, los mamíferos y las aves presentan los mayores porcentajes de extinción (60 y 58% respectivamente, cuadro 10.2). Como ya mencionamos, las especies en ambientes aislados

Cuadro 10.2 Número (y porcentaje) del total de especies extintas cuya distribución era endémica en diferentes estados e islas de México

Grupos taxonómicos	Especies extintas	Especies endémicas (%)	Estados e islas
Plantas	26	5 (20)	Hidalgo, Veracruz, Jalisco, Isla Guadalupe
Peces	38	20 (52.6)	Nuevo León, Coahuila, Jalisco, Durango, México, Veracruz
Anfibios	29	29 (100)	Oaxaca, Veracruz, Guerrero, Querétaro, Hidalgo, Durango
Aves	19	11 (58)	México, Sonora, Coahuila, Michoacán, Colima (Isla Benedicto), Baja California (Isla Todos los Santos), islas Guadalupe y Socorro
Mamíferos	15	9 (60)	Baja California (islas Todos los Santos, Coronado, Turner, San José), Nayarit (Archipiélago Las Marías, Islas Ángel de la Guarda, Isla San Juanito), Sonora (Isla San Pedro)
Total	127		

dos enfrentan problemas graves cuando se relacionan con otras especies exóticas. Algunos ejemplos para México son los casos de *Oceanodroma macrodactyla* (petrel de Guadalupe), *Thryomanes bewickii brevicauda* (saltaparedes) y *Pipilo erythrophthalmus consobrinus* (raspador moteado), que habitaban en la Isla Guadalupe. Hace 150 años, el hombre introdujo cabras en esta y otras islas del Pacífico mexicano causando deterioro en los lugares donde anidaban los individuos de esta especie (Lever 1985; Walter y Levin 2008). Por otro lado, en el caso de los anfibios (extinción no confirmada) observamos también una alta proporción de especies con distribución endémica, especialmente en el estado de Oaxaca, con 11 de las 18 especies de Anura supuestamente extintas (cuadro 10.3). Dado el escaso número de ejemplos y estudios, no contamos con una clara imagen de lo que ocurre en este grupo.

El análisis de las listas nos permite concluir que prácticamente en todos los casos, con algunas excepciones, la extinción de especies en México está asociada a una distribución original muy restringida (véase el capítulo 12); es decir, se trataba de especies extraordinariamente en-

démicas. Esta situación ha llevado a la extinción cuando el hábitat original ha sido modificado, bien por alteración y fragmentación, bien por la introducción de especies asociadas al hombre muy agresivas, como ha sido frecuente en islas. Si examinamos las listas de los distintos grupos, las causas directas de extinción son diferentes en cada clase.

10.6 LAS CAUSAS

10.6.1 Peces

La extinción de peces generalmente se asocia a la contaminación o abatimiento de los niveles de agua de los cuerpos lacustres o ríos. Un factor adicional importante que está desempeñando un papel en la pérdida de las poblaciones de peces es la introducción de especies exóticas (Contreras-Balderas *et al.* 2003). Estos fenómenos han actuado sobre poblaciones generalmente muy pequeñas y altamente endémicas (Contreras-Balderas *et al.* 2003).

10.6.2 Anfibios

El caso de los anfibios merece una especial atención. Aunque el número de especies con una gran posibilidad de estar extintas es alto, hemos mantenido la duda ya que no figuran como tales en el **Global Amphibian Assessment**, y su extinción ha sido supuesta pero no confirmada por los especialistas en el grupo; hemos mencionado ya el caso de una especie extinta “redescubierta” *Lithobates tlaloci* (Frost *et al.* 2006). Prácticamente en todos los casos se trata de especies con áreas de distribución muy res-

Cuadro 10.3 Distribución de las especies endémicas de anfibios en México

Total de especies	Orden	Especies con distribución endémica	Estados con endemismos (núm. de especies)
18	Anura (sapos y ranas)	18 (100%)	Oaxaca (11), Veracruz (2), Hidalgo (2), Puebla (1), Estado de México (2)
11	Urodela (salamandras y ajolotes)	11 (100%)	Veracruz, Oaxaca, Querétaro, Hidalgo, Guerrero
29			

tringidas (véase el capítulo 12 de este volumen), la gran mayoría asociadas al bosque mesófilo de montaña.

Los expertos consultados han atribuido la extinción a destrucción o alteración profunda del hábitat original, junto con la presencia de la enfermedad quitridiomycosis (Stuart *et al.* 2004; Daszak *et al.* 2003) y a la reducción crítica de las poblaciones (no avistamiento en los últimos 20 años o más). Sin embargo, cuando se trata de especies de las que tenemos pocos datos (a veces solo la descripción original) y cuyo endemismo puede deberse justamente a la falta de información, queda la posibilidad de que persistan en algún remanente del bosque mesófilo no revisado. Los expertos consultados han insistido en la necesidad de un mayor trabajo de exploración en los remanentes de este tipo de bosque. Estos trabajos urgentes deberán enfrentarse a la creciente complicación en la obtención de permisos de recolecta científica (véase el capítulo 8 de este volumen) o a la dificultad de tener acceso a propiedades privadas o comunales.

Es importante señalar que a pesar de las terribles pérdidas que en su extensión e integridad han sufrido los distintos tipos de bosque mexicanos, especialmente los tropicales, el único en el que de forma consistente se cuenta con evidencia sobre extinciones claramente atribuibles a la alteración o destrucción, es justamente el bosque mesófilo de montaña.

10.6.3 Reptiles

No deja de ser sorprendente que solamente exista un registro de extinción correspondiente a una especie insular (véanse listas). En general, la pérdida de poblaciones o extinción de reptiles (con excepción de las tortugas marinas) está menos documentada que para otros grupos de vertebrados (Gibbons *et al.* 2000). En Madagascar, por ejemplo, es probable que existan extinciones de especies microendémicas de reptiles; pero en tiempos históricos solo se ha documentado la extinción de especies de gran tamaño (Raxworthy y Nussbaum 2000). En otras partes del mundo las causas de las extinciones antrópicas de reptiles son la introducción de especies exóticas, el cambio en el uso del suelo y degradación de hábitats, la contaminación y, crecientemente, el cambio climático (Gibbons *et al.* 2000). Estos factores están presentes en todo el territorio nacional, por lo que es probable que la falta de extinciones documentadas se deba a la insuficiencia en los estudios herpetofaunísticos y a la tendencia observada en reptiles y anfibios a que las especies tengan áreas de distribución mucho menos extendidas que las de otros

vertebrados terrestres (véase el capítulo 12 de este volumen). La necesidad de redoblar esfuerzos para los estudios detallados sobre las distribuciones de las especies y los estados de sus poblaciones se hace evidente en el caso de los reptiles.

