

3 Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico

AUTORES RESPONSABLES: Robert H. Manson • Enrique J. Jardel Peláez

COAUTORES: Martín Jiménez Espinosa • Carlos A. Escalante Sandoval

AUTORES DE RECUADROS: 3.1, Miguel Martínez Ramos • 3.2, Enrique J. Jardel Peláez, Heidi Asbjornsen, Sarahy Contreras Martínez, Dante A. Rodríguez-Trejo, Eduardo Santana C. • 3.3, Arturo V. Arreola Muñoz • 3.4, Robert H. Manson • 3.5, Víctor Sánchez-Cordero • 3.6, Víctor Magaña Rueda, Leticia Gómez Mendoza

REVISORES: Octavio Pérez Maqueo • Víctor Magaña Rueda

CONTENIDO

3.1	Introducción / 133
3.1.1	Perturbaciones, procesos ecológicos y biodiversidad / 134
3.1.2	Perturbaciones naturales <i>versus</i> antropogénicas / 135
3.1.3	Los desastres / 138
3.2	Impacto de los desastres naturales / 143
3.2.1	Diseño del estudio / 143
3.2.2	Impacto de las sequías / 144
3.2.3	Impacto de los incendios forestales / 149
3.2.4	Impacto de los huracanes / 155
3.2.5	Impacto de las inundaciones / 158
3.2.6	Sinergias y cambio climático / 161
	• Sinergias entre perturbaciones naturales / 161
	• Cambio climático / 164
3.3	Conclusiones y recomendaciones / 175
	Referencias / 177

RECUADROS

Recuadro 3.1. *Dinámica de regeneración natural de selvas húmedas* / 136

Recuadro 3.2. *Efectos del fuego sobre la biodiversidad en ecosistemas forestales* / 137

Manson, R.H., E.J. Jardel Peláez *et al.* 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 131-184.

Recuadro 3.3. *Las “aguas grandes” en la costa de Chiapas: ¿cada cuándo?* / 140

Recuadro 3.4. *Riesgo de inundaciones por efectos de la deforestación en el estado de Veracruz* / 141

Recuadro 3.5. *Efecto del cambio climático en la distribución de la diversidad biológica en México* / 166

Recuadro 3.6. *Cambio climático y biodiversidad: avances y retos en México* / 168

Resumen

México está expuesto a fenómenos hidrometeorológicos extremos y a una alta incidencia de incendios forestales que han tenido impactos socioeconómicos significativos en el pasado reciente. Estas perturbaciones forman parte integral de la dinámica de los ecosistemas y son fuerzas selectivas importantes y necesarias para la evolución y el mantenimiento de la biodiversidad. Los fenómenos naturales se convierten en desastres cuando afectan a las poblaciones humanas y sus condiciones de vida, su economía e infraestructura. Los cambios de uso de suelo y el cambio climático están modificando los regímenes naturales de perturbación en México. El conocimiento de las complejas relaciones entre los regímenes de perturbación (naturales o antropogénicos) y la biodiversidad aún es insuficiente, pero constituye un aspecto fundamental para la conservación y manejo sustentable de los ecosistemas. En este capítulo se presenta información histórica actualizada y nuevos datos sobre la incidencia y posible impacto de los fenómenos hidrometeorológicos y de los incendios forestales en las ecorregiones de México. El 35.4% del territorio nacional está expuesto a sequías extensas, siendo las ecorregiones de Baja California, el Desierto Chihuahuense y la Sierra Madre Occidental las zonas potencialmente más afectadas. Los incendios forestales, la mayoría de origen antropogénico, dañaron en promedio 220 986 hectáreas por año entre 1970 y 2007, con más incidencia de probables incendios en la superficie que ocupan la Planicie

Occidental Yucateca, los Altos de Chiapas y la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán, así como los lomeríos y piedemontes del Pacífico Sur. Nuestros resultados también indican una frecuencia de incendios mayor a la esperada en ecosistemas sensibles al fuego, como las selvas tropicales húmedas. Asimismo encontramos evidencias de que la magnitud y frecuencia de huracanes está aumentando. Entre 1950 y 2004, 25% de la superficie del país fue afectada por 29 huracanes de niveles 3 a 5, siendo las ecorregiones adyacentes a las líneas de costa las más dañadas. A pesar de las enormes inundaciones que provocaron estos huracanes, no hubo suficientes datos para realizar un estudio acerca de sus consecuencias en el ámbito nacional. Nuestros resultados indican que varias de estas perturbaciones podrían interactuar de manera sinérgica entre sí y con el cambio climático, con efectos sobre la biodiversidad y la infraestructura humana más altos que lo esperado con base en análisis individuales de cada tipo de perturbación. En este estudio se recomienda la aplicación de instrumentos como el ordenamiento ecológico del territorio, la cuantificación y valoración de servicios ecosistémicos clave en la regulación de las perturbaciones naturales, así como el monitoreo en todo el país de los impactos antropogénicos sobre los ecosistemas que proporcionan dichos servicios, todo ello como elementos clave de una estrategia nacional para mitigar los riesgos de los desastres que surgen de las perturbaciones aquí estudiadas.

3.1 INTRODUCCIÓN

Por las características particulares de su geografía, el territorio de México está expuesto a una gran variedad de fenómenos naturales, como huracanes, tormentas tropicales, inundaciones, sequías, incendios forestales, deslizamientos de suelos, terremotos y erupciones volcánicas, que llegan a convertirse en desastres cuando causan daño a las poblaciones humanas y afectan su economía e infraestructura (Cenapred 2001). Desde el punto de vista de la ecología, estos fenómenos y sus interacciones sinérgicas se consideran perturbaciones que han formado parte de la dinámica de los ecosistemas y del ambiente en el cual han evolucionado las diferentes formas de vida (Sousa 1984; Pickett y White 1985; Pickett *et al.* 1997; Turner *et al.* 1997). Sin embargo, el contexto en el que ocurren estas perturbaciones naturales está cambiando debido a la influencia del ser humano sobre el ambiente y los ecosistemas (Vitousek *et al.* 1997). Como consecuencia del cambio climático

global, se prevé un aumento en la frecuencia y severidad de fenómenos como ciclones, sequías o incendios, lo cual actuará de manera sinérgica con el deterioro ambiental, la transformación del paisaje y la alteración de los regímenes de perturbación naturales o históricos causados por las actividades humanas. Esto a su vez afectará la capacidad de los ecosistemas para amortiguar el impacto de las perturbaciones naturales y minimizar el riesgo de que se conviertan en desastres (Myers 1997; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez 1997; Abramovitz 1999; McCarthy *et al.* 2001; Emanuel 2005; MA 2005).

El probable aumento en los desastres causados por fenómenos naturales implicará cada vez mayores costos socioeconómicos para México (Charvériat 2000; Bitrán Bitrán 2001). Esto también puede provocar efectos negativos para la conservación biológica en un país megadiverso (Mittermeier *et al.* 1997). La naturaleza y la magnitud de tales efectos es objeto de controversia, sobre todo en cuanto a la toma de decisiones acerca de su manejo,

debido a que aún no se conocen suficientemente las complejas relaciones entre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, y de cómo influyen en estas las perturbaciones a diferentes escalas espaciales y temporales (Turner *et al.* 1997; Romme *et al.* 1998).

En el caso de México hacen falta más estudios sobre los efectos de diferentes tipos de perturbaciones en distintos ecosistemas, para entender mejor sus consecuencias. Un punto de partida para entender mejor estas consecuencias sobre la biodiversidad y los ecosistemas, es contar con información reciente acerca de la incidencia de fenómenos como huracanes, sequías, inundaciones e incendios forestales. El objetivo de este estudio es proporcionar información actualizada y nuevos datos de cómo afectan los fenómenos hidrometeorológicos y los incendios forestales a las ecorregiones del país (INEGI, CONABIO e INE 2007). En el primer apartado se tratan los conceptos teóricos de la ecología que sirven como marco de referencia para entender los efectos de las perturbaciones en los ecosistemas y sus consecuencias sobre la diversidad de especies; se discuten las posibles implicaciones de la alteración de los regímenes de perturbación natural por las actividades humanas, así como la introducción de nuevos tipos de perturbaciones antropogénicas. Asimismo, se analizan las relaciones entre las perturbaciones, consideradas como procesos ecológicos, y los desastres originados por fenómenos naturales, estos últimos entendidos desde una perspectiva social como sucesos que afectan a las poblaciones humanas y sus condiciones de vida, tanto económicas como de infraestructura. En el segundo apartado se aborda el caso de distintos tipos de perturbaciones, haciendo énfasis en los fenómenos hidrometeorológicos (por ejemplo, huracanes, sequías e inundaciones) y los incendios forestales y sus posibles impactos sobre las ecorregiones de México. Las relaciones sinérgicas entre los factores señalados se tratan al final de esta sección, junto con un análisis de las implicaciones del cambio climático global, fenómeno que podría aumentar la incidencia y los impactos de las perturbaciones sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Por último, se presentan las conclusiones y algunas recomendaciones generales.

3.1.1 Perturbaciones, procesos ecológicos y biodiversidad

Las perturbaciones naturales son eventos que ocurren de manera relativamente discreta en el tiempo y modifican el estado, el ambiente físico o la estructura de un ecosis-

tema, comunidad o población, reiniciando procesos de regeneración y sucesión (Pickett y White 1985).¹ Generalmente, el efecto de las perturbaciones en la dinámica de los ecosistemas se ve de forma negativa porque existe una percepción popular, ampliamente difundida pero equivocada, de que los ecosistemas naturales o “bien conservados” se encuentran en una situación estable que ocasionalmente alteran las perturbaciones, lo que hace necesario poner en práctica medidas de prevención o remediación para minimizar los daños que estas causan. Tales ideas se basan en la noción del equilibrio ecológico, fuertemente arraigada en el pensamiento conservacionista (Pickett *et al.* 1997) e incluso en ordenamientos legales, como la ley ambiental mexicana. Desde esa perspectiva se supone que el estado idóneo de la naturaleza consiste en ecosistemas que a lo largo del tiempo han alcanzado el clímax, esto es, su máximo estado de desarrollo potencial, y que se mantiene en equilibrio con las condiciones ambientales. Sin embargo, numerosas investigaciones realizadas en las últimas décadas rechazan tales ideas, dando lugar a un cambio de paradigma en la ciencia de la ecología: la concepción actual es que los ecosistemas naturales son dinámicos, se modifican continuamente, presentan cambios complejos, pueden estar en diferentes estados cercanos o no a la estabilidad, y las perturbaciones naturales tienen un papel importante en su funcionamiento (Sousa 1984; Pickett y White 1985; Botkin 1990; De Leo y Levin 1997; Pickett *et al.* 1997; Terradas 2001; Gunderson y Holling 2002). La evidencia científica también muestra que la diversidad biológica es resultado de procesos evolutivos en los que las perturbaciones han actuado como fuerzas selectivas y como parte de los procesos ecológicos que mantienen, e incluso generan, patrones de variación espacial y temporal en la diversidad de ecosistemas, especies y poblaciones (Levin y Paine 1974; Connell 1979; Sousa 1984; Pickett y White 1985; Turner *et al.* 1997; Romme *et al.* 1998; Foster 2000; Brawn *et al.* 2001).

Históricamente, los ecosistemas han estado sujetos a regímenes de perturbación que se pueden caracterizar por distintos atributos, como su distribución espacial, superficie impactada, frecuencia (número de eventos por unidad de tiempo) y tasa de retorno (media de tiempo entre uno y otro), intensidad (cantidad de energía liberada por unidad de área y tiempo), naturaleza intrínseca (diferencias cualitativas entre tipos de perturbaciones) y las sinergias que se producen entre las perturbaciones dominantes (Pickett y White 1985; White y Jentsch 2001). Estos regímenes pueden cambiar considerablemente entre diferentes ecosistemas, y de hecho determinan en

gran parte algunas de sus características, como la estructura y composición de la vegetación. Por eso, la variación en el régimen histórico de perturbación es un aspecto fundamental que se debe considerar cuando se definen prácticas de conservación biológica y planes de manejo del territorio y los recursos naturales (Hobbs y Huenneke 1992; Pickett *et al.* 1997; Landres *et al.* 1999).

Entender las consecuencias ecológicas de las perturbaciones y su influencia en la estructura y dinámica del mosaico de parches en el paisaje es particularmente importante para conservar la biodiversidad (Pickett y White 1985; Christensen *et al.* 1996; Christensen 1997). La conservación involucra necesariamente una paradoja, ya que se busca preservar sistemas que, de entrada, son dinámicos y cambiantes (White y Bratton 1980; Botkin 1990; Ostfeld *et al.* 1997). Es esencial entonces reconocer la importancia de los procesos que regulan el funcionamiento de los ecosistemas y, en lugar de intentar restringir su variación natural, utilizar nuestro conocimiento acerca de ellos para minimizar o controlar ciertos efectos ambientales “indeseables”. De hecho, varios estudios han demostrado que suprimir las perturbaciones que han formado parte de un ecosistema genera consecuencias negativas. Por ejemplo, modificar los ciclos naturales de inundación y sequía en ríos y humedales ha llevado a la desaparición de hábitats y especies, a cambiar los cauces y a su desbordamiento cuando ocurren precipitaciones y escurrimientos extremos (Brawn *et al.* 2001; Reice 2001); o bien, en ecosistemas forestales con un régimen histórico de incendios frecuentes leves, suprimir el fuego provoca acumulación de combustibles e incendios severos, destructivos e incontrolables (Agee 2002; Myers 2006), por lo que es más recomendable restaurar el régimen de fuego utilizando quemas prescritas (Agee y Skinner 2005). Las estrategias de manejo de ecosistemas dirigidas a mitigar las perturbaciones que los regulan, generalmente los modifican a formas más simplificadas (menos diversidad estructural y de especies), aumentando su vulnerabilidad y disminuyendo su resiliencia² frente a nuevas perturbaciones (De Leo y Levin 1997; Folke *et al.* 2004).

Las perturbaciones naturales que mantienen la diversidad en los ecosistemas generalmente son de carácter intermedio en términos temporales y espaciales, es decir, frecuentes y pequeñas o infrecuentes y grandes (Connell 1979). Las perturbaciones frecuentes generan en el paisaje un mosaico de “grano fino”, esto es, mantienen parches de hábitat en distintas etapas de desarrollo sucesional, con una estructura y composición de especies característica. Estos parches, que en el caso de los bosques, por

ejemplo, incluyen claros recientemente abiertos por la caída de árboles grandes derribados por viento, un incendio o el ataque de insectos u hongos patógenos. Los parches ofrecen distintas condiciones de hábitat para especies con requerimientos ecológicos diferentes (véanse los recuadros 3.1 y 3.2). En los ecosistemas acuáticos, las inundaciones cíclicas son esenciales para mantener hábitats como humedales y llanuras de inundación de las que dependen numerosas especies de plantas y aves (Brawn *et al.* 2001; Reice 2001). En este sentido, la heterogeneidad creada por las perturbaciones y los procesos de regeneración y sucesión subsiguientes es necesaria para el mantenimiento de la biodiversidad (Bormann y Likens 1979; Romme y Knight 1981; Forman y Godron 1986; White y Jentsch 2001).

En el caso de las perturbaciones infrecuentes, estas afectan, en un solo evento grandes extensiones del orden de cientos o miles de hectáreas; es lo que sucede, por ejemplo, con los huracanes más intensos, las erupciones volcánicas o los grandes incendios de bosques de coníferas septentrionales (Turner *et al.* 1997; Romme *et al.* 1998). Este tipo de perturbaciones prácticamente reinicia el desarrollo de un ecosistema, y si bien sus efectos al principio parecen devastadores, los intervalos entre los eventos de perturbación son de tal amplitud que proporcionan el tiempo necesario para que los ecosistemas puedan recuperarse, e incluso eliminar organismos patógenos o parásitos que causan enfermedades y plagas, o limpiarse de especies exóticas invasoras que tienden a desplazar a las especies nativas (Sousa 1984; Agee 1993; Turner *et al.* 1997; Batista y Platt 2003).

3.1.2 Perturbaciones naturales versus antropogénicas

Las perturbaciones que influyen en los ecosistemas pueden ser originadas por causas naturales (como un huracán, una sequía o una inundación) o humanas (por ejemplo, la reconversión de bosques para fines productivos o la contaminación de aguas y suelos por actividades mineras), o bien es posible que sean una mezcla de ambas, como en el caso de los incendios forestales que son causados tanto por fuentes de ignición naturales —como los rayos— o antropogénicas, como el fuego escapado de quemas agrícolas.