10.6.4 Aves

Para las aves, las causas de extinción son más diversas y en algunos casos han influido fenómenos ocurridos fuera de México, ya que estas aves tenían en nuestro país el límite sur de su distribución. En estas condiciones están *Gymnogyps californianus* (cóndor de California) y *Hectopistes migratorius* (paloma mensajera).

También hemos documentado que la extinción en algunas especies de aves puede asociarse a un cambio antropogénico profundo del hábitat. En estas circunstancias se encuentra *Campephilus imperialis* (carpintero imperial), cuya desaparición se asocia a los cambios en los bosques de pinos donde encontraba sitios de anidación y abundante alimento (Íñigo-Elías y Enkerlin-Hoeflich 2003). En cuanto al zanate del Lerma (*Quiscalus palustris*), que estaba circunscrito a los humedales del centro de México, su desaparición se asocia a las alteraciones sufridas por estos humedales en los últimos 200 años por uso urbano, industrial y agrícola (Íñigo-Elías y Enkerlin-Hoeflich 2003).

Finalmente, ya hemos mencionado y discutido la introducción de especies exóticas como causa de extinción, especialmente para las especies con distribución endémica en varias islas de México. En las listas anexas se encuentran las diferentes causas de extinción supuestas para las distintas especies.

10.6.5 Mamíferos

Ceballos (1999) documenta la desaparición histórica acumulada de 11 especies de mamíferos en todo el territorio nacional, contra un total de 525 que existen actualmente. En nuestras listas incluimos 18 especies (más una pendiente de confirmación). La información está basada en trabajos posteriores a 1999 del propio Ceballos y colaboradores.

Hay que destacar que la mayor parte de las especies señaladas como desaparecidas en México no están extintas. Un ejemplo es la nutria marina del Pacífico, que cuenta con algunas poblaciones fuera del territorio nacional. Su reaparición en el país como resultado de procesos de colonización o de programas de reintroducción es posi-

ble en este y otros casos semejantes. Ya hemos mencionado el reciente descubrimiento del bisonte en territorio nacional.

Entre los mamíferos tenemos no los únicos pero sí la mayor parte de los ejemplos de especies con distribución amplia, cuya extinción puede asociarse a la cacería. Tales son los casos del lobo mexicano, la nutria (*Enhydra lutris*), la foca del Caribe (*Monachus tropicalis*), el mapache (*Procyon insularis*) —aunque para esta especie también puede haber intervenido la modificación del hábitat— y el oso pardo (*Ursus arctos*). De algunas de esas especies se conservan pequeñas poblaciones en cautiverio o existen fuera de México, por lo que su reintroducción es posible, aunque en el caso de los depredadores grandes esto no es fácil.

En el caso de los mamíferos pequeños (todos ellos roedores) la extinción está asociada a alteraciones del hábitat y, sobre todo en el caso de las especies insulares, a la introducción de especies parantropicas competidoras o depredadoras. Es interesante señalar que de las especies de roedores consideradas como extintas, ocho vivían en islas oceánicas y las dos restantes tenían una distribución prácticamente insular aunque en el continente.

10.6.6 Plantas

Las causas de extinción de plantas mexicanas no se encuentran tan bien documentadas como las de algunos vertebrados, aunque se sabe que la fragmentación y pérdida de hábitat afecta a muchas especies (Sosa y Platas 1998; Sosa *et al.* 1998) y que la recolecta ilegal con fines comerciales afecta directamente a varias familias de plantas (Hernández y Bárcenas 1995; Robbins 2003; Flores-Palacios y Valencia-Díaz 2007). Esto sugiere que el tráfico puede ser un factor de extinción particularmente serio, al menos en algunas familias como Cactaceae, Orchidaceae y Bromeliaceae. Asimismo, la introducción de especies como cabras en algunas islas ha causado la desaparición de especies de plantas microendémicas (León de la Luz *et al.* 2003). En otras partes del mundo se ha documentado muy claramente la expansión de los sistemas agrarios y las superficies urbanas como causas principales de la desaparición de poblaciones (Thompson y Jones 1999). Un posible ejemplo de este mecanismo podría encontrarse en las extinciones de algunas especies de plantas acuáticas asociadas a la desaparición de ojos de agua al crecer la mancha urbana de la ciudad de México (Lot y Novelo 2004). Finalmente, Sosa *et al.* (1998) han documentado la pérdida de la capacidad de producción de

semillas en *Zamia inermis* (Cicadáceas), probablemente debido a la destrucción del hábitat de sus polinizadores.

10.7 CONCLUSIONES

Es indudable que una prioridad de toda política nacional de biodiversidad es reducir al máximo los riesgos de extinción de especies. Hacer recomendaciones al respecto es mucho más complejo de lo que puede parecer, ya que como hemos visto las causas de extinción varían según el grupo de organismos. Sin embargo, algunas medidas pueden recomendarse:

1] Aunque existen varios estudios sobre causas y amenazas de extinción de algunas especies, en general falta información. Es necesario más trabajo científico de campo con el fin de conocer el estado de conservación de las poblaciones y sus amenazas, con monitoreos continuos para estimar la densidad poblacional e identificar el grado de fragmentación de su hábitat. Lo anterior es evidente en el caso de los anfibios. En muchas especies supuestamente extintas las únicas referencias que tenemos son la descripción original y datos parciales de que no han vuelto a ser encontradas. Una búsqueda sistemática de anfibios en los remanentes de bosque mesófilo de montaña de Oaxaca, Chiapas y Veracruz seguramente daría resultados interesantes.

2] En muchos casos, la posible o real extinción o extirpación de una especie está asociada a trastornos antrópicos profundos del hábitat. Este es un elemento general en la pérdida de especies, estén o no en peligro de extinción. Cualquier medida para proteger las comunidades naturales remanentes será altamente positiva.

En el caso de muchas especies en peligro de extinción tenemos a nuestro favor que sus áreas de distribución son muy pequeñas. No es imposible la adquisición (por organizaciones ecologistas, centros de investigación u organismos de los tres niveles de gobierno) de los lugares donde estas especies viven, para colocarlos bajo un régimen de protección total, debidamente supervisados. Tratándose, como ocurre en muchos casos, de extensiones pequeñas, su protección puede tener un costo económico bajo.

3] En el caso de aquellas especies amenazadas por especies invasoras exóticas de alto impacto, cabe la posibilidad de la erradicación, como se ha planteado en varios lugares para cabras, gatos, perros y ratas. En algunas islas se han realizado con éxito labores de exterminio, por ejemplo con las cabras de las Galápagos.

Habría que evitar a toda costa la introducción de espe-

cies invasoras en aquellos lugares con endemismos expuestos a extinción, sean islas o "islas" continentales, como manantiales, lagos, hábitats aislados, etc. Hay que recordar que en el pasado varias de las especies invasoras (por ejemplo tilapias o cabras) fueron introducidas incluso con el apoyo de programas oficiales.

4] La cacería, recolección y tráfico ilegal de especies amenazadas de extinción en vida silvestre debe estar totalmente prohibida, hasta que no se tenga la seguridad de contar con poblaciones adecuadas que puedan soportar un cierto uso humano. Este uso será siempre restringido, bien planeado y vigilado. Para todo ello es indispensable hacer las correspondientes campañas de sensibilización entre las poblaciones locales, que pueden ser los mejores vigilantes.

5] Cualquier obra o modificación del uso del suelo que se realice en un área con especies endémicas debe demostrar ante la autoridad ambiental nacional que ha realizado los estudios y tomado las medidas necesarias para evitar cualquier riesgo de extinción. Lo anterior también debe aplicarse a obras gubernamentales como carreteras, ductos o de infraestructura turística. Si se buscan, siempre se podrán encontrar opciones que reduzcan los riesgos de extinción. Lo importante es tomar siempre los riesgos de extinción como factor por considerar antes de otorgar cualquier permiso de obra o cambio del uso del suelo.

6] En varias especies de mamíferos extirpados en México es factible y deseable pensar en su reintroducción. Para ello habría que contar con los estudios ecológicos que aseguren la viabilidad de los ejemplares reintroducidos, así como un programa adecuado de monitoreo.

Es también deseable fomentar el cultivo comercial de especies de plantas amenazadas de extinción y que al mismo tiempo tienen demanda comercial. Este cultivo debe involucrar a las poblaciones locales (como se ha hecho en la reserva de la biosfera de Tehuacán); facilitar una parte de su producción para programas de resiembra en condiciones naturales y, sobre todo, estar monitoreado por la autoridad ambiental y organismos ecologistas con la participación de las poblaciones locales. Este monitoreo asegurará que los programas de siembra no sirvan para encubrir una explotación clandestina ilegal de estas mismas plantas en condiciones naturales.

AGRADECIMIENTOS

Como hemos señalado en la introducción, este capítulo representa un esfuerzo colectivo en el cual hemos recu-

rrido al mayor número posible de especialistas. Muy importantes han sido las contribuciones de los doctores Salvador Contreras-Balderas (Facultad de Ciencias Biológicas, UNAM, Monterrey) y Jerzy Rzedowski (Instituto de Ecología, A.C., Pátzcuaro, Mich.).

Además hemos recibido información y ayuda de los siguientes especialistas: Juan E. Bezaury Creel (Director de Política Ambiental, The Nature Conservancy-México); Gerardo Ceballos González (Departamento de Ecología de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM); Héctor Gómez de Silva (UNAM); Fernando González (Instituto de Ecología, A.C., Xalapa); Samuel López de Aquino (Coordinador del Área Científica, Museo de las Aves de México); Eduardo Pineda (Instituto de Ecología, A.C., Xalapa); César Ríos Muñoz (Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, UNAM).

REFERENCIAS

- Adler, K. 1965. Three new frogs of the genus *Hyla* from the Sierra Madre del Sur of Mexico. *Occasional Papers of the Museum of Zoology, University of Michigan* 642: 1-19.
- Adler, K., y D.M. Dennis. 1972. New three frogs of the genus *Hyla* from the cloud forest of western Guerrero, Mexico. *Occasional Papers of the Museum of Zoology, University of Michigan* 7: 1-19.
- Akçakaya, H.R., S. Ferson, M.A. Burgman, D.A. Keith, G.M. Mace *et al.* 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* 14: 1001-1013.
- Allen, J.A. 1887. The West Indian seal (*Monachus tropicalis* Gray). *Bulletin of the American Museum of Natural History* 1: 1-34.
- Álvarez-Castañeda, S.T., y A. Ortega-Rubio. 2003. Current status of rodents on islands in the Gulf of California. *Biological Conservation* 109: 157-163.
- Baguette, M. 2004. The classical metapopulation theory and the real, natural world: A critical appraisal. *Basic and Applied Ecology* 5: 213-224.
- Baptista, L.F. 2000. Paloma de Socorro, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 173-174.
- Barry, S., y J. Elith. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43: 413-423.
- Bellrose, F.C. 1978. *Ducks, geese, and swans of North America*. 4a. ed. Stackpole Books, Harrisburg, PA.
- Beltrán, E. 1953. *Vida silvestre y recursos naturales a lo largo de la Carretera Panamericana*. Imernar, México.