Las perturbaciones naturales y antropogénicas frecuentemente actúan de manera sinérgica. La transformación del paisaje por la acción humana (deforestación, fragmentación, explotación de recursos, intervenciones de

RECUADRO 3.1 DINÁMICA DE REGENERACIÓN NATURAL DE SELVAS HÚMEDAS

Miguel Martínez Ramos

En México, los bosques tropicales perennifolios (selvas húmedas) representan los ecosistemas terrestres más ricos en especies de plantas y animales. En estos bosques la superposición de hojas, ramas y tallos de palmas, lianas y árboles de diferentes tamaños forman una bóveda espesa y cerrada que filtra la energía solar al interior del bosque, limitando fuertemente el crecimiento de la vegetación. De manera recurrente, las lluvias, vientos, huracanes, descargas eléctricas, deslaves y el ataque de animales y enfermedades (que debilitan las raíces y los troncos) provocan la caída de ramas y árboles, abriendo claros en la bóveda forestal. En estos claros aumenta la energía solar, lo que acelera el desarrollo de las plantas. Con frecuencia (uno por hectárea en cinco años o menos) se forman claros pequeños, menores de 50 m², al caer ramas o toda la copa de un árbol grande. Es menos común (uno por hectárea cada 25 años o más) que se formen claros grandes (> 300 m²) cuando caen varios árboles completos (Martínez-Ramos *et al.* 1988).

Los claros pequeños se cierran de manera rápida con el crecimiento de ramas de árboles cercanos. Aunque el aumento de luz en los claros es esporádico, es suficiente para producir un pulso de crecimiento en las plantas antes inhibidas en la sombra. Los claros grandes se cierran con el crecimiento vertical de los árboles. El suelo queda expuesto a la radiación solar directa y a una mayor temperatura. Estos cambios ambientales activan la germinación de especies “pioneras”, árboles heliófilos cuyo ciclo de vida solo ocurre en sitios abiertos (Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla 1998). Una maduración rápida, la copiosa producción de semillas pequeñas (< 0.5 cm de largo) y una amplia diseminación de las mismas permiten que las pioneras colonicen claros nuevos. Algunas especies pioneras crecen más de tres metros de altura por año y alcanzan 30 m en menos de 10 años. Su longevidad, sin embargo, es corta y contadas especies sobrepasan los 50 años.

Con el tiempo, a los árboles pioneros los sustituyen especies arbóreas que se desarrollaron más lentamente. Estas especies “persistentes” producen semillas que generalmente tienen un

tamaño grande (> 1 cm de largo) y baja capacidad de dispersión (Martínez-Ramos *et al.* 1989). Germinan en la sombra y sobreviven por algún tiempo en la penumbra, pero requieren claros para alcanzar la madurez o reproducirse. Las especies persistentes son las más comunes en las selvas húmedas y varían en su tamaño máximo (unas alcanzan algunos metros de altura y otras hasta 80 m), así como en la velocidad de crecimiento y longevidad: algunas viven poco más de 100 años y otras más de mil (Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla 1998).

Con el establecimiento de árboles persistentes se cierra un ciclo de regeneración y se reinicia cuando alguno de estos árboles se rompe o cae. Se estima que el ciclo dura de 50 a 400 años, tiempo que transcurre entre la formación de dos claros en un mismo sitio del bosque (Martínez-Ramos *et al.* 1988). El ciclo es más rápido en terrenos inclinados, suelos someros y en áreas con tormentas severas (Clark 1990), también en selvas fragmentadas y en los bordes, pero no así en sitios conservados y al interior del bosque.

En las últimas décadas las selvas húmedas han estado sujetas a deforestación y fragmentación intensas. Estas perturbaciones provocadas por los seres humanos crean claros mucho más grandes (de uno a cientos de hectáreas) que los naturales y las actividades (agrícolas, pecuarias o mineras, entre otras) que en ellos se practican generan ambientes que eliminan, impiden o reducen la capacidad de regeneración natural de la selva (Holl y Kappelle 1999). Como resultado de estas actividades se ha producido una extinción masiva de especies y la pérdida profunda de funciones y servicios que proveen las selvas como ecosistemas. La dinámica de regeneración natural de las selvas húmedas depende de mecanismos que evolucionaron durante millones de años, los cuales mantienen la gran biodiversidad de estos ecosistemas. Programas sustentables de manejo de selvas húmedas dependen de que logremos entender los principios ecológicos que rigen la dinámica de regeneración natural de estos extraordinarios y majestuosos bosques.

manejo, ocupación del suelo, contaminación, etc.) puede imitar, modificar o amplificar los efectos de eventos naturales o alterar regímenes históricos de perturbación en un ecosistema particular, aumentar su vulnerabilidad o introducir nuevos tipos de perturbación (Mooney y Godron 1983; Pickett *et al.* 1997).

En regiones con una larga historia de presencia humana, como en México y buena parte de América (Denevan 1992), los ecosistemas han estado sujetos a regímenes históricos de perturbación antropogénica que se han convertido en parte de su dinámica o que crean condiciones de hábitat favorables para un importante componente de

RECUADRO 3.2 EFECTOS DEL FUEGO SOBRE LA BIODIVERSIDAD EN ECOSISTEMAS FORESTALES

Enrique J. Jardel Peláez • Heidi Asbjornsen • Sarahy Contreras Martínez • Dante A. Rodríguez-Trejo • Eduardo Santana C.

El efecto del fuego en la biodiversidad es un tema complejo y controversial que aún está poco estudiado en México. Existe una idea generalizada de que los incendios forestales son una amenaza para la biodiversidad, pero algunas investigaciones han mostrado que el fuego es parte de la dinámica de muchos ecosistemas terrestres. Al evaluar los efectos del fuego sobre la biodiversidad, se debe tomar en consideración que en el territorio mexicano existe una gran diversidad de ecosistemas forestales que han estado sujetos a diferentes regímenes históricos de incendios y que presentan una amplia variación en cuanto a su sensibilidad y respuesta a los efectos del fuego. Adicionalmente, las especies presentes en una misma área pueden responder de manera diferente a este factor. Los siguientes ejemplos dan una idea de la variación de los efectos del fuego sobre la diversidad de especies de plantas y animales en distintos tipos de bosques.

En bosques de pino las áreas quemadas tienden a presentar mayor riqueza florística que aquellas que no se han quemado durante periodos prolongados. En bosques de *Pinus hartwegii* del Ajusco, Distrito Federal, a 3 650 m de elevación, un año después de haber sufrido un incendio o estar sujetos a quemas prescritas la riqueza de plantas vasculares fue de 21 especies, mientras que en áreas no quemadas solo se encontraron 12 especies (Rodríguez-Trejo *et al.* 2004).

En otro estudio en bosques de *Pinus douglasiana* y *P. herrerae* en la Sierra de Manantlán, Jalisco, a elevaciones de 1 930-2 200 m se registró un total de 126 especies de plantas vasculares, de las cuales 56 se encontraron en sitios no quemados, 101 en lugares quemados superficialmente y 37 en claros abiertos por incendios severos; la composición de especies varió marcadamente entre los sitios de acuerdo con la intensidad de la quema y 52 especies se encontraron solo en sitios quemados (Vargas-Jaramillo *et al.* 2005). En la misma área de estudio Contreras-Martínez y Santana (1995) registraron mayor riqueza de especies de aves (79) en una zona de regeneración de bosque de pino-encino que había sido afectada por un incendio de copa, que en el bosque de pino-encino no quemado (70 especies), pero menor que en un rodal de bosque

mesófilo de montaña cercano (87 especies). Observaciones de largo plazo muestran que aun entre especies del mismo gremio trófico, como los colibríes *Scelasphorus rufus* y *Lampornis amethystinus*, existen respuestas diferentes al efecto de los incendios: el primero es abundante en los claros abiertos por el fuego y sus poblaciones disminuyen conforme avanza la sucesión y se cierra el bosque, mientras que el segundo sigue un comportamiento opuesto. Estos estudios muestran que la conservación de la diversidad de plantas y aves en el área depende del mosaico del paisaje formado por parches quemados y no quemados en distintas etapas de sucesión.

En contraste con los bosques de pino que se mantienen bajo un régimen de incendios frecuentes de baja severidad, los bosques mesófilos de montaña son muy sensibles al fuego. El fuego, que era un evento raro en estos ecosistemas de zonas húmedas, se ha vuelto más frecuente por las actividades humanas y en años secos puede quemar severamente áreas extensas. En 1998 (un año extremadamente seco por efecto de El Niño) se quemaron cerca de 38 000 hectáreas de bosque mesófilo de montaña en Los Chimalapas, Oaxaca. Un estudio realizado cuatro años después del incendio (Asbjornsen y Gallardo-Hernández 2004) mostró la disminución de la riqueza de especies arbóreas en 71% (de 30 a nueve especies) en suelos derivados de rocas metamórficas y en 81% en terrenos cársticos (de 20 a cuatro especies), mientras que en el bosque enano de las partes altas de las montañas (arriba de 1 780 m), se perdió 100% del estrato arbóreo. En el estrato arbustivo del bosque mesófilo sobre terrenos cársticos la riqueza de especies disminuyó 11% (de 43 a 38 especies), en tanto que en los terrenos metamórficos la riqueza de arbustos aumentó 6% (de 39 a 41 especies), pero con dominancia de especies oportunistas de etapas tempranas de la sucesión. En la Sierra de Manantlán, donde se encuentra un mosaico de bosques de pino-encino y mesófilo de montaña, se ha encontrado que los incendios favorecen la dominancia de los pinos e impiden su reemplazo por las especies latifoliadas de bosque mesófilo de montaña en la sucesión en sitios húmedos (Jardel *et al.* 2004).

la biodiversidad (Mooney y Godron 1983; McDonnell y Pickett 1993; Foster 2000). Esto se refleja, por ejemplo, en la riqueza florística y el alto nivel de endemismo de plantas arvenses (asociadas a campos de cultivo) en la vegetación mexicana (Rzedowski 1991). En cuanto a los in-

cendios forestales en muchas partes del mundo, y este es el caso de México, es difícil separar su origen natural o humano, por lo que es preferible hacer referencia a regímenes históricos de perturbación por fuego (Pyne 1995). Sin embargo, en los últimos dos siglos han aparecido per-

turbaciones antropogénicas completamente nuevas, distintas en sus características y magnitud a cualquier otro factor que en el pasado influyera en los patrones y procesos de los ecosistemas o en la evolución de la biota (McNeill 2000). Hoy día, considerando el grado de influencia humana a escala de la biosfera en general (Vitousek *et al.* 1997; MA 2005), y en México en particular (con solo 33% de la superficie terrestre del país cubierto por vegetación no perturbada (Palacio-Prieto *et al.* 2000)), es difícil separar los efectos de perturbaciones naturales y antropogénicas. Sin embargo, esta distinción es muy importante en el desarrollo de estrategias de conservación o restauración ecológica (Richmond 1993; McIntyre y Hobbs 1999; Chazdon 2003).

Los efectos de las perturbaciones antropogénicas se manifiestan a diferentes escalas espaciales, pero son particularmente notables en la escala del paisaje (Turner 1989; Turner *et al.* 2001). El proceso de transformación a gran escala de la superficie de la Tierra por las actividades humanas (avance de la frontera agropecuaria, explotación forestal, minería, urbanización, etc.) ha dado como resultado paisajes caracterizados por fragmentos de hábitat original rodeados por matrices de vegetación con estructuras homogéneas y comunidades poco diversas (véase capítulos 1 y 2 en este volumen). Típicamente, las perturbaciones antropogénicas que crean y mantienen estos paisajes, son muy intensas, frecuentes y extensas. Aparte de la pérdida de hábitat original que generan, otros efectos secundarios de estas perturbaciones incluyen los llamados efectos de borde y la pérdida adicional de hábitat no perturbado (Ries *et al.* 2004; Harper *et al.* 2005). Sus sinergias con perturbaciones naturales producen la degradación acelerada de los fragmentos de hábitat original remanente (Laurance *et al.* 2002) y la reducción del tamaño y movilidad de poblaciones, así como de su diversidad genética, lo cual puede tener efectos en las metapoblaciones³ y provocar la extinción local o regional de especies (Hanski 1998).

La pérdida de biodiversidad tiene consecuencias sobre distintas propiedades de los ecosistemas, como su capacidad para soportar los efectos de las perturbaciones (resistencia) o regenerarse después de un evento de perturbación (resiliencia) (Loreau *et al.* 2002; Hammill *et al.* 2005; Hooper *et al.* 2005). Existen umbrales de perturbación más allá de los cuales pueden suceder cambios abruptos inesperados, tanto cuantitativos como cualitativos, en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas que los hacen más vulnerables a perturbaciones futuras o que incluso llevan al reemplazo de un tipo de ecosistema por

otro (Paine *et al.* 1998; Gunderson y Holling 2002; Fahrig 2003; Folke *et al.* 2004; MA 2005; Groffman *et al.* 2006). Por ejemplo, el aumento de la frecuencia y severidad de incendios en bosques tropicales fragmentados conduce a que se reemplacen por sabanas (Nepstad *et al.* 2001).

Las perturbaciones antropogénicas no solo han aumentado en extensión e intensidad en los últimos dos siglos, además han aparecido nuevos tipos de perturbación (McNeill 2000) y la huella humana en la Tierra tiene ahora un alcance mucho mayor que en el pasado (Goudie 2001). Perturbaciones como el uso del fuego para abrir pequeños claros para la agricultura con ciclos largos de barbecho o el apacentamiento de ganado, lo cual simula perturbaciones naturales, fueron capaces de mantener gran parte de la diversidad biológica de los ecosistemas utilizados por el ser humano durante siglos o incluso milenios (Harrison y Turner II 1978; Roosevelt 1989; Gómez-Pompa *et al.* 1993; Foster 2000). Sin embargo, otras perturbaciones como la cacería inmoderada causaron extinciones masivas de la megafauna en muchos continentes (Barnosky *et al.* 2004), actividad cuyos impactos afectan los ecosistemas hasta la actualidad (Janzen y Martin 1982; Dirzo y Miranda 1991). Es necesario incorporar información sobre estos efectos en el desarrollo de planes de manejo de recursos naturales, conservación de espacios silvestres o restauración ecológica, con el fin de evitar la desaparición de hábitat crítico para ciertos componentes de la biodiversidad adaptados a estas perturbaciones antropogénicas históricas (Foster *et al.* 2003).

3.1.3 Los desastres

De acuerdo con la Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres de la Organización de las Naciones Unidas (EIRD 2007), el término “desastre” se refiere a sucesos que causan considerables pérdidas humanas, materiales, económicas o ambientales, alterando el funcionamiento de la comunidad humana afectada y excediendo su capacidad para hacer frente a la situación utilizando sus propios recursos. Whittow (1979) distingue entre amenaza o peligro (*hazard*) y evento catastrófico (*disaster*); al primero lo considera un “evento natural advertido que amenaza la vida y la propiedad”, y al segundo como la materialización de este peligro. Cuando algún fenómeno natural, como un huracán o una erupción volcánica, afecta significativamente la infraestructura, la economía y las condiciones de vida de la gente muchas veces se habla de “desastres naturales”. Dichos eventos pueden provocar pérdidas de vidas humanas y costos financieros

considerables, con consecuencias a largo plazo que se manifiestan en problemas de salud pública, escasez de alimentos o pérdida de fuentes de empleo e ingreso (Delgadillo 1996; Cenapred 2001). Sin embargo, esta designación es inadecuada; por una parte genera la percepción de que todo fenómeno natural extremo es desastroso en sus efectos ecológicos, cosa que no ocurre en todos los casos, como se señaló en la sección anterior, y por otra parece obviar el hecho de que la vulnerabilidad de las comunidades humanas a los desastres en gran parte tiene que ver con factores sociales. Así, el riesgo de desastres provocados por eventos naturales se determina como el producto de la probabilidad de que se presente el fenómeno (huracán, inundación, sequía), la exposición del sistema afectable (la población humana, los bienes y servicios o la infraestructura) y la vulnerabilidad de dicho sistema (propensión de ser afectado) al fenómeno en cuestión (Mileti 1999; Cenapred 2001; Girot 2002).⁴

Durante el siglo xx, en muchas partes del mundo hubo un aumento dramático de desastres provocados por perturbaciones naturales (ONU y WWAP 2003; PNUD 2004). Aparte de los cambios climáticos que están incrementando la frecuencia y magnitud de muchas de estas perturbaciones (Semarnat-INE 2006), el aumento de los desastres naturales también se debe a una mayor vulnerabilidad de la población humana que se establece en áreas de riesgo (llanuras de inundación, laderas inestables o zonas de matorrales y bosques susceptibles a incendios) y a la degradación de ecosistemas (como los bosques de las cabeceras de cuencas, los manglares o los arrecifes de coral) que podrían regular o mitigar el impacto de los fenómenos naturales causantes de desastres (Delgadillo 1996; PNUD 2004; Ries *et al.* 2004; EIRD 2007). Dado que en los países o regiones más desarrolladas existe mayor infraestructura, sus pérdidas económicas por desastres son más elevadas en términos absolutos (Mileti 1999). Sin embargo, debido a que estos países cuentan con más recursos institucionales, humanos y financieros, normalmente resisten mejor y se recuperan más rápido después de estos eventos catastróficos. En cambio, en los países en desarrollo, o incluso en las regiones o barrios pobres de países o regiones desarrollados, una de las causas principales de que los efectos de las perturbaciones naturales sean mayores, es su vulnerabilidad extrema a dichos eventos.