- Best, T.L., y J.A. Lackey. 1985. *Dipodomys gravipes*. *Mammalian Species* **236**: 1-4.
- Best, T.L., y H.H. Thomas. 1991. *Dipodomys insularis*. *Mammalian species* **374**: 1-3.
- Bergman, C.A. 1985. The triumphant trumpeter swan. *National Geographic* **168**: 544-558.
- Blake, E.R. 1977. *Manual of neotropical birds*, vol. I: *Sphenicidae (penguins) to Laridae (gulls and allies)*. University of Chicago Press, Chicago.
- Blockstein, D.E. 2000. Paloma pasajera, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 176 y 207.
- Brattstrom, B.H., y T.R. Howell. 1956. The birds of the Revillagigedo Islands, Mexico. *The Condor* **58**: 107-120.
- Bravo-Hollis, H. 1978. *Las cactáceas de México*, vol. 1. UNAM, México.
- Bray, D.B., E.A. Ellis, N. Armijo-Canto y C.T. Beck. 2004. The institutional drivers of sustainable landscapes: A case study of the 'Mayan Zone' in Quintana Roo, Mexico. *Land Use Policy* **21**: 333-346.
- Brown, D.E. (ed.). 1983. *The wolf in the Southwest*. The University of Arizona Press, Tucson.
- Brown, D.E. 1985. *The grizzly in the Southwest*. University of Oklahoma Press, Norman.
- Brown, L.H., y D. Amadon. 1968. *Eagles, hawks, and falcons of the world*. 2 vols. Country Life Books, Londres.
- Burt, W.H. 1932. Descriptions of heretofore unknown mammals from islands in the Gulf of California, Mexico. *Transactions of the San Diego Society of Natural History* **7**: 161-182.
- Butchart, S.H., A. Stattersfield, A. Leon, S. Shutes, R. Akçakaya et al. 2004. Measuring global trends in the status of biodiversity: Red list indices for birds. *PLoS Biology* **2**: 2294-2304.
- Butchart, S.H.M., A.J. Stattersfield y T.M. Brooks. 2006. Going or gone: Defining 'possibly extinct' species to give a truer picture of recent extinctions. *Bulletin of the British Ornithologists* **126A**: 7-24.
- Caldwell, J.P. 1974. A re-evaluation of the *Hyla bistincta* species group, with descriptions of three new species (Anura: Hylidae). *Occasional Papers of the Museum of Natural History, University of Kansas* **28**: 1-37.
- Campbell, J.A., W.W. Lamar y D.M. Hillis. 1989. A new species of diminutive *Eleutherodactylus* (Leptodactylidae) from Oaxaca, Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington* **102**: 491-492.
- Castro-Arellano, I., y J. Uribe. 2005. Rata arrocera, en G. Ceballos y G. Oliva (coords.), *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 712-713.
- Coughley, G., y A. Gunn. 1996. *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell Science, Cambridge.
- Ceballos, G. 1999. Conservación de los mamíferos de México. *Biodiversitas* **27**: 1-8.
- Ceballos, G. 2000. Periquito de Carolina, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 235-236.
- Ceballos, G., y D. Navarro. 1991. Diversity and conservation of Mexican mammals, en M.A. Mares y D.J. Schmidly (eds.), *Topics in Latin America mammalogy: History, biodiversity and education*. University of Oklahoma Press, Norman, pp. 167-198.
- Ceballos, G., y P. Rodríguez. 1993. Diversidad y conservación de los mamíferos de México. II: Patrones de endemidad, en R.A. Medellín y G. Ceballos (eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. Publicaciones especiales, vol. 1, Asociación Mexicana de Mastozoología, México, pp. 87-108.
- Ceballos, G., y L. Márquez Valdelamar. 2000. *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México.
- Ceballos, G., y P.R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* **296**: 904-907.
- Ceballos, G., y G. Oliva. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO-Fondo de Cultura Económica, México.
- Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales, R.A. Medellín, L. Medrano-González y G. Oliva. 2005. Diversidad y conservación de los mamíferos de México, en G. Ceballos y G. Oliva (coords.), *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 21-66.
- Challenger, A. 1988. *Utilización y conservación de los ecosistemas de México. Pasado, presente y futuro*. CONABIO-Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre, México.
- Chernoff, B., y R.R. Miller. 1986. Fishes of the *Notropis calientis* complex with a key to the Southern shiners of Mexico. *Copeia* **1986**: 170-183.
- Collar, N.J., L.P. Gonzaga, N. Krabbe, A. Madroño Nieto, L.G. Naranjo, T.A. Parker III y D.C. Wege. 1992. *Threatened birds of the Americas. The ICBP/IUCN Red Data Book*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Contreras-Balderas, S., y A. Maeda-Martínez. 1985. Estado actual de la ictiofauna nativa de la Cuenca de Parras, Coah., Méx., con notas sobre algunos invertebrados. *Memoria, VIII Congreso Nacional de Zoología, México* **1**: 59-69.
- Contreras-Balderas, S., y M.L. Lozano-Vilano. 1996. Survival status of the Sandia and Potosí Valleys endemic pupfishes and crayfishes from the Mexican plateau in Nuevo León, Mexico, with comments on associated extinct Snails. *Ichthyol. Explor. Freshwaters (Germany)* **7**: 33-40.
- Contreras-Balderas, S., P. Almada-Villela, M.L. Lozano-Vilano y M.E. García-Ramírez. 2003. Freshwater fish at risk or extinct in Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **12**: 241-251.

- Crawley, M.J. 1986. The population biology of invaders. *Phil. Trans. Roy. Soc. London B* **314**:711-731.
- Crooks, K.R., y M.E. Soulé. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* **400**: 563-566.
- Chapin III, S.F., E.S. Zavaleta, V.T. Eviner, R.L. Naylor, P.M. Vitousek *et al.* 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* **405**:234-242.
- Daszak, P., A.A. Cunningham y A.D. Hyatt. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions* **9**: 141-150.
- De Grammont, P., y A. Cuarón. 2006. An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent. *Conservation Biology* **20**: 14-27.
- De la Cerda, A., y E. Mellink. 2005. Ratón, en G. Ceballos y G. Oliva (coords.), *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 763-764.
- Díaz del Castillo, B. [1521]. 1961. *Historia verdadera de la conquista de la Nueva España*, Fernández Editores, México.
- Dickerman, R.W. 1965. The juvenal plumage and distribution of *Cassidix palustris* (Swainson). *The Auk* **82**:268-270.
- Dirzo, R., y M.C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in Southeast Mexico. *Conservation Biology* **6**:84-90.
- Dobson, A.P. 1996. The mathematics of extinction, en A.P. Dobson (ed.), *Conservation and biodiversity*. Scientific American Library, Nueva York, pp. 59-85.
- Duellman, W.E. 1961. A new species of fringe-limbed from Mexico. Studies of American hylid frogs, VIII. *Transactions of the Kansas Academy of Science* **64**: 349-352.
- Duellman, W.E. 1968a. Descriptions of new hylid frogs from Mexico and Central America. *Univ. Kansas Publ. Mus. Nat. Hist.* **17**:559-578.
- Duellman, W.E. 1968b. The genera of *Phyllomedusine* frogs (Anura: Hylidae). *Univ. Kansas Publ. Mus. Nat. Hist.* **18**:1-10.
- Duellman, W.E. 1968c. The taxonomic status of some American hylid frogs. *Herpetologica* **24**: 194-209.
- Duellman, W.E. 2001. *The hylid frogs of Middle America*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Ithaca.
- Duffy, J.E. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* **6**:680-687.
- Ehrlich, P.R., D.S. Dobkin y D. Wheye. 1992. *Birds in jeopardy: The imperiled and extinct birds of the United States and Canada, including Hawaii and Puerto Rico*. Stanford University Press, Stanford.
- Eldredge, N. 1998. *Life in the balance. Humanity and the biodiversity crisis*. Princeton University Press, Nueva Jersey.
- Espinosa de los Monteros, A. 2000. Zanate de Lerma, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 318-319.
- Estes, J.A., y J.F. Palmisano. 1974. Sea otters: Their role in structuring nearshore communities. *Science* **185**:1058.
- Estes, J.A., D.O. Duggins y G.B. Rathbun. 1989. The ecology of extinctions in kelp forest communities. *Conservation Biology* **3**:251-264.
- Evenden, F.G. Jr. 1952. Notes on Mexican bird distribution. *The Wilson Bulletin* **64**:112-113.
- 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.
- Frost, D.R., J.N. Grant, R.H. Faivovich, R.H. Bain, A. Haas *et al.* 2006. Amphibian tree of life. *Bulletin of the American Museum of Natural History* **297**:8-371.
- Fuller, E. 2000. *Extinct birds*. Oxford University Press, Oxford.
- Gibbons, J.W., D.E. Scott, T.J. Ryan, K. Buhlmann, T.D. Tuberville *et al.* 2000. The global decline of reptiles, *déjà vu* amphibians. *BioScience* **50**:653-666.
- Gilpin, M.E., y M.E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: Processes of species extinction, en M.E. Soulé (ed.), *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, pp. 19-34.
- Global Amphibian Assessment. 2008. *Red list status*, en <<http://www.globalamphibians.org>> (consultado en marzo de 2008).
- Gómez de Silva, H., y A. Oliveras de Ita (eds.). 2003. *Conservación de aves: experiencias en México*. Cipamex-NFWF-CONABIO, México.
- González, R.M., y F.A. Cervantes. 2005. Ratón, en G. Ceballos y G. Oliva (coords.), *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 661-662.
- Goodman, D. 1987. The demography of chance extinction, en M.E. Soulé (ed.), *Viable population for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 11-34.
- Grayson, A.J. 1871. On the physical geography and natural history of the islands of the Tres Mariás and of Socorro, off the western coast of Mexico. *Proceedings of the Boston Natural History Society*, **14**:261-302.
- Grayson, D., y D. Meltzer. 2003. Requiem for North American overkill. *Journal of Archaeological Science* **30**:585-593.
- Greenway, J.C. Jr. 1967. *Extinct and vanishing birds of the world*. Dover, Nueva York.
- Groombridge, B. 1994. *1994 IUCN red list of threatened animals*. IUCN, Gland.
- Guisan, A., y N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**: 147-186.
- Günther, A.C.L.G. (1885-1902). Reptilia and Batrachia, en *Biología Centrali-Americana*. Taylor & Francis, Londres.
- Halffter, G., y L. Arellano. 2002. Response of dung beetles diversity to human induced changes in tropical landscape. *Biotropica* **34**:144-154.