El aumento de la vulnerabilidad de los centros de población humana a los desastres provocados por fenómenos naturales se debe a un conjunto de factores: la desigualdad en la distribución de la propiedad de la tierra y la especulación inmobiliaria que lleva a los más pobres a

ocupar zonas urbanas marginales de alto riesgo (márgenes de ríos y zonas costeras, laderas de montaña), el crecimiento poblacional acelerado y la emigración rural a las ciudades, la expansión urbana desordenada, la falta de planeación y regulación de uso del suelo, el establecimiento de fraccionamientos residenciales y sitios de recreación en espacios silvestres, la información deficiente sobre medidas preventivas y el desconocimiento de las experiencias locales acerca de cómo enfrentar los fenómenos naturales más comunes (Dirzo y Miranda 1991; Delgadillo 1996; Hewitt 1997; ONU 2002; PNUD 2004). Debido a este alto grado de vulnerabilidad, en promedio hubo 13 veces más víctimas y 20 veces más daños económicos (en relación con el PIB) en países en desarrollo en comparación con las naciones ricas durante el periodo 1980-2000 (Cenapred 2001; PNUD 2004).

En México y otros países de América Latina el enfoque principal frente a estos desastres ha cambiado de un esquema fundamentalmente reactivo a uno de carácter preventivo, donde se busca entender mejor las amenazas y los factores de riesgo, y el desarrollo de métodos para detectarlas, predecirlas y mitigarlas (Cenapred 2001; Girot 2002). Sin embargo, en este paradigma de “amenazas” o eventos puntuales de corto plazo se ignora el deterioro progresivo de las condiciones ambientales, lo cual ha resultado en una percepción de los desastres como algo que precisamente resulta de las perturbaciones naturales y que minimiza el papel de los seres humanos como factor de cambio de la frecuencia, severidad e impacto económico de estos eventos (Abramovitz 1999; Girot 2002) (véanse los recuadros 3.3 y 3.4).

Esta percepción es aún más problemática por el hecho de que cada vez hay más evidencia de que los servicios ambientales proporcionados por los ecosistemas ayudan a reducir el riesgo y amortiguan los impactos de los desastres naturales (Myers 1997; Hammill *et al.* 2005; MA 2005). Estos servicios incluyen: la regulación de ciclos de inundaciones y sequías, tasas mínimas de erosión de suelos y deslaves, y reducción del efecto de los vientos, mareas y oleaje (Daily 1997; MA 2005; para más información véase el capítulo 4 de este volumen). Un número creciente de estudios documentan el enorme valor económico de los servicios derivados del buen funcionamiento de los ecosistemas naturales y las consecuencias de su reemplazo o deterioro por actividades humanas (Costanza *et al.* 1989; Myers y White 1993; Abramovitz 1999; Danielsen *et al.* 2005; Hammill *et al.* 2005).

Los costos de los desastres provocados por perturbaciones naturales en México son muy altos, por eso prevenirlos

RECUADRO 3.3 LAS “AGUAS GRANDES” EN LA COSTA DE CHIAPAS: ¿CADA CUÁNDO?

Arturo V. Arreola Muñoz

Los riesgos derivados de los efectos de la erosión y de los fenómenos hidrometeorológicos en la Sierra Madre y costa de Chiapas son muy altos y cada vez más frecuentes; es posible que se deban principalmente a aumentos en la temperatura del mar, por eso la severidad de algunos huracanes y de eventos como El Niño y La Niña (McCarthy *et al.* 2001; Sun 2003; Emanuel 2005). Un ejemplo del impacto de estos fenómenos en la costa del Pacífico mexicano son las lluvias que azotaron esta zona en 1998 y 2005. En todos los municipios del área el avance de la frontera agropecuaria ha tenido efectos importantes en los suelos locales frágiles, provocando un deterioro significativo del servicio ambiental de protección contra las amenazas naturales de origen climático, como tormentas tropicales, inundaciones, marejadas, avalanchas, deslizamientos, sequías e incendios. Los orígenes e interacciones de estas amenazas no son constantes.

Por ejemplo, en 1998 el fenómeno de El Niño trajo consigo el verano más cálido y seco desde 1950, el cual propició entre abril y junio graves incendios forestales, a los que siguieron lluvias intensas en septiembre cuyo resultado fueron inundaciones y deslaves de escalas impresionantes. Las fuertes precipitaciones de 2005, en cambio, fueron producto de la presencia del huracán Stan.

Entre el 7 y el 10 de septiembre de 1998 se presentó un evento de gran magnitud derivado de la formación de una lluvia orogénica con precipitaciones de hasta 300 mm en un día, y acumulada en algunos casos a más de 930 mm. En total, las lluvias de este año atípico provocaron inundaciones fuertes y moderadas que cubrieron 297 000 hectáreas; más de 115 000 hectáreas afectadas por derrumbes, deslaves, cárcavas y escorrentías difusas. Sin embargo, los mayores daños fueron los derivados de la formación de conos de deyección y

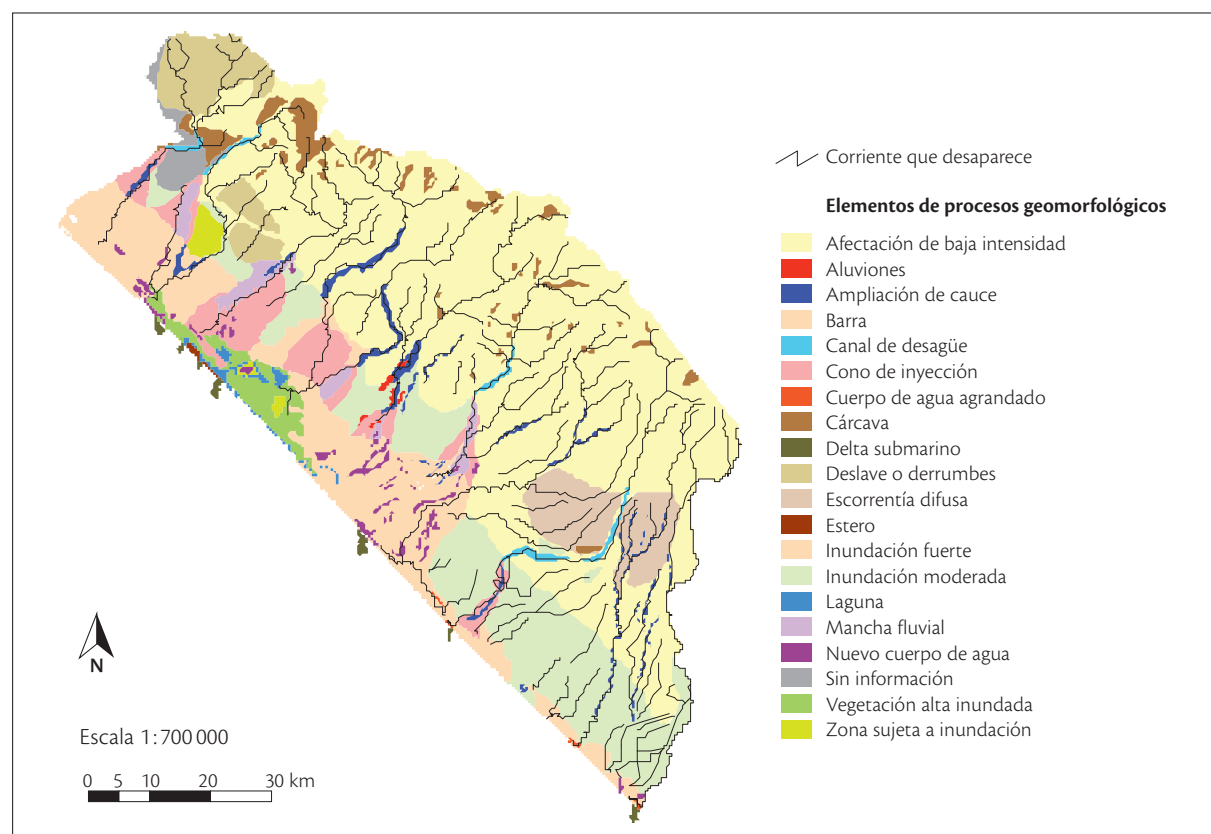


Figura 1 Mapa del impacto de fenómeno hidrometeorológico en la costa de Chiapas durante septiembre de 1998 (Idesmac 1999).

aluviones que afectaron severamente más de 74 000 hectáreas, se derrumbaron casi todos los puentes carreteros entre Pijijiapan y Huixtla, desaparecieron miles de casas e incluso fueron sepultados varios poblados, como Valdivia, que prácticamente desapareció bajo metros de lodo. En conjunto, estos eventos aportaron gran cantidad de materiales de diversos tamaños en planicies, lagunas y esteros, provocando un cambio en la morfología costera con la apertura de barras y la acumulación de sedimentos en la zona marina (Fig. 1, tomada de Idesmac 1999). En total, casi 550 000 hectáreas (300 000 en la región del Soconusco) fueron dañadas por estos eventos hidrometeorológicos. Cálculos de este estudio indican que 65% de la superficie afectada fueron pastizales y solo 3.9% correspondió a bosques mesófilos y selvas altas y medianas. Hubo más de 29 000 personas damnificadas, muchas de las cuales perdieron la vida, vivienda, medios de producción e ingreso, así como su salud y patrimonio histórico. A partir de

entonces, y como consecuencia de los programas oficiales de reconstrucción, muchas personas han migrado desde las montañas a las partes bajas, incrementando paradójicamente el número de población en riesgo, lo cual constituyó la situación ideal para un desastre de dimensiones similares al que produjo el huracán Stan en 2005. En este caso las “aguas grandes”, término utilizado localmente para describir estos fenómenos, se presentaron otra vez en la región del Soconusco, afectando a 92 000 personas sobre todo de la ciudad de Tapachula, la segunda en tamaño del estado de Chiapas. Llama la atención que los desastres de octubre fueron producto de una precipitación acumulada entre el 3 y el 6 de octubre de 2005 de 830 mm, es decir, 7.5% menos que la registrada en 1998. Estimaciones realizadas por la Comisión Nacional del Agua indican que alrededor de 307 000 hectáreas fueron afectadas.

RECUADRO 3.4 RIESGO DE INUNDACIONES POR EFECTOS DE LA DEFORESTACIÓN EN EL ESTADO DE VERACRUZ

Robert H. Manson

En México se ha reconocido que el deterioro de los recursos hídricos, los ecosistemas boscosos y los importantes servicios hidrológicos que nos proporcionan (Myers 1997; Manson 2004), así como la relación agua-bosques son un asunto de seguridad nacional (CNA 2001a). Esta relación está particularmente amenazada en el estado de Veracruz, donde la combinación de altas tasas de precipitación (12% del total nacional), escurrimiento pluvial de 28% (CNA 2002) y deforestación (pérdida de 36% de 1984 a 2000; datos no publicados) parece ligada a un aumento de ciclos de inundaciones y sequías que han ocasionado miles de millones de pesos en daños y afectado a cientos de miles de personas solo en la última década (Bitrán Bitrán 2001). Se hizo una evaluación del impacto potencial del riesgo de inundaciones por la deforestación en las cuencas de Veracruz, usando un modelo de balance hidrológico sencillo durante la época de lluvias, cuando cae 79% de la precipitación anual. Este modelo se modificó para poder estimar cambios en la cantidad de escurrimiento pluvial en cada cuenca o el riesgo de inundaciones usando un coeficiente de escurrimiento (E_1 ; valores entre 0 y 1):

$$P - ET = I + E \quad \text{Riesgo} = E_1 \times (P - ET).$$

El modelo incluye estimaciones de la precipitación (P), evapotranspiración (ET), infiltración (I) y escurrimiento pluvial (E) en cada cuenca para el periodo 1984-2000 con base en capas de datos meteorológicos, físicos y socioeconómicos de la CNA, así como mapas de vegetación y uso de suelo (1:250 000) (INEGI 1980; Palacio-Prieto *et al.* 2000) para la Región Hidrológica X (RHX) de la CNA (Fig. 1), cubriendo 85% del estado de Veracruz.

Hubo un aumento promedio de 7.24 ± 8.18 por ciento (102 millones de m^3) de escurrimiento pluvial en las cuencas de la RHX (Fig. 1), siendo las zonas norte y sur las que tienen mayor riesgo de inundaciones. En general concuerdan las predicciones del modelo hidrológico y la cantidad de damnificados en cada municipio de Veracruz (Fig. 1). Esta información servirá para realizar programas de reforestación, establecer nuevas AP estatales y municipales, y mercados para el pago de los servicios hidrológicos forestales que se espera reducirán el riesgo de ciclos de inundaciones (Manson *et al.* 2008).

Queremos hacer patente nuestro agradecimiento por los apoyos proporcionados por Sigolfo-Conacyt (proyecto 00-06-002-V) y Conafor-Conacyt (proyecto 2002-C01-5985) a RHM, así como a la Gerencia Regional Golfo Centro de la CNA y la Subsecretaría de Protección Civil del estado de Veracruz, los cuales fueron clave para realizar este estudio.

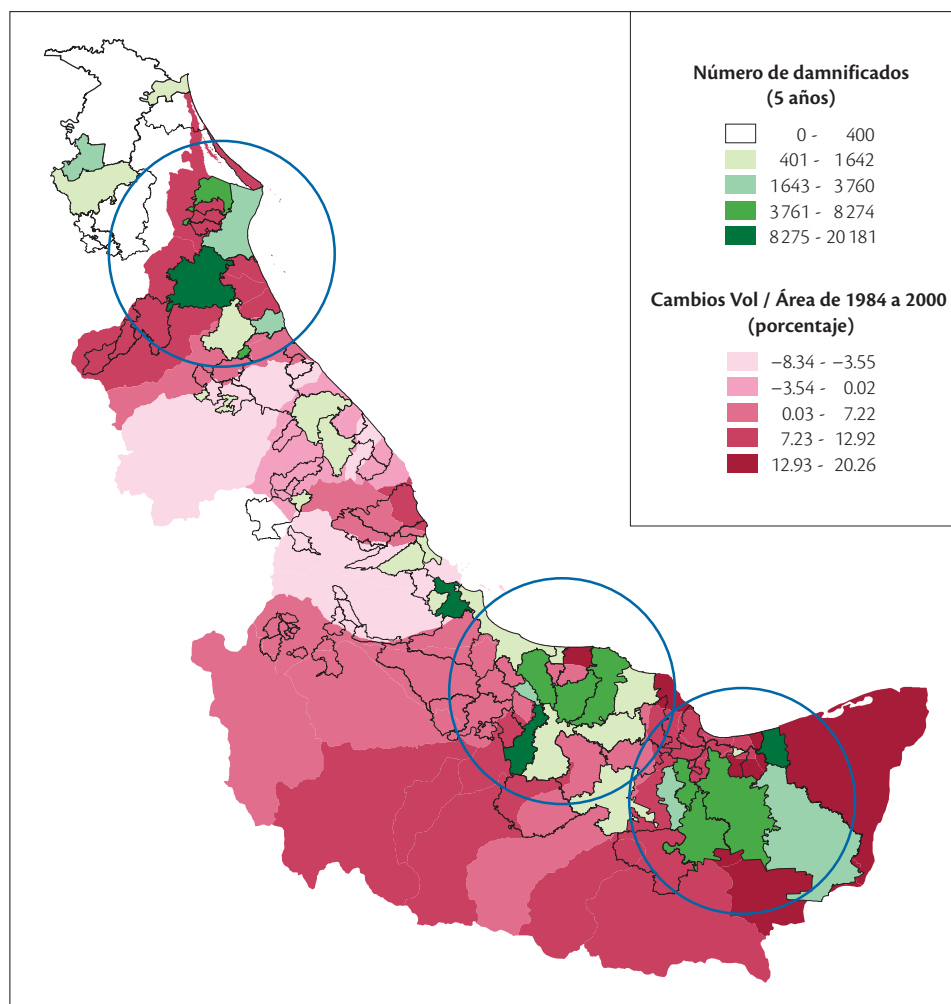
RECUADRO 3.4 [concluye]


Figura 1 Cambio en el escurrimiento pluvial y, en consecuencia, riesgo de inundaciones debido a la deforestación en las cuencas de la RHX (tonos en rojo) predicho por un modelo de balance hidrológico sencillo, así como los municipios más afectados por estos fenómenos hidrometeorológicos en el estado de Veracruz (tonos en verde).

y reducir sus efectos debe ser de alta prioridad para quienes toman las decisiones. Durante el periodo 1980-1999 causaron un promedio de 500 muertes y cerca de 700 millones de dólares por año en daños (Cenapred 2001). Si consideramos sus efectos directos e indirectos, las cifras actualizadas hasta el 2003 sugieren que estos desastres causaron un total acumulado de pérdidas por 5 950 millones de dólares, visto de otro modo, un promedio de 43.8% de los daños totales sufridos por todo tipo de desastres durante dicho periodo Fig. 3.1 (Bitrán Bitrán 2001).