- Hanken, J., D.B. Wake y H.L. Freeman. 1999. Three new species of minutes salamanders (*Thorius*: Plethodontidae) from Guerrero, Mexico, including the report of a novel dental polymorphism in urodeles. *Copeia* **1999**:917-931.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Harris, G., y S.L. Pimm. 2008. Range size and extinction risk in forest birds. *Conservation Biology* **22**: 163-171.
- Harrison, I.J., y M.L.J. Stiassny. 1999. The quiet crisis a preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or "missing in action", en R. McPhee (ed.), *Extinctions in near time*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, pp. 271-331.
- Harrison, S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: An empirical evaluation. *Biol. Journ. Linn. Soc.* **42**: 73-88.
- Harrison, S. 1994. Metapopulations and conservations, en E.R.M. May y N. Webb (eds.), *Large scale ecology and conservation biology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 111-128.
- Hernández, H., y R.T. Bárcenas. 1995. Endangered cactii in the Chihuahuan desert. I: Distribution patterns. *Conservation Biology* **9**:1176-1188.
- Herrera, A.L. 1891. Apuntes de ornitología: la migración en el Valle de México. *La Naturaleza*, segunda serie **1**: 1-85.
- Hillis, D.M., y J.S. Frost. 1985. Three new species of leopard frogs (*Rana pipiens* complex) from the Mexican Plateau. *Occasional Papers of the Museum of Natural History of the University of Kansas* **117**: 1-14.
- Hobbs, R.J., y L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity and invasion: Implication for conservation. *Conservation Biology* **6**:324-337.
- Howell, S.N.G., y S. Webb. 1995. *Guide of the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press, Nueva York.
- Íñigo-Eliás, E. 2000. Orden Falconiformes. Caracara come-caocao y Caracara de Guadalupe, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 126-128.
- Íñigo-Eliás, E., y E.C. Enkerlin-Hoefflich. 2003. Amenazas, estrategias e instrumentos para la conservación de las aves, en H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita (eds.), *Conservación de aves: experiencias en México*. Cipamex-NFWF-CONABIO, México, pp. 86-102.
- (IUCN) The World Conservation Union-Conservation International-NatureServe. 2006. *Global Amphibian Assessment*, en <www.globalamphibians.org> (consultado en mayo de 2006).
- James, H.F., T. Stafford, D. Steadman, S.L. Olson, P.S. Martin et al. 1987. Radiocarbon dates on bones of extinct birds from Hawaii. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **84**:2350-2354.
- Jehl, J.R. Jr., y K.C. Parker. 1982. The status of the avifauna of the Revillagigedo Islands, Mexico. *The Wilson Bulletin* **94**: 1-19.
- Jehl, J.R. Jr., y K.C. Parker. 1983. "Replacements" of landbird species on Socorro Island, Mexico. *The Auk* **100**: 551-559.
- Jehl, J.R. Jr., y W.T. Everett. 1985. History and status of the avifauna on Isla Guadalupe, Mexico. *Transactions of the San Diego Society of Natural History* **20**: 313-336.
- Keith, D.A., y M.A. Burgman. 2004. The Lazarus effect: Can the dynamics of extinct species lists tell us anything about the status of biodiversity? *Biological Conservation* **117**:41-48.
- Kenyon, K.W. 1977. Caribbean monk seal extinct. *Journal of Mammalogy* **58**:97-98.
- King, W.B. 1981. *Endangered birds of the world. The ICBP bird red data book*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Koford, C.B. 1953. *The California condor*. National Audubon Society Research Report 4 (Reprinted 1966). Dover, Nueva York.
- Lande, R., S. Engen y B. Saether. 2003. *Stochastic population dynamics in ecology and conservation*. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, Oxford.
- Larsen, M.A., M.R. Ryan, y R.K. Murphy. 2002. Population viability of Piping Plovers: Effects of predator exclusion. *Journal of Wildlife Management* **66**:361-371.
- Lammertink, M., M.C. Arismendi y G. Ceballos. 2000. Carpintero imperial, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 273-278.
- León de la Luz, J., J.P. Rebman y T. Oberbauer. 2003. On the urgency of conservation on Guadalupe Island, Mexico: Is it a lost paradise? *Biodiversity and Conservation* **12**: 1073-1082.
- Leopold, A.S. 1959. *Wildlife of Mexico. The game birds and mammals*. University of California Press, Berkeley.
- Lever, S.C. 1985. *Naturalized mammals of the world*. Longman, Harlow, UK.
- Lewis, O.T. 2006. Climate change, species-area curves and the extinction crisis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **361**: 163-171.
- Lips, K.R., J.R. Mendelson III, A. Muñoz-Alonso, L. Canseco-Márquez y D.G. Mulcahy. 2004. Amphibian population declines in montane southern Mexico: Resurveys of historical localities. *Biological Conservation* **119**:555-564.
- Lot, A., y A. Novelo. 2004. *Iconografía y estudio de plantas acuáticas de la ciudad de México y sus alrededores*. UNAM, México.
- Lynch, J.F. 1967. *Proc. Biol. Soc. Washington* **80**:216.
- Lynch, J.F., y D.B. Wake. 1989. Two new species of *Pseudoeurycea* (Amphibia: Caudata) from Oaxaca, Mexico. *Contributions in Science, Natural History Museum of Los Angeles County* **411**: 11-22.

- MacArthur, R.H., y E.O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Mace, G. 1995. Classification of threatened species and its role in conservation planning, en J.H. Lawton y R.M. May (eds.), *Extinction rates*. Oxford University Press, Oxford, pp. 197-213.
- Márquez-Valdelamar, L. 2000. Chivirín de San Benedicto, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, p. 292.
- May, R.M., y J.H. Lawton. 1995. Assessing extinction rates, en J.H. Lawton y R.M. May (eds.), *Extinction rates*. Oxford University Press, Oxford, pp. 1-24.
- McBride, R. 1980. The Mexican wolf (*Canis lupus baileyi*): A historical review and observations on its status and distribution. U.S. Fish and Wildlife Service, Progress Report. Albuquerque.
- McKinley, D. 1964. History of the Carolina parakeet in its southwestern range. *The Wilson Bulletin* 76:68-93.
- McLellan, M.E. 1926. Expedition to the Revillagigedo islands, Mexico, in 1925. *Proceedings of the California Academy of Sciences, Fourth Series* 15:279-322.
- McNeely, J., K.R. Miller, W.V. Reid y R.A. Mittermeier. 1990. *Conserving the world's biological diversity*. IUCN-WRI-CI-WWF-US & World Bank, Gland.
- Meik, J.M., L. Canseco-Márquez, E.N. Smith y J.A. Campbell. 2005. A new species of *Hyla* (Anura: Hylidae) from Cerro Las Flores, Oaxaca, Mexico. *Zootaxa* 1046:17-27.
- Mellink, E. 1992. *Status de los heterómidos y cricétidos endémicos del estado de Baja California*. Comunicaciones académicas, Serie Ecología. CICESE, Ensenada.
- Mellink, E., y J. Luévano. 2005. Rata canguro, en G. Ceballos y G. Oliva (coords.), *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO-Fondo de Cultura Económica. México, pp. 613-614.
- Mellink, E., y J. Luévano. 2005. Rata magueyera, en G. Ceballos y G. Oliva (coords.), *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO-Fondo de Cultura Económica. México, pp. 664-687.
- Mendelson III, J. 2006. *Plectrohyla ephemera*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).
- Mendelson III, J.R., y L. Canseco-Márquez. 2002. Rediscovery of the rare treefrog, *Hyla cembra* Caldwell, in Oaxaca, Mexico. *Southwestern Naturalist* 47:459-461.
- Meyer de Schauensee, R. 1970. *A guide of the birds of South America*. Academy of Natural Sciences, Philadelphia.
- Miller, A.H., H. Friemann, L. Griscom y L.T. Moore. 1957. Distributional check-list of the birds of Mexico. Part II. *Pacific Coast Avifauna* 33:1-435.
- Miller, P.S. 2007. Tools and techniques for disease risk assessment in threatened wildlife conservation programmes. *International Zoo Yearbook* 41:38-51.
- Miller, R.I. 1979. Conserving the genetic integrity of faunal populations and communities. *Environmental Conservation* 6:197-304.
- Miller, R.R., J.D. Williams y J.E. Williams. 1989. Extinctions of North American fishes during past century. *Fisheries* 14:22-38.
- Navarijo-Ornelas, L., y A.M. Chávez-López. 2000. Grulla blanca, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, pp.157-158.
- Navarro-Sigüenza, A. 2000. Semillero apizarrado, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 311-312.
- Nelson, E.W. 1898. The imperial ivory-billed woodpecker *Campophilus imperialis* (Gould). *The Auk* 15:217-223.
- Pace, M.L., J. Cole, S.P. Carpenter y J.K. Kitchell. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 12:483-488.
- Parra-Olea, G. 1998. *Pseudoeurycea nigromaculata* (Taylor, 1941). *Catalogue of American Amphibians and Reptiles* 661:1-2.
- Parra-Olea, G., M. García-París y D.B. Wake. 1999. Status of some populations of Mexican salamanders. *Revista de Biología Tropical* 47:217-223.
- Parra-Olea, G., T.J. Papenfuss y D.B. Wake. 2001. New species of lungless salamanders of the genus *Pseudoeurycea* (Amphibia: Caudata: Plethodontidae) from Veracruz, Mexico. *Scientific Papers of the Natural History Museum of the University of Kansas* 20:1-9.
- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004a. *Chiropterotriton magnipes*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).
- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004b. *Chiropterotriton mosaueri*. 2006 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en abril 2006).
- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004c. *Ixalotriton parva*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).
- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004d. *Pseudoeurycea aquatica*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).
- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004e. *Pseudoeurycea naucampatepetl*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).
- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004f. *Pseudoeurycea nigromaculata*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).
- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004g. *Pseudoeurycea praecellens*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).

- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004h. *Thorius infernalis*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).
- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004i. *Thorius magnipes*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).
- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004j. *Thorius narismagnus*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).
- Parra-Olea, G., y D. Wake. 2004k. *Thorius narisovalis*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2008).
- Pascal, M., J.F. Cosson, F. Bioret, P. yésou y F. Siorat. 1996. Réflexions sur le bien-fondé de rétablir une certaine biodiversité de milieux insulaires par l'éradication d'espèces exogènes. Cas de certains mammifères d'îles de Bretagne (France). *Vie Milieu* **46**: 345-354.
- Peña-Jiménez, A., y L. Neyra-González. 1998. Amenazas a la biodiversidad, en CONABIO, *La diversidad biológica de México: Estudio de País, 1998*. CONABIO, México, pp. 157-182.
- Peters, J.L. 1960. *Check-list of the birds of the world*, vol. 9. Harvard University Press, Cambridge.
- Peterson, R.T. 1961. *A field guide to western birds*. Houghton Mifflin, Boston.
- Peterson, A.T., D.R.B. Stockwell y D.A. Kluza. 2002. Distributional prediction based on ecological niche modeling of primary occurrence data, en J.M. Scott, P.J. Heglund y M.L. Morrison (eds.), *Predicting species occurrences: Issues of scale and accuracy*. Island Press, Washington, D.C., pp. 617-623.
- Peterson, A.T., V. Sánchez-Cordero, E. Martínez-Meyer y A.G. Navarro-Sigüenza. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling* **195**: 229-236.
- Pimm, S., y P. Raven. 2000. Extinction by numbers. *Nature* **403**: 843-845.
- Possingham, H.P., S.J. Andelman, M.A. Burgman, R. Medellín, L.L. Master *et al.* 2002. Limits to the use of threatened species list. *Trends in Ecology and Evolution* **17**: 503-507.
- Quintero, I., y T. Roslin. 2005. Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in Central Amazonia. *Ecology Letters* **86**: 3303-3315.
- Rabb, G.B. 1955. A new salamander of the genus *Parvimolge* from Mexico. *Breviora* **42**: 1-9.
- Rabb, G.B. 1965. A new salamander of the genus *Chiropterotriton* (Caudata: Plethodontidae) from Mexico. *Breviora* **235**: 1-8.
- Raup, D. 1991. *Extinction. Bad genes or bad luck?* Norton, Nueva York.
- Raxworthy, C., y R.A. Nussbaum. 2000. Extinction and extinction vulnerability of amphibians and reptiles in Madagascar. *Amphibian and Reptile Conservation* **2**: 15-23.
- Rea, A.M. 2000. Orden Falconiformes. Cóndor californiano, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 100-105.
- Reed, J.M., L.S. Mills, J.B. Dunning, J.E.S. Menges, K.S. McKelvey *et al.* 2002. Emerging issues in population viability analysis. *Conservation Biology* **16**: 7-19.
- Robbins, P. 2003. *Stolen fruit: The tropical commodities disaster*. Zed Books, Londres-Nueva York.
- Rodríguez-Jaramillo, M.C., y D. Gendron. 1996. Report of sea otter, *Enhydra lutris*, of the coast of Isla Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Mar. Mamm. Sci.* **12**: 153-156.
- Rodríguez-Estrella, R. 2000. Tecolote enano de Socorro, en G. Ceballos y L. Márquez-Valdelamar (coords.), *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM-Fondo de Cultura Económica, México, pp. 239-240.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.
- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004a. *Bromeliohyala dendroscarta*. 2006 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en abril y mayo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004b. *Charadrahyla altipotens*. 2006 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en abril y mayo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004c. *Charadrahyla trux*. 2006 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en abril y mayo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004d. *Ecnomiohyala echinata*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004e. *Megastomatohyala pellita*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004f. *Plectrohyla calvicollina*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004g. *Plectrohyla celata*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004h. *Plectrohyla hazelae*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004i. *Plectrohyla siopela*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004j. *Plectrohyla thorectes*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en mayo de 2006).