Asimismo, estos desastres consumieron más de 70% de los recursos del Fondo Nacional de Desastres (Fonden) desde su creación en 1996 (26 562 millones de pesos gastados hasta el 2004; INEGI 2005). En América Latina y el Caribe se observó un patrón similar: 70% de las perturbaciones que resultaron en catástrofes fueron de origen hidrometeorológico (Charvériat 2000). En México los costos económicos del deterioro del medio ambiente (incluidos los desastres naturales por sus efectos en agua y suelos) son considerables: representaron en promedio 496 000 mi-

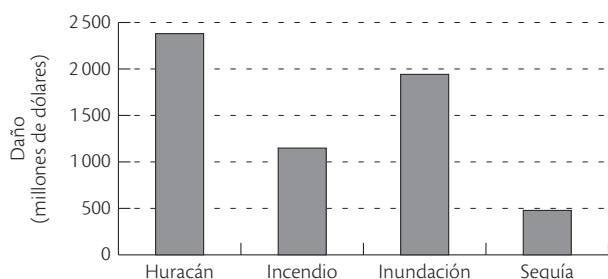


Figura 3.1 Daños económicos causados por cuatro tipos de desastres provocados por eventos naturales durante el periodo 1980-2003 en México. Fuente: información tomada de la serie Impacto Socioeconómico de los Desastres en México publicada por el Cenapred. Debido a que existen huecos considerables de información en las cifras reportadas, las estimaciones del impacto económico real de estas amenazas son muy conservadoras.

lones de pesos (10.36% del PIB) para el periodo 1996-2003 (INEGI 2005), mientras que se gastó mucho menos en protección ambiental (un promedio de 0.51% del PIB para el mismo lapso). Aunque cada vez se hace más énfasis en prevenir los desastres naturales en México (Cenapred 2001), el patrón actual de inversión es parecido al de América Latina en general, donde las estrategias de desarrollo y crecimiento económico resultan en el deterioro de los ecosistemas y sus servicios ambientales, lo cual se relaciona directamente con el aumento de la vulnerabilidad de la población frente a estos eventos extremos (véase el recuadro 3.3) (Abramovitz 1999; Girot 2002; Hammill *et al.* 2005; MA 2005).

3.2 IMPACTO DE LOS DESASTRES NATURALES

3.2.1 Diseño del estudio

Antes mencionamos que en este capítulo se busca documentar los daños potenciales que causan los fenómenos hidrometeorológicos (huracanes, inundaciones y sequías) y los incendios forestales a los ecosistemas del país. Consideramos que estas perturbaciones son las que tendrán mayor impacto sobre los ecosistemas en el corto y mediano plazos, debido a su amplia escala espacial, su alta intensidad y frecuencia, así como su capacidad de interacción sinérgica (Turner *et al.* 1997; White y Jentsch 2001). Se trata también de los fenómenos más directamente relacionados con los principales desastres en México

(Delgadillo 1996; Cenapred 2001). Reconociendo que estas perturbaciones han ocurrido a lo largo de una gran parte de la historia de la vida en la Tierra y que, por tanto, forman parte de la dinámica de los ecosistemas y de las fuerzas de selección natural que actúan en la evolución de las especies (Pickett y White 1985), nos enfocamos principalmente en sucesos sobresalientes que podrían rebasar la capacidad de adaptación de las especies y en las consecuencias en la degradación de los ecosistemas y la biodiversidad que alberguen.

Asimismo, decidimos analizar los impactos de este tipo de perturbaciones sobre la biodiversidad de México mediante un enfoque en las ecorregiones. El concepto de ecorregiones se ha utilizado en los ámbitos global y regional para definir las prioridades de conservación que permiten proteger la mayor cantidad de ecosistemas representativos, y al mismo tiempo asegurar la persistencia de poblaciones y procesos ecológicos clave (Dinerstein *et al.* 1995; Hoekstra *et al.* 2005). El mapa de las ecorregiones de México (escala 1:1 000 000) que usamos para nuestros análisis se creó con el apoyo de diversos expertos y es el más actualizado del país (INEGI, CONABIO e INE 2007). Este se basó en diversos mapas de ecorregiones anidados usando información cada vez más detallada sobre las unidades ecológicas de Norteamérica —siete niveles—, criterios geomorfológicos —23 ecorregiones— y finalmente los tipos de vegetación —39 regiones— (CCA 1997; WWF, CONABIO y CCA 1997). Este nuevo mapa incluye un análisis aún más objetivo y minucioso de las asociaciones y formaciones vegetales como una medida de la unicidad de los ambientes representados en cada ecorregión (96 regiones). Para lograr que fuera lo más pormenorizado posible sin que sea demasiado complejo, decidimos usar un nivel intermedio de detalle (nivel III, con 39 ecorregiones) para todos nuestros análisis.

En esta sección presentamos los resultados de la evaluación del impacto potencial de sequías, incendios forestales, huracanes e inundaciones considerando sobre todo aquellos eventos que rebasaron niveles normales de intensidad, frecuencia y duración sobre las ecorregiones y la biodiversidad de México. Para cada tipo de perturbación presentamos una descripción de los métodos utilizados para evaluar su impacto potencial, seguido de una descripción de nuestros resultados y una discusión de los mismos. También exploramos cómo cambia el efecto predicho de estas perturbaciones cuando actúan en forma aislada o en conjunto, y cómo sus efectos se podrían modificar con las proyecciones de un escenario conservador de posible cambio climático global dentro del territorio mexicano.

3.2.2 Impacto de las sequías

Existen diferentes tipos de sequía: meteorológica, hidrológica, agrícola y social, cada una con diferentes tipos y escalas de impacto, por eso se requieren distintas estrategias de mitigación (Escalante y Reyes 2005). Dada la amplia extensión geográfica de su impacto, aquí decidimos enfocarnos en evaluar los efectos de la sequía meteorológica sobre las ecorregiones de México. El Cenapred (2002) define este tipo de sequía como “un fenómeno que ocurre cuando la precipitación, en un lapso, es menor que el promedio, y cuando esta deficiencia es lo suficientemente grande y prolongada como para dañar las actividades humanas”. De 1990 a 2000, 11% de los 2 200 desastres naturales registrados en todo el mundo fueron sequías, las cuales causaron la muerte de 280 000 personas y pérdidas económicas estimadas en cientos de millones de dólares (PNUD 2004).

Históricamente las sequías son un fenómeno relevante en el territorio mexicano, con importantes consecuencias demográficas (Armillas 1969; Florescano 1995; Acuña-Soto *et al.* 2002). Aunque se desconoce el monto total de los daños ocasionados por sequías a lo largo de la historia de México, los efectos económicos pueden ser considerables. Por ejemplo, solo en 1998 se perdieron más de 1.4 millones de hectáreas de cultivos, 435 000 cabezas de ganado y resultaron afectadas 5.2 millones de personas (Cenapred 2002). De 1980 a 2003, los daños económicos directos por sequías en México fueron 479 millones de dólares, aunque se considera una estimación muy conservadora (Fig. 3.1).

Diversos factores aumentan la vulnerabilidad de la población mexicana a las sequías, entre otros, los fuertes sesgos en la distribución estacional de las lluvias (con 90% de la precipitación de mayo a octubre). Asimismo, Aguilar (2003) hace notar que la distribución sesgada de los asentamientos humanos principales, los centros de cultivo y la industria contribuyen a una vulnerabilidad diferencial a este tipo de desastre, ya que 80% de la precipitación cae por debajo de la cota de los 500 m y solo 5% por arriba de los 2 000 m, donde se encuentra 76% de la población y dos terceras partes de la industria artesanal y las tierras agrícolas y pecuarias. En lo que se refiere a las aguas superficiales del país, se presenta la misma situación: 75% de la población y 85% del PIB se ubican en la región norte-centro del país, donde solo se dispone de 32% del agua. Otros problemas que empeoran la disponibilidad de agua y, por ende, el riesgo de los mexicanos a la sequía son el uso ineficiente de los recursos hídricos y su contaminación. Por ejemplo, más de 70% del agua destinada para

consumo humano se ocupa para riego, pero entre 40 y 60 por ciento de esta se pierde en fugas subterráneas y evaporación. Asimismo, se estima que de 14% reservado para uso público en zonas urbanas, de 30 a 40 por ciento se desperdicia en fugas. Por otro lado, la baja calidad del agua en México y el riesgo que esto representa para la salud pública también limita fuertemente sus usos potenciales durante temporadas de estiaje, 76% está contaminada y solo 35% de las aguas residuales municipales son tratadas (CNA 2001b, 2002, 2006; Aguilar 2003).

Otro factor importante que se debe considerar en la evaluación de la amenaza de sequías en México son los fuertes cambios de uso de suelo y el reemplazo de los ecosistemas por potreros, cultivos y zonas urbanas (véase capítulo 2 de este mismo volumen). Estos cambios pueden tener impactos importantes en los procesos hidrológicos de cuencas y en la disponibilidad de agua para uso humano (Bruijnzeel 2001; DeFries y Eshleman 2004). Ligado de manera sinérgica a estos procesos se encuentra el deterioro en los ecosistemas y su mayor susceptibilidad a las sequías, lo cual podría resultar en los cambios hidrológicos y de cobertura vegetal de largo plazo que caracterizan la desertificación (Geist y Lambin 2004). A pesar de estas tendencias preocupantes, y del hecho de que existe la tecnología para su monitoreo (Brown *et al.* 2008), aún no hay estudios que cuantifiquen los posibles efectos de las sequías sobre los ecosistemas y ecorregiones de México y la biodiversidad que albergan. Esta ausencia de información es particularmente preocupante si se considera que 67% de la superficie del país está clasificada como árida o semiárida (Aguilar 2003) y la intensidad, duración y el área afectada por la sequía están aumentando (CNA 2001a; Semarnat-INE 2006).

Nuestro análisis del efecto de las sequías sobre las ecorregiones de México parte de los resultados de un análisis histórico de los patrones de precipitación y la severidad de la sequía meteorológica que afectaron muchos municipios durante gran parte del siglo xx (Escalante y Reyes 2005). El objetivo de dicho análisis fue elaborar planes de mitigación ante la sequía en el ámbito municipal y se basó en mapas de patrones de precipitación generados con base en los registros históricos de la red de estaciones meteorológicas permanentes de la Comisión Nacional del Agua. Entre otras variables se estudiaron las características estadísticas de la serie de lluvia acumulada anual resultante del promedio de las series para cada municipio (media, mediana, desviación estándar, coeficiente de asimetría, curtosis y coeficiente de variación). Asimismo se calcularon los valores esperados de lluvia

acumulada anual mínima para diferentes periodos de retorno, y se generaron los deciles de la serie de lluvia municipal para poder relacionar su ocurrencia con la producción agrícola, ganadera y algunas enfermedades de origen hídrico (Escalante y Reyes 2005). A final se calificó en cada municipio la severidad histórica de la sequía con base en dos factores principales: 1] el porcentaje de la intensidad del déficit promedio respecto a la precipitación media anual y 2] la duración de la sequía promedio en años (cuadro 3.1).

Debido a procesos evolutivos, las especies de los ecosistemas de zonas áridas han desarrollado muchas adaptaciones a la sequía (Bijlsma y Loeschcke 1997; Schwinning y Ehleringer 2001); Decidimos enfocarnos en la severidad promedio de la sequía en cada ecorregión y en la variabilidad de la severidad de las sequías como indicador de su impacto potencial sobre la biodiversidad en las ecorregiones de México. Mientras que el estudio de la variabilidad en eventos climatológicos como la sequía puede ser muy complejo (Krzysztofowicz 1991), aquí decidimos usar una metodología sencilla, clara y con relevancia biológica. En particular, modificamos la escala numérica reportada en el cuadro 3.1 con el fin de dar más información sobre la desviación estándar de la periodicidad y duración de este evento meteorológico en la estimación de qué tan predecible fue. Usamos información sobre el coeficiente de variación (CV reportado como un porcentaje; desviación estándar/promedio $\times$ 100) de la periodi-

cidad (P) y duración (D) de los eventos de sequía en cada municipio para crear un estimador de lo predecible (Pred) de estos eventos:

$$\text{Pred} = \frac{(\text{CV}_P + \text{CV}_D)}{2}$$

Tomando en cuenta el valor promedio de esta nueva variable (50), ajustamos los valores crudos numéricos asignados a cada una de las ecorregiones del cuadro 3.2 (Impacto) según el grado de variación presente en las sequías que los afectaron:

$$\text{Impacto}_{\text{Var}} = \frac{\text{Impacto} + (\text{Pred} - 50)}{50}$$

Una vez asignado el valor de impacto a cada municipio, utilizando el mapa de municipios de México del INEGI, los valores de Impacto e $\text{Impacto}_{\text{Var}}$ se combinaron con el mapa de las ecorregiones de México (INEGI, CONABIO e INE 2007) usando el programa ArcView 3.2. Después se generó una tabla dinámica en Microsoft Excel para obtener el impacto promedio que corresponda a cada ecorregión de acuerdo con cada medida del impacto de la sequía.

El estimador ($\text{Impacto}_{\text{Var}}$) aumentó el impacto predicho de la sequía en municipios donde la desviación estándar rebasó un nivel promedio y tuvo el efecto opuesto

Cuadro 3.1 Clasificación cualitativa de la severidad de la sequía meteorológica histórica que ha afectado los municipios de México usando el porcentaje de su intensidad respecto a su media anual (intensidad) y su duración promedio medida en años (duración)

Intensidad (I)	Duración (D)		
	$1 \leq D < 2$	$2 \leq D < 3$	$3 \leq D < 4$
$0 < \% I \leq 10$	Normal	Moderada	Extraordinaria
$10 < \% I \leq 20$	Severa	Muy severa	Extremadamente severa
$20 < \% I \leq 30$	Vasta	Muy vasta	Extremadamente vasta
$30 < \% I \leq 40$	Crítica	Muy crítica	Catastrófica
Clasificación numérica	1	2	3
1	2	3	4
2	3	4	5
3	4	5	6
4	5	6	7

Nota: con la asignación de valores numéricos a cada nivel de intensidad (1 a 4) y duración (1 a 3) en el cuadro fue posible hacer una suma y convertir la clasificación cualitativa a una numérica para el estudio del impacto potencial de estos eventos en las ecorregiones del país.

Cuadro 3.2 Jerarquización (J2) de las 39 ecorregiones de México (nivel III, según INEGI, CONABIO e INE 2007) con el más alto impacto predicho debido a sequías durante el siglo xx

Ecorregión	Descripción	Impacto	J1	Imp + Var	J2	Dif	J3	Prom. 1 y 3
10.2.2	Desierto Sonorense	4.67	5	4.67	9	0.07	29	17
10.2.3	Desierto de Baja California	4.35	11	4.78	6	9.77	3	7
10.2.4	Desierto Chihuahuense	4.71	4	4.81	5	2.23	16	10
11.1.1	Bosques de encino, chaparral y matorral costero californiano	4.19	16	4.76	7	13.55	1	9
11.1.3	Bosques de pino y encino de las montañas de Baja California y sur de California	4.33	13	4.89	4	12.81	2	8
12.1.1	Archipiélago Madreano	4.34	12	4.45	12	2.42	15	14
12.1.2	Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encino y coníferas	4.16	18	4.3	16	3.43	10	14
12.2.1	Lomeríos y planicies del interior con matorral xerófilo y bosque bajo de mezquite	4.37	10	4.53	11	3.61	9	10
13.2.1	Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre Occidental	3.88	25	4	24	3.01	11	18
13.3.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Oriental	4.56	7	4.68	8	2.64	13	10
13.4.1	Planicies y piedemontes del interior con pastizal y matorral xerófilo	3.63	34	3.56	36	-1.81	36	35
13.4.2	Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encino y mixtos del centro de México	3.65	32	3.64	32	-0.21	31	32
13.5.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán	3.83	28	3.82	29	-0.24	33	31
13.5.2	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Guerrero y Oaxaca	3.92	21	3.91	28	-0.11	30	26
13.6.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Centroamericana	3.9	24	4.06	19	4.06	6	15
13.6.2	Bosque de coníferas, encino y mixtos de Los Altos de Chiapas	3.83	27	4.04	20	5.61	4	16
14.1.1	Planicie costera con selva espinosa	4.45	9	4.44	14	-0.23	32	21
14.1.2	Sierra y lomeríos con selva caducifolia y bosque de encino	4.28	15	4.2	17	-1.85	37	26
14.2.1	Planicie noroccidental de Yucatán con selva caducifolia	3.63	33	3.54	37	-2.48	39	36
14.3.1	Planicie costera sinaloense con selva espinosa	3.78	30	3.82	30	1.08	23	27
14.3.2	Lomeríos de Sonora y Sinaloa y cañones de la Sierra Madre Occidental con matorral xerófilo y selva caducifolia	3.95	20	4.04	21	2.08	17	19
14.4.1	Depresión del Balsas con selva caducifolia y matorral xerófilo	3.9	22	3.93	27	0.66	25	24
14.4.2	Depresión Central de Chiapas con selva caducifolia	3.6	35	3.62	33	0.65	27	31
14.4.3	Valles y depresiones de Oaxaca y Puebla con selva caducifolia y matorral xerófilo	4.53	8	4.44	13	-1.95	38	23
14.5.1	Cañón y planicie de Tehuantepec con selva caducifolia y selva espinosa	4.61	6	4.64	10	0.65	26	16



Cuadro 3.2 [concluye]

Ecorregión	Descripción	Impacto	J1	Imp + Var	J2	Dif	J3	Prom. 1 y 3
14.5.2	Lomeríos y piedemontes del Pacífico sur mexicano con selva espinosa	3.97	19	4.01	22	1.02	24	22
14.6.1	Planicie y lomeríos de Los Cabos con selva caducifolia y matorral xerófilo	5	3	5.09	2	1.85	19	11
14.6.2	Sierra de La Laguna con bosques de encino y coníferas	5	2	5.09	3	1.8	20	11
15.1.1	Planicie costera del Golfo de México con selva perennifolia	3.41	38	3.42	38	0.22	28	33
15.1.2	Lomeríos con selva perennifolia	3.84	26	3.98	25	3.62	8	17
15.2.1	Planicie occidental yucateca con selva caducifolia	3.74	31	3.8	31	1.5	22	27
15.2.2	Planicie oriental yucateca con selva perennifolia	4.33	14	4.41	15	1.9	18	16
15.2.3	Lomeríos del sur de la península yucateca con selva perennifolia	3.79	29	3.94	26	3.82	7	18
15.3.1	Sierra de Los Tuxtlas con selva perennifolia	3.43	37	3.57	34	4.08	5	21
15.5.1	Planicie costera de Nayarit y Sinaloa con selva espinosa	3.48	36	3.57	35	2.62	14	25
15.5.2	Lomeríos y planicies costeras de Nayarit y Jalisco con selva perennifolia	3.9	23	4	23	2.67	12	18
15.6.1	Planicie y lomeríos costeros del Soconusco con selva perennifolia	3.37	39	3.32	39	-1.48	35	37
9.5.1	Planicie de la costa occidental del Golfo	4.17	17	4.12	18	-1.19	34	26
9.6.1	Planicies del sur de Texas/Planicies y lomeríos interiores con matorral xerófilo y bosque de encino	5.05	1	5.13	1	1.57	21	11

Nota: se tomó en cuenta la variación intrínseca en estos eventos meteorológicos (Imp + Var), y se consignan las jerarquías de estas mismas ecorregiones usando los datos crudos (Impacto, J1) de la severidad de las sequías, así como el porcentaje de la diferencia en el impacto estimado para cada ecorregión usando estos dos métodos (Dif, J3). Finalmente, se presentan los valores de un índice de impacto para identificar las ecorregiones más afectadas por la sequía usando el promedio de J1 y J3 (Prom. 1 y 3).

en municipios con niveles de variabilidad por debajo del promedio. Nuestro supuesto es que a mayor incertidumbre en la severidad de la sequía que afecta una región, habría menor potencial de adaptación y aclimatación de sus especies, lo que tendrá efectos netos más negativos en la biodiversidad de una ecorregión. Tanto los valores del impacto crudo de la sequía (Impacto; cuadro 3.2) como los del impacto ajustado ($\text{Impacto}_{\text{var}}$), que incluye información sobre la variabilidad intrínseca de estos eventos hidrometeorológicos extremos en cada municipio, se combinaron con el mapa de ecorregiones de México y permiten estimar el impacto potencial promedio de la sequía en cada una de estas regiones y su biodiversidad.

Con base en las superficies reportadas por el INEGI en 1995 para cada municipio y la clasificación numérica derivada del cuadro 3.1, se estimó que 0.27% del país fue afectado por sequías de nivel 2 de intensidad, 17.8% por las de nivel 3, 46.6% por las de nivel 4, 30.9% por las de nivel 5 y 4.5% por sequías de nivel 6 durante el periodo

analizado. Cuando estos resultados se transfirieron al mapa de ecorregiones, se observaron diferencias considerables en los efectos de la sequía. Las zonas áridas y los bosques de encino, selva baja caducifolia y matorrales del norte y oeste del país fueron las unidades ecológicas más afectadas por las sequías durante el siglo xx (Fig. 3.2a, cuadro 3.2). En contraste, las selvas perennifolias del Golfo de México y la costa del estado de Chiapas fueron las ecorregiones menos afectadas por la sequía durante este mismo periodo.

Mientras que el impacto predicho de la sequía no cambió significativamente en la mayoría de las ecorregiones de México (en el ejercicio con y sin la información sobre la variabilidad intrínseca de este evento meteorológico), en otras ecorregiones los cambios fueron notables (Fig. 3.2b, cuadro 3.2). En general, el aumento del impacto predicho de sequías en las regiones áridas y semiáridas del país fue mínimo, mientras que en las zonas templadas o tropicales el efecto fue más variable. Sin embargo, el desierto de Baja

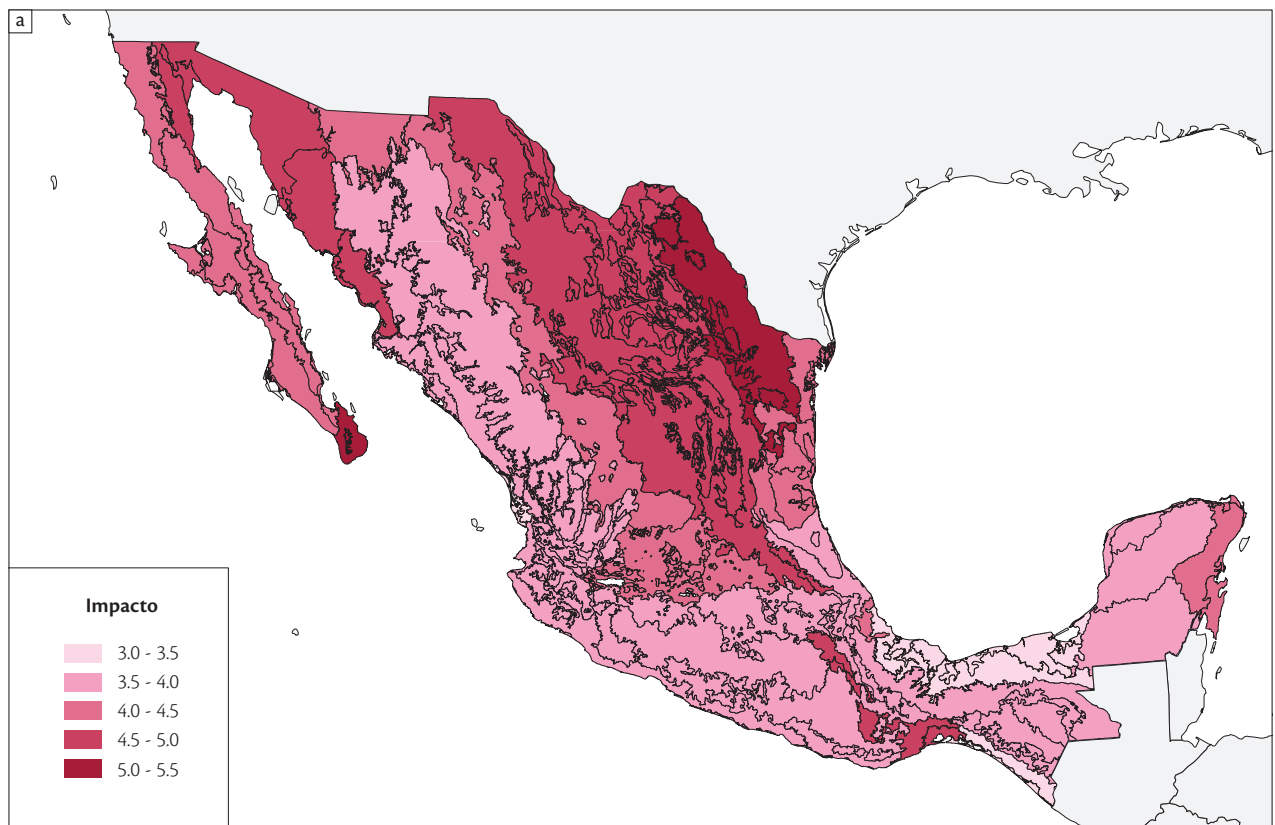


Figura 3.2 [Esta página y la siguiente.] Estimación del impacto de las sequías en las ecorregiones de México usando: (a) el promedio de los valores crudos de la severidad de las sequías reportados en el cuadro 3.2 (Impacto), y (b) la diferencia (en porcentaje) entre estos mismos valores y los ajustados usando la variación en la periodicidad y duración de las sequías (reportado como Dif en el cuadro 3.2 y como Cambio aquí).

California parece tener un clima bastante impredecible, donde la sequía podría tener impactos más negativos sobre la biodiversidad de esta ecorregión. Esta situación contrasta con los bosques templados de la Sierra Madre del centro y sur de Guerrero y Oaxaca, así como en las selvas bajas espinosas y caducifolias del Golfo de México, donde las sequías son más predecibles. En general hubo un aumento promedio de 2.13% en el impacto predicho de la sequía en las ecorregiones de México cuando se incluyó información sobre su variabilidad (Fig. 3.2b).

Considerando la severidad de las sequías (Fig. 3.2a) y su variabilidad intrínseca como variables complementarias, es posible generar índices de su impacto potencial combinado sobre las ecorregiones del país. Por ejemplo, jerarquizando el impacto histórico de las sequías (J1), así como su variabilidad (J3) y tomando el promedio de estas variables, se sugiere que la mayor parte de las ecorregiones de Baja California, el Desierto Chihuahuense y los bosques de coníferas, de encinos y mixtos de la Sierra Ma-

dre Oriental son aquellas cuya biodiversidad, probablemente, sea la más afectada por estos eventos hidrometeorológicos (cuadro 3.2). Sin embargo, ya que las respuestas biológicas a la sequía son complejas, e involucran diferentes escalas e interacciones cinéticas, solo estudios de especies particulares y de los procesos ecológicos que estructuran las comunidades que las comprenden podrán determinar los efectos reales de este tipo de perturbación sobre la biodiversidad en una ecorregión (Lavorel y Garnier 2002; Chaves *et al.* 2003; Magoulick y Kobza 2003).

Se espera que esta información sea útil, como una primera aproximación, para identificar las ecorregiones con ecosistemas cuya estructura y funcionamiento fueron más amenazados por la sequía durante el siglo xx, y que esto se tome en cuenta en las estrategias para disminuir este factor (Cenapred 2002). Esta información sería particularmente relevante combinada con datos acerca de la sobreexplotación de los acuíferos del país (CNA 2006) y los escenarios de cambio climático regional o global (Shukla

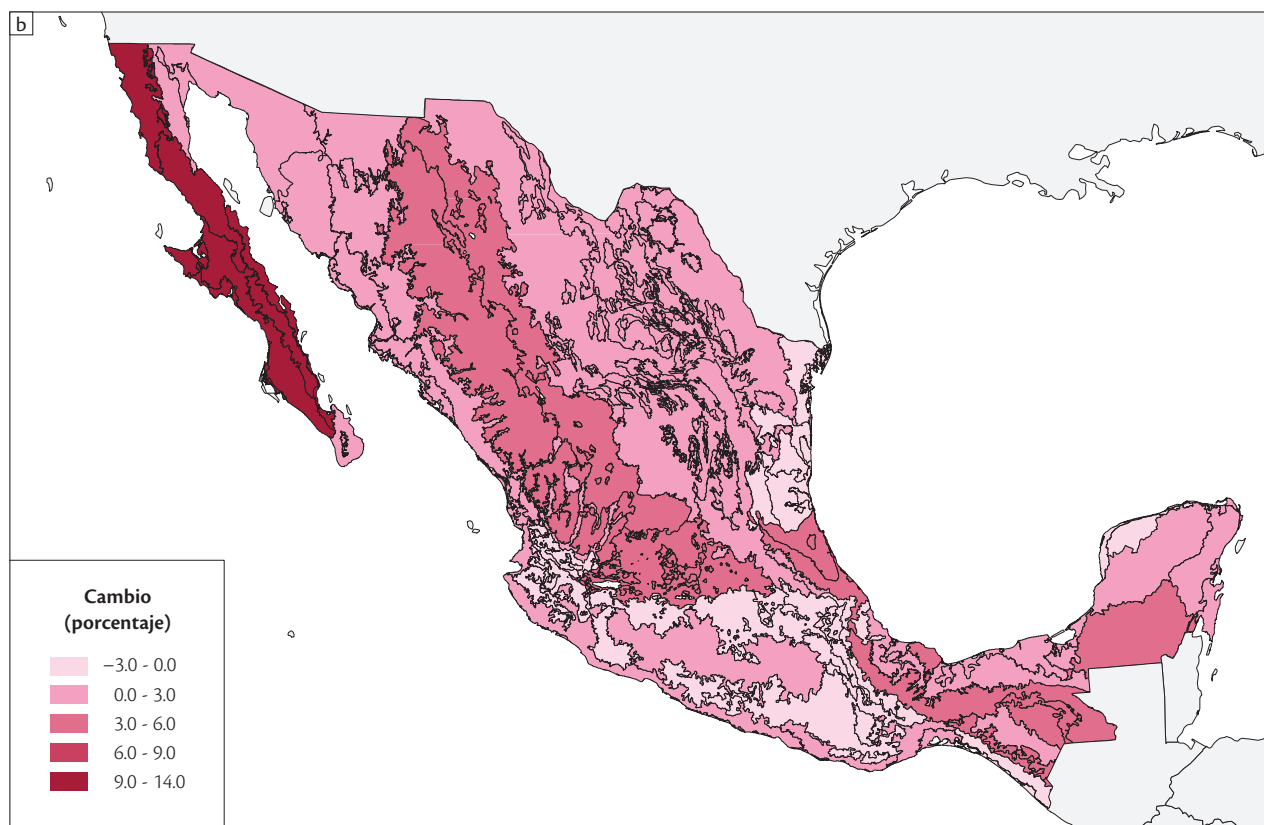


Figura 3.2 [concluye].

et al. 1990; Salati y Nobre 1992; McCarthy *et al.* 2001; Lawton *et al.* 2001; Semarnat-INE 2006), donde las actividades antropogénicas podrían dar como resultado cambios en la disponibilidad de aguas subterráneas o pluviales, lo cual en el futuro quizá aumentaría la susceptibilidad de las ecorregiones y sus ecosistemas a este tipo de perturbación. Asimismo, es necesario reducir la perturbación provocada por actividades humanas (como la deforestación) en las ecorregiones de México ubicadas en zonas que pueden estar sufriendo más el impacto de la sequía e implementar allí estrategias de manejo adecuado, con el fin de evitar procesos de desertificación que se han observado en otras partes del mundo y que son irreversibles en el corto y mediano plazos (Darkoh 1998; Nian Feng y Tang 2002; Geist y Lambin 2004).

Los daños socioeconómicos que puede provocar la sequía en el futuro dependerán tanto de factores climatológicos como humanos. Es importante considerar las proyecciones de variaciones en los patrones de lluvia y las temperaturas promedio, en diferentes partes del país, debidos al cambio climático, el impacto de cambios de cobertura y uso de suelo sobre el balance hídrico de diferentes

regiones por sus efectos sobre las tasas de evapotranspiración, el escurrimiento, la infiltración y la recarga de los acuíferos (Semarnat-INE 2006). También se debe tomar en cuenta que muchos acuíferos importantes se están sobreexplotando para sostener el desarrollo en diferentes partes del país (CNA 2006). Es necesario que las comunidades de las regiones susceptibles a la sequía tomen medidas apropiadas para enfrentarla; esto implica poner en marcha programas de conservación del agua, uso eficiente del líquido en los centros de población y las actividades agropecuarias e industriales, mejorar las prácticas de riego, seleccionar cultivos de acuerdo con la disponibilidad de agua y, en general, adoptar estrategias de producción más adecuadas con las condiciones climáticas actuales y con las predichas para el futuro (Escalante y Reyes 2005; Semarnat-INE 2006).

3.2.3 Impacto de los incendios forestales

En cuanto a superficie afectada, los incendios forestales se encuentran entre las perturbaciones más extendidas en los ecosistemas terrestres del mundo (Rowell y Moore 1999),

incluido México (Estrada 2006). El fuego ha sido un factor común en muchos ecosistemas, incluso antes de la aparición de los seres humanos (Agee 1993). Es posible que el territorio mexicano haya estado sujeto a incendios antropogénicos desde el pasado remoto; por ejemplo, existen evidencias etnohistóricas de uso del fuego en la agricultura indígena (Rojas-Rabiela 1991). Estudios dendrocronológicos en bosques de pino de México muestran alta incidencia histórica de incendios, con intervalos medios entre uno y otro de tres a nueve años, similares a las reportadas en otras partes de Norteamérica (Dieterich 1983; Jardel 1991; Heyerdahl y Alvarado 2003; Fulé *et al.* 2005).

En México, de acuerdo con las cifras oficiales de la Semarnat y la Conafor, las medias de la superficie y número de incendios forestales por año fueron $220\,986 \pm 24\,846$ hectáreas y $6\,790 \pm 427$, respectivamente, en el periodo de 1970 a 2007. El área quemada anualmente muestra una tendencia en aumento: entre 1970 y 1984 en solo tres años superó la superficie media de 1970 a 2005, mientras que entre 1985 y 1999 ocurrió esto mismo en 10 años. Los años más críticos del periodo fueron 1988 y 1998 con 518 265 y 849 632 hectáreas afectadas, respectivamente. En total, en México hubo daños económicos por incendios forestales que superaron los 1 100 millones de dólares durante el periodo de 1980 a 2003 (Fig. 3.1).