- Santos-Barrera, G., y L. Canseco-Márquez. 2004k. *Craugastor guerreroensis*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y G. Parra-Olea. 2004. *Craugastor polymniae*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y O. Flores-Villela. 2004a. *Rana omiltemana*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., y O. Flores-Villela. 2004b. *Rana pueblae*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., L. Canseco-Márquez y J. Mendelson III. 2006. *Plectrohyla cembra*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Santos-Barrera, G., L. Canseco-Márquez y O. Flores-Villela. 2004. *Plectrohyla cyanomma*. 2007 IUCN red list of threatened species, en <www.iucnredlist.org> (consultado en marzo de 2006).
- Schiegg, K., J.R. Walters y J.A. Priddy. 2005. Testing a spatially explicit, individual-based model of red-cockaded woodpecker population dynamics. *Ecological Applications* 15: 1495.
- Semarnart. 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, 1-56.
- Shaffer, M.L. 1983. Determining minimum viable populations size for the grizzly bear. *International Conference on Bear Research and Management* 47: 1026-1035.
- Shaffer, M.L., y F.B. Samson. 1985. Population size and extinction: A note on determining critical population sizes. *The American Naturalist* 125: 144-152.
- Shannon, F.A., y J.E. Werler. 1955. Notes on amphibians of the Los Tuxtlas range of Veracruz, Mexico. *Transactions of the Kansas Academy of Science* 58: 360-386.
- Skutch, A.F. 1959. Red-throated caracara. The scourge of the wasp. *Animal Kingdom* 62: 8-13.
- Smith, F.A., B.T. Bestelmeyer, J. Biardi y M. Strong. 1993. Anthropogenic extinction of the endemic woodrat *Neotoma bunkerii* Burt. *Biodiversity Letters* 1: 149-155.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10: 1115-1123.
- Sosa, V., y T. Platas. 1998. Extinction and persistence of rare orchids in Veracruz, Mexico. *Conservation Biology* 12: 451-455.
- Sosa, V., A.P. Vovides y G. Castillo-Campos. 1998. Monitoring endemic plant extinction in Veracruz, Mexico. 1998. *Biodiversity and Conservation* 7: 1521-1527.
- Steadman, D.W. 1995. Prehistoric extinctions of Pacific islands birds: Biodiversity meets zooarchaeology. *Science* 267: 1123-1131.
- Steadman, D.W., P.S. Martin, R.D.E. MacPhee, A.J. Jull, H. McDonald et al. 2005. Asynchronous extinction of late Quaternary sloths on continents and islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 11763-11768.
- Stevenson, J.O., y R.E. Griffith. 1946. Winter life of the whooping crane. *The Condor* 48: 160-178.
- Stuart, S.N., J. Chanson, N.A. Cox, B. Young, A.S. Rodrigues et al. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783-1786.
- Sweifel, R.G. 1955. Ecology, distribution, and systematics of frogs on the *Rana boylei* group. *University of California Publications in Zoology* 54: 207-292.
- Tanner, J.T. 1942. *The ivory-billed woodpecker*. National Audubon Society Research Report No. 1, Nueva York.
- Taylor, E.H. 1940a. Two new anuran amphibians from Mexico. *Proceedings of the United States National Museum* 89: 43-47.
- Taylor, E.H. 1940b. New salamanders from Mexico. *Univ. Kansas Sci. Bull.* 26: 407-439.
- Taylor, E.H. 1941. A new plethodont salamander from New Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 54: 77-80.
- Thompson, K., y A. Jones. 1999. Human population density and prediction of local plant extinction in Britain. *Conservation Biology* 13: 185-189.
- Timm, R.M., R.M. Salazar, A. Peterson y A. Townsend. 1997. Historical distribution of the extinct tropical seal, *Monachus tropicalis* (Carnivora: Phocidae). *Conservation Biology* 11: 549-551.
- Toal, K.R. III. 1994. A new species of *Hyla* (Anura: Hylidae) from the Sierra de Juárez, Oaxaca, Mexico. *Herpetologica* 50: 187-193.
- Toal, K.R., y J.R. Mendelson III. 1995. A new species of *Hyla* (Anura: Hylidae) from cloud forest in Oaxaca, Mexico, with comments on the status of the *Hyla bistincta* group. *Occasional Papers, Natural History Museum University of Kansas* 174: 1-20.
- Trejo, I., y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Valovirta, I. 1984. Rarefaction as a tool in island biogeography, en A. Solem y A.C. Van Bruggen (eds.), *World-wide snails*. Brill Archive, Leiden, pp. 224-236.
- Vázquez-Domínguez, E., G. Ceballos y J. Cruzado. 2004. Extirpation of an insular subspecies by a single introduced cat: The case of the endemic deer mouse *Peromyscus guardia* on Estanque island, Mexico. *Oryx* 38: 347-350.
- Velázquez, A., J.F. Mas, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P.C. Alcántara et al. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62: 21-37.

- Villa, R.B. 1960. Vertebrados terrestres. La isla Socorro. *Monografías del Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México* **2**:203-216.
- Villa-R., J.P. Gallo y B. LeBoeuf. 1986. La foca monje *Monachus tropicalis* (Mammalia: Pinnipedia), definitivamente extinguida en México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoología* **2**:573-588.
- Vovides, A., y G. Medina. 1994. Relación de plantas mexicanas amenazadas de extinción, en O. Flores-Villela y P. Gerez (eds.), *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo*. CONABIO-UNAM, México.
- Wake, D.B. 1987. Adaptive radiation of salamanders in Middle American cloud forests. *Ann. Missouri Bot. Gard.* **74**:242-264.
- Wake, D.B., y J.F. Lynch. 1976. The distribution, ecology, and evolutionary history of plethodontid salamanders in tropical America. *Science Bulletin of the Natural History Museum of Los Angeles County* **25**:1-65.
- Wake, D.B., y J.A. Campbell. 2001. An aquatic plethodontid salamander from Oaxaca, Mexico. *Herpetologica* **57**:509-514.
- Walter, H.S.G., y A. Levin. 2008. Feral sheep on Socorro island: Facilitators of alien plant colonization and ecosystem decay. *Diversity and Distributions* **14**:422-431.
- Webb, R.G. 1988. Frogs of the *Rana tarahumarae* group in eastern Mexico. *Occ. Pap. Mus. Texas Tech. Univ.* **121**:1-15.
- Wetmore, F.A. 1965. Birds of the Republic of Panama. Part. 1. *Smithsonian Miscellaneous Collections.* **150**:1-483.
- Wilbur, S. 1973. The California condor in the Pacific Northwest. *The Auk* **90**:196-198.
- Woodall, H.T. 1941. A new Mexican salamander of the genus *Oedipus*. *Ocass. Pap. Mus. Zool. Univ. Michigan* **444**:1-4
- Wright, S. 1931. Evolution in Mendelian populations. *Genetics* **16**:97-159.
- Ximénez, F. 1722. Historia natural del Reino de Guatemala. *Soc. Geog. Hist. Guatemala. Publicaciones Especiales*, 14, título VIII. Editorial "José de Pineda Ibarra", Guatemala.
- Zunino, M., y A. Zullini. 2003. *Biogeografía*. Fondo de Cultura Económica, México.