De acuerdo con fuentes oficiales (Estrada 2006), 99% de los incendios forestales durante el periodo 1998-2005 fueron de origen antropogénico y las dos principales causas fueron las actividades agropecuarias (quemadas de desmonte, rastrojos y pastizales) con 41%, e incendios intencionales muchas veces asociados a conflictos agrarios y actividades ilegales con 32%. Sin embargo, es probable que la incidencia de incendios causados por rayos esté subestimada, ya que es difícil detectarlos en áreas remotas; otro problema es que no se han hecho investigaciones rigurosas de las causas que los originan. Las estadísticas disponibles de incendios son datos aproximados, ya que se derivan de estimaciones generales hechas por las brigadas de combate al reportar los incendios, y están sujetas a errores de apreciación. Además, existen discrepancias en cuanto a la cantidad de superficie afectada en un mismo año, incluso cuando la información proviene de la misma fuente. Sin embargo, las cifras oficiales disponibles son útiles para apreciar las tendencias generales.

Como indicador de la frecuencia de incendios por ecorregión, se utilizó la información de puntos de calor registrados por la CONABIO en imágenes de satélite para los años de 2003 a 2007 y el mapa de ecorregiones (nivel IV, INEGI, CONABIO e INE 2007, y los valores promedio se

expresaron en el nivel III). Los mapas se convirtieron a formato de celdas (*raster*) y, sobreponiéndolos en un sistema de información geográfica, se estimó para cada ecorregión el número de celdas con puntos de calor. También se calculó la densidad de puntos de calor por ecorregión por medio de la frecuencia de celdas registrada en cada 1 000 km². Estos datos no indican proporciones de superficies quemadas por cada incendio registrado ni su intensidad o severidad, sino solamente la frecuencia relativa de celdas donde se registró que probablemente hayan ocurrido estas perturbaciones. Además es importante considerar que los puntos de calor registrados en imágenes de satélite, si bien constituyen una herramienta complementaria para detectar la presencia de incendios con que contamos, tienen varias limitantes por las características de las imágenes de satélite que se usan por ejemplo, registro de superficies calientes que no son incendios y que no siempre depuran los métodos de análisis, límites de resolución (es posible que algunos frentes de incendios angostos y de baja intensidad que se propagan bajo la copa de los árboles no sean registrados) y no se hace una verificación de campo que permita cuantificar rigurosamente el grado de error y la resolución de los métodos de percepción remota aplicados en la detección de incendios (Soja 2005).

En el cuadro 3.3 se resume la información de la frecuencia de puntos de calor identificados en cada una de las ecorregiones de México. Más de la mitad del total de celdas con puntos de calor (54.7%) se concentró en siete ecorregiones (Fig. 3.3a): planicie costera del Golfo de México con selva perennifolia y subperennifolia; planicie occidental yucateca con selva caducifolia (cada una con 8.4% del total de celdas con puntos de calor); bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre del sur de Guerrero y Oaxaca; depresión del Balsas; lomeríos y piedemontes del Pacífico sur; lomeríos del sur de la Península de Yucatán y los lomeríos con selva perennifolia del Golfo de México (cada ecorregión con entre 7.4 y 7.9 por ciento del total de celdas con puntos de calor). Las ecorregiones con densidad más alta de puntos de calor (más de 50 puntos por 1 000 km² y más de 45% del número de celdas por ecorregión con puntos de calor) fueron la planicie occidental yucateca, los bosques de coníferas, de encinos y mixtos de Los Altos de Chiapas y de la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán, los lomeríos y piedemontes del Pacífico sur, la depresión central de Chiapas y la planicie noroccidental de Yucatán (Fig. 3.3b, cuadro 3.3).

Se puede observar que la mayor incidencia de puntos de calor que indican probables incendios forestales y

Cuadro 3.3 Jerarquización de las 39 ecorregiones de México (nivel III, de INEGI, CONABIO e INE 2007) de acuerdo con su nivel de impacto por incendios forestales durante el periodo 2003-2007

Ecorregión	Descripción	% del total	J1	Densidad	J2
10.2.2	Desierto Sonorense	1.2	22	3.1	32
10.2.3	Desierto de Baja California	0.1	36	0.3	37
10.2.4	Desierto Chihuahuense	0.6	27	0.6	36
11.1.1	Bosques de encino, chaparral y matorral costero californiano	0.9	25	12.4	24
11.1.3	Bosques de pino y encino de las montañas de Baja California y sur de California	0	37	6.5	29
12.1.1	Archipiélago Madreano	0.2	33	2.1	35
12.1.2	Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encino y coníferas	1	24	2.3	33
12.2.1	Lomeríos y planicies del interior con matorral xerófilo y bosque bajo de mezquite	3.2	12	15	21
13.2.1	Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre Occidental	5.5	8	9.7	28
13.3.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Oriental	0.6	29	3.7	31
13.4.1	Planicies y piedemontes del interior con pastizal y matorral xerófilo (Sistema Volcánico Transversal)	0.4	32	11.8	25
13.4.2	Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encino y mixtos del centro de México (SVT)	5.1	9	21.5	18
13.5.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán	3.5	10	54	3
13.5.2	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Guerrero y Oaxaca	7.9	3	33.4	14
13.6.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Centroamericana	1.6	17	44.8	9
13.6.2	Bosque de coníferas, encino y mixtos de los Altos de Chiapas	3.2	11	58.5	2
14.1.1	Planicie costera con selva espinosa (costa del Golfo de México)	1.2	21	15.2	20
14.1.2	Sierra y lomeríos con selva caducifolia y bosque de encino (Golfo de México)	1.8	16	28.5	17
14.2.1	Planicie noroccidental de Yucatán con selva caducifolia	2	15	50.7	6
14.3.1	Planicie costera sinaloense con selva espinosa	1	23	20.2	19
14.3.2	Lomeríos de Sonora y Sinaloa y cañones de la Sierra Madre Occidental con matorral xerófilo y selva caducifolia	3	13	10.1	27
14.4.1	Depresión del Balsas con selva caducifolia y matorral xerófilo	7.7	4	36.8	13
14.4.2	Depresión central de Chiapas con selva caducifolia	2.2	14	52.1	5
14.4.3	Valles y depresiones de Oaxaca y Puebla con selva caducifolia y matorral xerófilo	0.5	31	13.2	23
14.5.1	Cañón y planicie de Tehuantepec con selva caducifolia y selva espinosa	1.6	18	41	10
14.5.2	Lomeríos y piedemontes del Pacífico sur mexicano con selva espinosa	7.5	5	52.5	4
14.6.1	Planicie y lomeríos de Los Cabos con selva caducifolia y matorral xerófilo	0	38	0	38
14.6.2	Sierra de La Laguna con bosques de encino y coníferas	0	38	0	38
15.1.1	Planicie costera del Golfo de México con selva perennifolia	8.4	1	46.7	8



Cuadro 3.3 [concluye]

Ecorregión	Descripción	% del total	J1	Densidad	J2
15.1.2	Lomeríos con selva perennifolia (Golfo de México)	7.4	7	31.3	16
15.2.1	Planicie occidental yucateca con selva caducifolia	8.4	2	61.4	1
15.2.2	Planicie oriental yucateca con selva perennifolia	1.3	20	14.2	22
15.2.3	Lomeríos del sur de la península yucateca con selva perennifolia	7.4	6	47.8	7
15.3.1	Sierra de Los Tuxtlas con selva perennifolia	0.5	30	40.5	11
15.5.1	Planicie costera de Nayarit y Sinaloa con selva espinosa	0.1	35	11	26
15.5.2	Lomeríos y planicies costeras de Nayarit y Jalisco con selva perennifolia	0.8	26	32.7	15
15.6.1	Planicie y lomeríos costeros del Soconusco con selva perennifolia	1.3	19	36.8	12
9.5.1	Planicie de la costa occidental del Golfo	0.2	34	4.1	30
9.6.1	Planicies del sur de Texas/planicies y lomeríos interiores con matorral xerófilo y bosque de encino	0.6	27	2.1	34

Nota: se presentan dos jerarquías: J1, medida usando el porcentaje del número total de píxeles con puntos de calor registrados en cada ecorregión, y J2, calculada con base en la densidad de puntos de calor registrada en cada ecorregión (puntos de calor/1 000 km²).

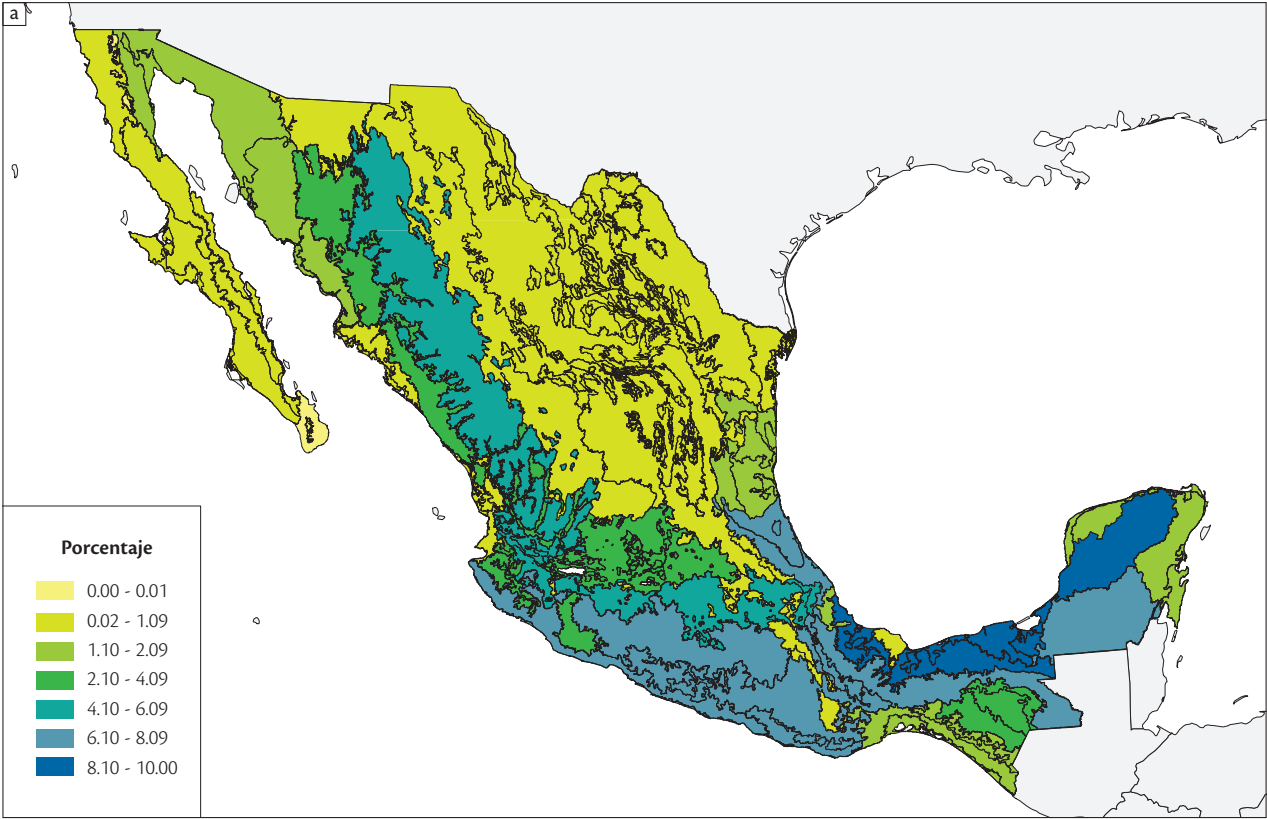


Figura 3.3 [Esta página y la siguiente.] (a) Porcentaje del número total de celdas con puntos de calor de CONABIO (2008) registrados en cada ecorregión, y (b) densidad de puntos de calor (frecuencia de celdas por 1 000 km²) en las ecorregiones de México de 2003 a 2007.

quemadas agrícolas se concentra en la Península de Yucatán, Chiapas, Tabasco y el sur de Veracruz, y en las zonas costeras y las sierras del Pacífico sur de México desde Jalisco hasta Oaxaca. Estos resultados coinciden con los reportes oficiales de incidencia de fuego por entidad federativa (Estrada 2006). Por otro lado, un análisis de ecosistemas muestra que las selvas altas y medianas son las que están sufriendo más de lo esperado por este tipo de perturbación, seguramente con efectos negativos (E. Jardel, datos no publicados).

Para evaluar los efectos de los incendios sobre la biodiversidad es necesario considerar los regímenes de perturbación por fuego en distintos tipos de ecosistemas (Agee 1998). La caracterización de los regímenes naturales o históricos de incendios, y cómo se han modificado por la intervención humana, es fundamental para entender el papel ecológico del fuego. En general, un régimen de incendios se puede caracterizar por la frecuencia (intervalo medio o más probable entre incendios), la extensión (la

moda de la superficie quemada) y la severidad de los efectos del fuego sobre la vegetación (estimada en términos de mortalidad de árboles, consumo de biomasa o formación de claros) (Agee 1993; Schmidt *et al.* 2002). Existen marcadas diferencias en el régimen de incendios entre distintos ecosistemas; tales diferencias se relacionan con su estructura, composición de especies y características del complejo de combustibles (Schmidt *et al.* 2002), las cuales a su vez están relacionadas con las condiciones del clima (gradientes de temperatura y humedad).

Siguiendo los criterios utilizados por Agee (1993) y Hardesty *et al.* (2005), y con base en una tipología preliminar para México (Jardel *et al.* en prensa), a continuación se presenta una caracterización general de regímenes de incendio para los ecosistemas terrestres de México. Esta caracterización es útil para evaluar las consecuencias de los incendios sobre la biodiversidad, en relación con el análisis de incidencia de fuego por ecorregión. Se describen seis tipos o modelos de régimen de incendios,

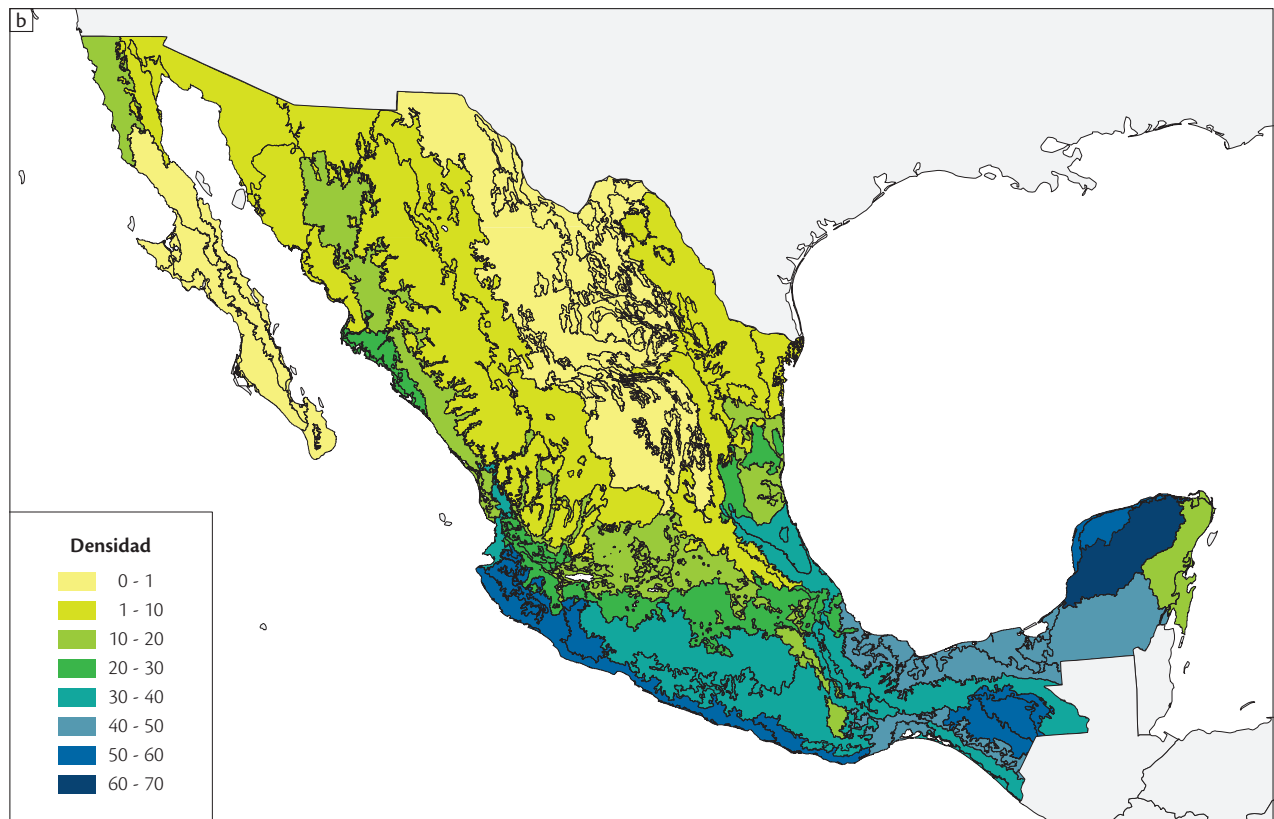


Figura 3.3 [concluye].

indicando en qué ecosistemas se presentan y las características del tipo de incendios, frecuencia y severidad.

- *Tipo I. Pastizales naturales y vegetación sabanoide.* Incendios frecuentes (intervalo medio entre uno y otro o tiempo de retorno menor de 35 años), superficiales y de baja severidad. Los pastos y hierbas se restablecen rápidamente después de los incendios y se inhibe la regeneración de plantas leñosas. Este tipo de ecosistemas se mantiene gracias a la perturbación frecuente por fuego (Rzedowski 1978), de manera que suprimir los incendios favorece que los pastizales naturales se reemplacen por matorrales, y las formaciones sabanoides por bosques o selvas.
- *Tipo II. Bosques subhúmedos de pinos y encinos.* Incendios superficiales de intensidad variable, frecuentes (intervalo de retorno menor de 35 años), de severidad baja (definida con base en la relativamente baja mortalidad de plantas del sotobosque) en ocasiones se forman claros por la muerte de árboles individuales o grupos de árboles. Las especies arbóreas resisten los incendios superficiales y los claros se regeneran rápidamente.

Los regímenes tipo I y II son característicos de ecosistemas que dependen del fuego, en los cuales los incendios han formado parte de su dinámica, como es el caso de la mayor parte de los bosques de pino del mundo (Agee 1998) y de muchos encinares (Abrams 1992; Jardel 1986, 1991; Sánchez-Velásquez 1986; Jardel *et al.* 2006a). Sin embargo, este régimen de incendios se puede alterar por dos situaciones: *a*] por aumento de la frecuencia de incendios antropogénicos que destruyen el renuevo impidiendo la regeneración, lo que conduce al reemplazo del bosque denso por bosque abierto, matorrales o herbazales, o *b*] por efecto de las prácticas de supresión de incendios, que provocan mayores cargas de combustibles con el peligro consecuente de incendios más severos y destructivos. En estos casos, acabar con los incendios constituye una alteración que provoca cambios en la composición y estructura de la vegetación (Agee y Skinner 2005).

- *Tipo III. Bosques húmedos de coníferas (bosques de oyamel, mixtos de pinos y latifoliadas).* Incendios de copa o mixtos (superficiales y de copa), de baja frecuencia (intervalos de retorno de 35 a 200 años o más), de severidad alta, que causan la formación de claros grandes (de decenas a cientos de hectáreas) y el reemplazo de los rodales, reiniciando la sucesión. Los incen-

dios ocurren en años secos y el fuego actúa en sinergia con otras perturbaciones, como el ataque de insectos. Este régimen de incendios es similar al de muchos bosques boreales (Agee 2002; Schmidt *et al.* 2002). Las especies arbóreas dominantes en este tipo de ecosistemas se regeneran bien en los claros y mantienen su dominancia bajo este régimen de fuego. Sin embargo, el aumento de la frecuencia de incendios provoca el reemplazo de los oyameles o pinabetes (*Abies* spp., *Picea chihuahuana*, *P. engelmannii*, *Pseudotsuga menziesii*) y las latifoliadas por pinos o bosque abierto, dando lugar al cambio a un régimen de tipo II. Debido a la extensión reducida de los bosques húmedos de coníferas de las montañas, agravada por la deforestación y la fragmentación, así como el aumento de la frecuencia de igniciones, el fuego se convierte en una amenaza para la conservación de estos ecosistemas.

- *Tipo IV. Chaparrales.* Incendios de copa o mixtos, frecuentes (intervalos de retorno menores de 35 años), de alta severidad, que producen el reemplazo de rodales, en ecosistemas dominados por especies arbustivas muy inflamables, en clima templado seco. Los chaparrales son ecosistemas mantenidos por el fuego, pero cuando aumenta la frecuencia de este —junto con la invasión de pastos exóticos— puede provocar que se conviertan en pastizales (Keeley y Fotheringham 2003).
- *Tipo V. Selvas secas estacionales (selvas bajas) y vegetación de zonas áridas y semiáridas.* Incendios poco frecuentes, superficiales y de baja intensidad. Las condiciones de clima seco permiten que se acumule poco material combustible, el cual es poco inflamable y en consecuencia las especies leñosas resisten el fuego o se regeneran por rebrotes vegetativos. Sin embargo, el fuego puede provocar cambios en la composición de especies, al reemplazar a aquellas que son sensibles a esta perturbación, como es el caso de muchas cactáceas (Gebow y Halvorson 2005). En el caso de las selvas bajas, los incendios están asociados a quemados de desmonte (Maass 1995; Kauffman *et al.* 2003). La invasión de pastos exóticos aumenta la carga de combustibles y, junto con la fragmentación, incrementa la vulnerabilidad a los incendios y el reemplazo de las selvas bajas por matorrales o formaciones sabanoides, y de los matorrales xerófilos y crasicaules por pastizales.
- *Tipo VI. Selvas tropicales húmedas (selvas altas y medianas) y bosque mesófilo de montaña.* También en este caso los incendios son infrecuentes (intervalos de retorno de más de 200 años), pero de alta severidad. Debido al ambiente húmedo, los incendios solamente se

propagan en años con condiciones de sequía extrema o después de perturbaciones como huracanes (López-Portillo *et al.* 1990) que, al formar claros o fragmentar la vegetación, alteran las condiciones del microclima (haciéndolo más seco) y aumentan la carga de combustibles por la caída de árboles y hojarasca (Cochrane 2003; Alencar *et al.* 2004). Dada la baja frecuencia de incendios en condiciones naturales, las especies de plantas de las selvas húmedas y el bosque mesófilo de montaña no están adaptadas a este tipo de perturbación; los árboles no son resistentes al fuego ya que tienen cortezas delgadas y raíces finas superficiales que se extienden en el mantillo del suelo, y aun incendios de baja intensidad pueden producir daños severos con alta mortalidad de árboles y formación de claros (Nepstad *et al.* 1999). En suelos orgánicos derivados de roca caliza, los incendios en años secos se propagan consumiendo la materia orgánica y ocasionan una fuerte mortalidad de árboles; así, con la pérdida de suelo el proceso de regeneración es muy lento (Asbjornsen y Gallardo-Hernández 2004). El aumento de la fragmentación por el avance de la frontera agropecuaria y una mayor frecuencia de igniciones por quemaduras de desmontes y pastos, provocan un mayor número de incendios severos e inducen el reemplazo de la selva por sabanas o matorrales secundarios (Cochrane 2003), o de los bosques mesófilos por pinares (Jardel 1991).

Esta clasificación de los regímenes de incendios es de carácter general; sin embargo, sirve para mostrar que en muchos ecosistemas los incendios son un componente de su dinámica, importante para la conservación de especies adaptadas a las condiciones creadas por el fuego, mientras que otros ecosistemas y su biota pueden ser afectados negativamente. La relación entre los incendios y la biodiversidad es compleja (Whelan *et al.* 2002) y puede decirse que la variedad de respuestas de las especies al fuego es muy amplia (recuadro 3.2).

Este esquema también permite poner en evidencia el problema de la alteración de los regímenes de incendios naturales o históricos (cambios en la frecuencia y severidad de los incendios), lo cual es un factor de cambio en la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Agee y Skinner 2005; Hardesty *et al.* 2005). Los resultados de nuestro análisis indican (cuadro 3.3, Fig. 3.3) que las ecorregiones del sur de México que contienen ecosistemas sensibles al fuego, como las selvas húmedas (régimen de incendios tipo VI), presentan una alta frecuencia de puntos de calor. Esto indica que los incendios

y quemaduras agrícolas representan una amenaza para la conservación de dichos ecosistemas que contienen una amplia diversidad de especies.

En las selvas húmedas y los bosques mesófilos de montaña la incidencia de fuego está determinada por el clima (años secos) y por fuentes de ignición como las quemaduras agrícolas. Un estudio realizado en Chiapas muestra un aumento proporcional de la superficie quemada en dichos ecosistemas, respecto a los bosques de pino en la temporada de sequía posterior a eventos de El Niño (Román-Cuesta *et al.* 2003).

En aquellos ecosistemas que se mantienen bajo regímenes de fuego tipos I, II y III (pastizales del Altiplano, bosques de coníferas y encinares), donde los incendios forestales han formado parte de su dinámica, es conveniente aplicar prácticas de manejo del fuego, ya que suprimir este factor puede alterar su composición, estructura y funcionamiento (Agee 2002; Jardel *et al.* 2006b). También es necesario considerar que la incidencia fuerte de incendios, o el uso deliberado del fuego para desmonte, contribuyen a reducir y fragmentar la superficie forestal, degradan la calidad y cantidad de los recursos forestales y causan pérdidas económicas (Fig. 3.1). Otro aspecto que no se debe olvidar es que los incendios forestales contribuyen de manera importante a las emisiones de contaminantes atmosféricos y gases con efecto de invernadero.

3.2.4 Impacto de los huracanes

Por su extensa línea de costa, la configuración del territorio que se estrecha hacia el sur rodeado por aguas oceánicas y su ubicación intertropical, México es uno de los países más afectados por los ciclones tropicales. Por ejemplo, solo durante el periodo 1980-2003 se registraron 31 tormentas de este tipo que lograron entrar a territorio nacional, causando daños estimados en casi 2 400 millones de dólares (Fig. 3.1) (Betrán Betrán 2001; Rosengaus Moshinsky *et al.* 2002). El impacto de los huracanes resulta no solo de la alta velocidad de sus vientos y las lluvias torrenciales, sino también de su capacidad para provocar inundaciones, deslizamientos de suelo, y oleajes y marejadas sumamente fuertes (Rosengaus Moshinsky *et al.* 2002), sobre todo en las localidades y ecosistemas costeros (recuadro 3.3). Por esto en México hay cada vez más interés en detectar, dar seguimiento y reducir el efecto de estos fenómenos hidrometeorológicos extremos (Cenapred 2001; Rosengaus Moshinsky *et al.* 2002).

Debido en gran parte al aumento de las temperaturas del mar, es posible sugerir que la magnitud, y quizá la

frecuencia, de estas tormentas se están incrementando (Emanuel 2005; Webster *et al.* 2005; Semarnat-INE 2006), lo cual podría provocar daños severos en México. En el año 2005, el número de ciclones registrados fue el más alto en la historia del país. De acuerdo con el Servicio Meteorológico Nacional, además de que se reportaron más ciclones, también fueron más intensos que en años anteriores y causaron daños mayores. Los 26 ciclones registrados en 2005 rebasaron con cinco la cifra histórica de 1933 y se superó por mucho el número promedio anual de 10.6. También ese año, los siete huracanes que lograron entrar a territorio nacional rebasaron los cinco registrados en 1999; de los cuales tres de nivel 5 en la escala Saffir-Simpson, superaron el número más alto de tormentas de esta magnitud, registrado desde 1961. Finalmente, durante este mismo año se registró el huracán más costoso en la historia, Katrina, cuyos daños económicos se estimaron en más de 125 000 millones de dólares, además de causar la muerte de más de 1 200 personas en la región de Nueva Orleans (EUA).

Ante la posibilidad de que cada vez habrá más huracanes de magnitudes intensas que entren al territorio mexicano, es importante entender el papel que juegan los ecosistemas costeros en la regulación del viento y del oleaje que generan estos fenómenos (Costanza *et al.* 1989; Hammill *et al.* 2005; Pérez-Maqueo *et al.* 2007; Costanza *et al.* 2008); esto implica que conservar los manglares, los humedales costeros y los arrecifes coralinos se volverá mucho más importante en el futuro. Asimismo, es prioritario entender el efecto de las actividades antropogénicas y de estas mismas tormentas sobre los ecosistemas y ecorregiones, con el fin de identificar aquellos que están siendo más afectados e incluir esta información en los planes de conservación y restauración ecológica en todo el país (recuadro 3.3).

Para analizar los efectos de los huracanes en las ecorregiones de México, de una base de datos del Cenapred (Jiménez y Baeza 2005) se obtuvo información sobre la posición diaria, fecha y fuerza (escala Saffir-Simpson, basada en la velocidad máxima sostenida de los vientos) de cada huracán que pasó a menos de 100 km del territorio mexicano en el periodo 1950-2004. Asimismo, se seleccionaron los 29 huracanes que alcanzaron los niveles de 3 a 5 en la escala Saffir-Simpson (vientos > 154 km/hr) del total de 113 huracanes registrados durante este periodo. Este subgrupo de huracanes afectó 25% de la superficie del país, comparado con 70.6% afectado por todos los huracanes registrados. Según la descripción asociada con esta escala internacional, solo los huracanes de esta intensidad son capaces de causar daños extensos a la vegeta-

ción (Rosengaus Moshinsky *et al.* 2002), por lo que podrían tener un impacto sobre la biodiversidad de las ecorregiones de México. Los datos de la intensidad espacial (vientos promedio dentro de un radio de 100 km de la ruta de cada huracán) y temporal (tiempo de retorno en intervalos de cinco años) se estandarizaron (1-10: bajo a alto) y después se promediaron para crear un índice estándar del impacto potencial de los huracanes sobre las ecorregiones del país durante la segunda parte del siglo xx (Fig. 3.4a). Nuestro supuesto fue que los ecosistemas de ecorregiones donde pasan huracanes más fuertes y con más frecuencia tendrían menos tiempo para recuperarse de daños más profundos, lo que daría como resultado mayores efectos potenciales sobre la biodiversidad que albergan.

Nuestros resultados muestran que la superficie del país severamente afectada (Fig. 3.4a) por huracanes intensos (niveles de impacto potencial de 7 a 10, 1.4%) fue muy pequeña, sobre todo en comparación con las áreas que acusaron niveles intermedios (4 a 6, 7.3%) y bajos de daños (0 a 3, 91%). Combinando los mapas de afectación (Fig. 3.4a) y de las ecorregiones de México, fue posible identificar las ecorregiones del país con niveles promedio de impacto por los huracanes relativamente fuertes durante el periodo estudiado (Fig. 3.4b, cuadro 3.4). Por la protección contra huracanes que confieren la Sierra Madre Occidental y la Oriental (Rosengaus Moshinsky *et al.* 2002), una proporción considerable de ecorregiones del centro del país (nueve de 39, o 23%) no sufrieron ningún daño por estos eventos meteorológicos, mientras que las ecorregiones de la zona costera fueron las más afectadas (Fig. 3.4b). De hecho, algunos huracanes pueden tener un impacto benéfico en los altiplanos y valles intermontanos al aumentar la cantidad de lluvia en regiones semiáridas. Las ecorregiones potencialmente más afectadas por estos fenómenos durante los últimos 50 años fueron las planicies costeras de la Península de Yucatán, el norte del Golfo de México, la costa del Pacífico y de Los Cabos (cuadro 3.4).

Comparando el número total de huracanes por década, también observamos una tendencia de aumento de su frecuencia durante el periodo de estudio ($F_5 = 6.484$, $p = 0.063$, $r^2 = 0.6185$). Mientras que este patrón podría ser el resultado de sesgos en los datos históricos, en particular la falta de medios tecnológicos que hoy día facilitan su monitoreo (imágenes de satélite, GPS, etc.), los resultados de otros estudios (Emanuel 2005; Webster *et al.* 2005; Semarnat-INE 2006) apoyan nuestros resultados y sugieren que los efectos de los huracanes sobre las zonas costeras de México seguirá aumentando en el futuro.

Cuadro 3.4 Índice de afectación promedia predicha de las ecorregiones de México por los 29 huracanes fuertes (≥ 3 en la escala Saffir-Simpson) registrados dentro de 100 km del territorio nacional durante el periodo 1950 - 2004

Ecorregión	Descripción	Impacto promedio
10.2.2	Desierto Sonorense	0.13
10.2.3	Desierto de Baja California	0.04
10.2.4	Desierto Chihuahuense	0.01
11.1.1	Bosques de encino, chaparral y matorral costero californiano	0
11.1.3	Bosques de pino y encino de las montañas de Baja California y sur de California	0
12.1.1	Archipiélago Madreano	0
12.1.2	Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encino y coníferas	0.15
12.2.1	Lomeríos y planicies del interior con matorral xerófilo y bosque bajo de mezquite	0.03
13.2.1	Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre Occidental	0.53
13.3.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Oriental	0.3
13.4.1	Planicies y piedemontes del interior con pastizal y matorral xerófilo	0.05
13.4.2	Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encino y mixtos del centro de México	0.2
13.5.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán	1.21
13.5.2	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Guerrero y Oaxaca	0.17
13.6.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Centroamericana	0
13.6.2	Bosque de coníferas, encino y mixtos de Los Altos de Chiapas	0
14.1.1	Planicie costera con selva espinosa	5.6
14.1.2	Sierra y lomeríos con selva caducifolia y bosque de encino	4.05
14.2.1	Planicie noroccidental de Yucatán con selva caducifolia	5.86
14.3.1	Planicie costera sinaloense con selva espinosa	0.48
14.3.2	Lomeríos de Sonora y Sinaloa y cañones de la Sierra Madre Occidental con matorral xerófilo y selva caducifolia	0.8
14.4.1	Depresión del Balsas con selva caducifolia y matorral xerófilo	0.15
14.4.2	Depresión central de Chiapas con selva caducifolia	0
14.4.3	Valles y depresiones de Oaxaca y Puebla con selva caducifolia y matorral xerófilo	0.03
14.5.1	Cañón y planicie de Tehuantepec con selva caducifolia y selva espinosa	0.02
14.5.2	Lomeríos y piedemontes del Pacífico sur mexicano con selva espinosa	1.14
14.6.1	Planicie y lomeríos de Los Cabos con selva caducifolia y matorral xerófilo	5.04
14.6.2	Sierra de La Laguna con bosques de encino y coníferas	5.66
15.1.1	Planicie costera del Golfo de México con selva perennifolia	0
15.1.2	Lomeríos con selva perennifolia	0.12
15.2.1	Planicie occidental yucateca con selva caducifolia	3.44
15.2.2	Planicie oriental yucateca con selva perennifolia	4.62
15.2.3	Lomeríos del sur de la península yucateca con selva perennifolia	2.6
15.3.1	Sierra de Los Tuxtlas con selva perennifolia	0
15.5.1	Planicie costera de Nayarit y Sinaloa con selva espinosa	2.31
15.5.2	Lomeríos y planicies costeras de Nayarit y Jalisco con selva perennifolia	1.48
15.6.1	Planicie y lomeríos costeros del Soconusco con selva perennifolia	0
9.5.1	Planicie de la costa occidental del Golfo	5.04
9.6.1	Planicies del sur de Texas/Planicies y lomeríos interiores con matorral xerófilo y bosque de encino	0.66

Nota: el índice de afectación tomó en cuenta la intensidad espacial (velocidad promedio de vientos dentro de un búfer de 100 km de radio del trayecto de cada huracán) y temporal (tiempo de retorno en intervalos de 5 años) de estos eventos.

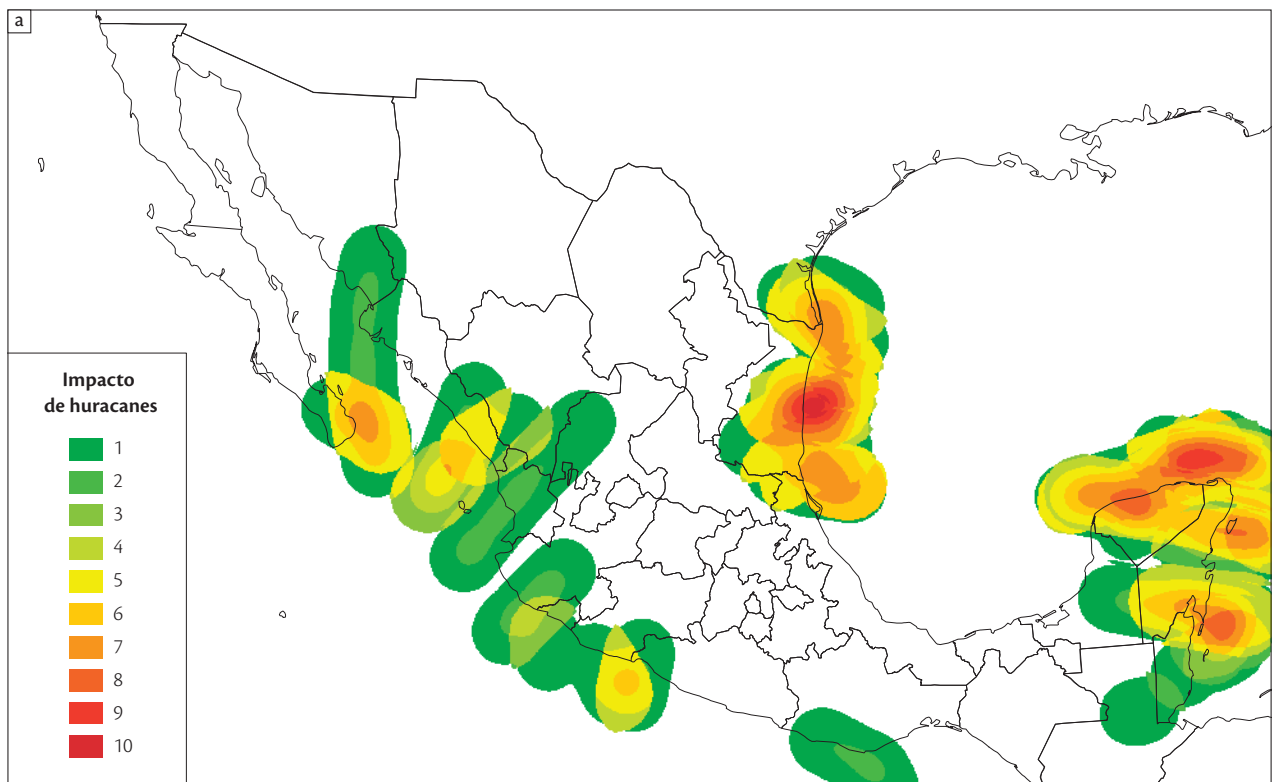


Figura 3.4 [Esta página y la siguiente.] (a) Zonas de México, y (b) ecorregiones (nivel III, según INEGI, CONABIO e INE 2007) más afectadas (rojo más oscuro) por los 29 huracanes que alcanzaron niveles 3 a 5 en la escala Saffir-Simpson registrados de 1950 a 2004. Nota: el índice de afectación reportada (1 a 10, de menor a mayor) se creó promediando medidas distintas estandarizadas de la intensidad promedio de los vientos (km/hr) y la frecuencia de retorno (intervalos de cinco años) de estos tipos de huracanes.

Los huracanes han formado parte de la dinámica natural de los ecosistemas de las zonas costeras, influyendo en los patrones del paisaje y en la composición y dinámica de la vegetación; por tanto, estos ecosistemas tienen capacidad para resistir sus efectos y regenerarse después de la perturbación (Walker *et al.* 1991; Boose *et al.* 1994). Sin embargo, los efectos de la deforestación y la fragmentación hacen que estos ecosistemas sean cada vez más vulnerables a los efectos de los huracanes y que se reduzca su capacidad para mitigar los impactos que tienen sobre las poblaciones humanas (Pérez-Maqueo *et al.* 2007; Costanza *et al.* 2008). Así, los daños socioeconómicos que estos eventos pueden causar en México en el futuro dependerán, entre otras cosas, de: 1] los patrones demográficos (distribución y nivel de marginación de la población en zonas de riesgo) y las estrategias de mitigación para disminuir el grado de exposición y vulnerabilidad de los asentamientos humanos a estas tormentas y 2] los cambios en la cobertura total y la ubicación de los ecosiste-

mas en relación con los asentamientos humanos, así como su grado de conservación junto con la capacidad de resistir y recuperarse de estas tormentas. Estas consideraciones serán particularmente relevantes en zonas de importancia turística como Cancún, Acapulco y Los Cabos. En estas zonas será necesario promover estrategias de desarrollo sostenible donde se aprovechen, conserven y restauren los ecosistemas costeros como uno de los mecanismos más eficientes en términos económicos para proteger la infraestructura humana, pero también como una fuente valiosa de otros bienes y servicios ecosistémicos (Martínez *et al.* 2007).

3.2.5 Impacto de las inundaciones

Las inundaciones son los eventos hidrometeorológicos de mayores efectos en términos socioeconómicos a escala mundial (ONU y WWAP 2003; PNUD 2004). Entre 1990 y 2001 ocurrieron 2 200 desastres en todo el planeta rela-

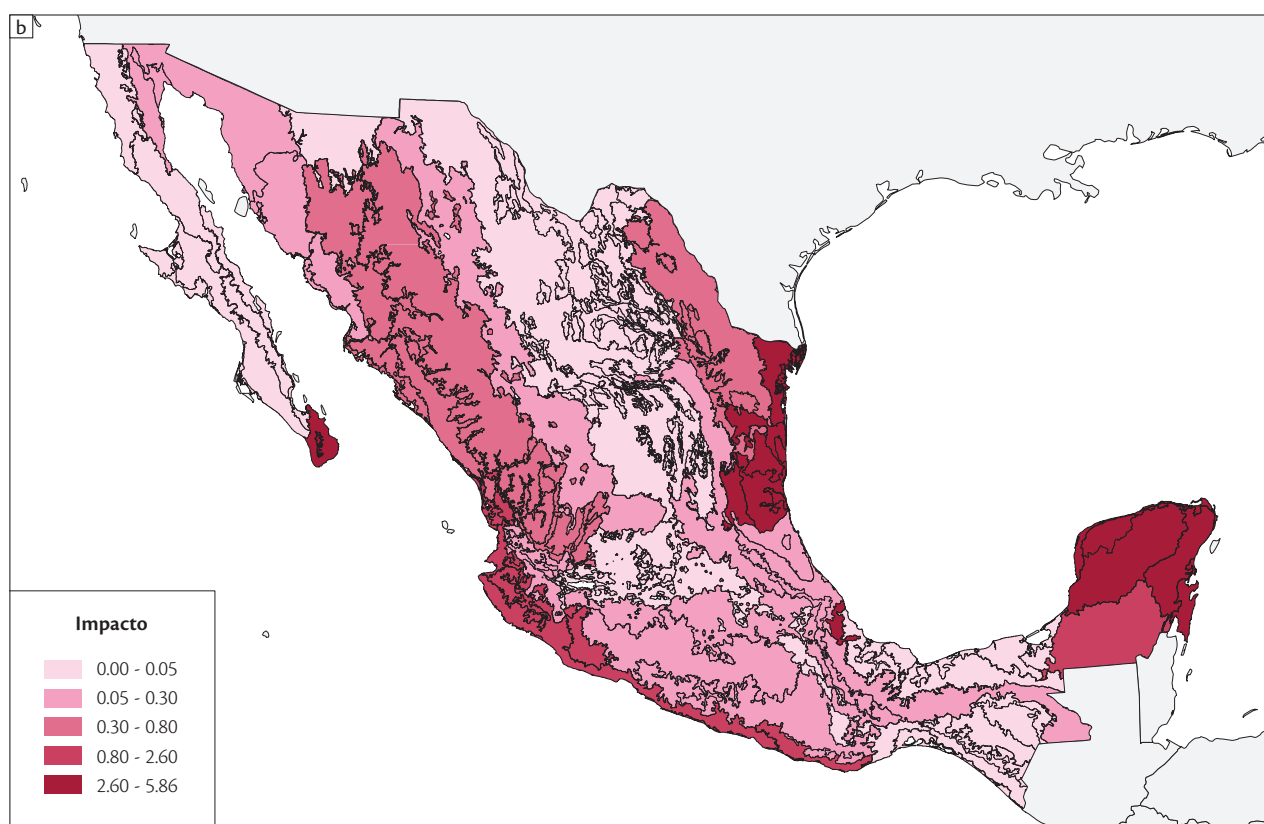


Figura 3.4 [concluye].

cionados con los recursos hídricos, la mitad de los cuales fueron inundaciones que afectaron a 65% del total de quienes habitan las áreas dañadas por estos tipos de desastres. Las inundaciones catastróficas son más frecuentes en Asia (35% del total), seguida por África (29%), América Latina (20%) y Europa (13%). Cada año, las inundaciones alteran el bienestar socioeconómico de alrededor de 520 millones de personas, cobrando la vida de unas 25 000 en todo el mundo. Junto con los huracanes, las inundaciones causadas por lluvias intensas y prolongadas son los desastres que más daño han ocasionado a México, cuyo resultado se calcula en más de 1 900 millones de dólares en daños solo en los últimos 20 años (Fig. 3.1, recuadros 3.3 y 3.4). Por ejemplo, las inundaciones de octubre-noviembre de 2007 en la cuenca baja del Río Grijalva afectaron 80% de la superficie del estado de Tabasco y a un millón de personas en la región, incluyendo parte del estado de Chiapas.

A pesar de los efectos socioeconómicos que causan estas perturbaciones, no fue posible realizar un análisis de su impacto sobre las ecorregiones del país debido a la

falta de datos en general y los fuertes sesgos en la información con que se cuenta para zonas donde estos eventos generaron daños a la infraestructura humana. De acuerdo con una base de datos que está elaborando el Cenapred (M. Jiménez, datos no publicados), se reportan cuatro niveles de vulnerabilidad a las inundaciones por municipio en todo el país: baja (con 4.2% de la población y 2.9% del área del país), media (49 y 48.7 por ciento), alta (30.3 y 13.1 por ciento) y donde aún no hay datos (16.5 y 35.3 por ciento). La falta de estudios sobre los impactos ecológicos de estas perturbaciones es notable y urgente, dada su importancia (junto con el alto grado de contaminación y la extensa modificación de los patrones de flujo de las aguas superficiales de México), para la conservación de la biodiversidad acuática y ribereña (Allan y Flecker 1993; Lytle y LeRoy Poff 2004; CNA 2006)). Como consecuencia de las modificaciones en los patrones de precipitación provocados por el cambio climático, se espera un aumento en la frecuencia e intensidad de estos eventos dentro del territorio nacional (Semarnat-INE 2006). Así, es necesario fortalecer programas nacionales de monitoreo

ecológico como la red MEX-LTER <<http://www.mexlter.org.mx/>> que podrían ayudarnos a entender mejor cómo los ecosistemas reducen el impacto de inundaciones y otros desastres naturales y que estos servicios ecosistémicos están siendo afectados por cambios de uso de suelo y el mal manejo de los recursos naturales. Es difícil enfrentar este reto sin una mayor inversión en ciencia y tecnología, ya que el gasto público en este sector en México, como proporción del PIB, es uno de los más bajos de América Latina (Martínez *et al.* 2006).

La función de los bosques, humedales y otros ecosistemas naturales en la protección de cuencas, la conservación de suelos y la regulación y mitigación de inundaciones y deslaves catastróficos ha sido objeto de mucha investigación y debate (Bruijnzeel 2001; FAO 2005). La idea de que los bosques sirven como esponjas gigantes que ayudan a minimizar el escurrimiento pluvial y recargar los mantos acuíferos, manteniendo así un flujo más estable de agua durante épocas de escasez, ha llevado a enfatizar la importancia de la reforestación y el manejo sustentable de bosques en las cabeceras de cuencas en muchas partes del mundo (Abramovitz 1999; Hammill *et al.* 2005). En México, donde los problemas de agua son cada vez más serios, esta percepción del papel de los bosques ha sido clave para promover iniciativas importantes, como la Cruzada por el Agua y los Bosques y el Fondo Forestal Mexicano de la Comisión Nacional Forestal (Manson 2004).

Sin embargo, por la complejidad de los factores ambientales y el alto riesgo que implica, es necesario evitar la tendencia de asignar importancia excesiva a los bosques y depender demasiado de soluciones simples o tecnificadas. Por ejemplo, los estudios científicos disponibles muestran que, para las inundaciones fuertes provocadas por lluvias torrenciales y de larga duración, la función de los bosques o cualquier otro ecosistema puede ser marginal (FAO 2005). Por eso es importante tener un conocimiento profundo de la naturaleza cíclica de estos eventos extremos (la frecuencia histórica de las inundaciones catastróficas) y desarrollar una planeación integral que nos permita enfrentar estos fenómenos con daños socioeconómicos mínimos (Changnon y Easterling 2000; Pinter 2005). Otros factores importantes que se deben considerar son: 1] el impacto de las estrategias de manejo de otros usos de suelo sobre el balance hidrológico de cuencas (Bruijnzeel 2001), 2] la importancia de otros ecosistemas naturales, como los humedales (así como su ubicación, por ejemplo las franjas de vegetación natural en zonas riparias), para regular la cantidad y calidad del agua (Naiman y Décamps 1997; Lara-Domínguez *et al.* 1998), 3] los potenciales

conflictos que pueden darse entre los esquemas de pago por servicios ambientales (PSA) que se están promoviendo para proteger los servicios hidrológicos (*e.g.*, captación de agua y recarga de acuíferos) y otros servicios ecosistémicos como la captura de carbono (Jackson *et al.* 2005), y 4] los patrones de desarrollo en zonas bajas de las cuencas que puedan aumentar el riesgo de inundaciones mediante la reconversión de humedales, la canalización de los ríos y el aumento de grupos marginales o infraestructura humana en las zonas susceptibles a estos eventos hidrometeorológicos (recuadros 3.3 y 3.4; FAO 2005).

El caso de las inundaciones de 2007 en Tabasco muestra las consecuencias de la transformación del paisaje y el deterioro ambiental provocados por un modelo de desarrollo no sustentable, basado en la expansión agrícola, ganadera y petrolera, la colonización dirigida y la urbanización desordenada en una extensa región costera, originalmente cubierta por selvas y humedales, y donde desemboca el mayor sistema fluvial del país: el de los ríos Grijalva y Usumacinta. Ese modelo de desarrollo, o de “modernización forzada”, cuyas consecuencias ecológicas y sociales fueron analizadas en un amplio estudio coordinado por Tudela (1989), creó condiciones de extrema vulnerabilidad de los centros de población y los sistemas productivos ante fenómenos naturales, que aunado a la falta de planeación y, muy posiblemente, a la negligencia y la corrupción, generó las condiciones para el mayor desastre causado por inundaciones que se ha registrado en la historia de México.

Como en el caso de otras perturbaciones, las inundaciones forman parte de procesos naturales de los que depende el mantenimiento de biodiversidad, pero muchas veces esto entra en conflicto con las actividades humanas. El control de inundaciones mediante la construcción de presas, por ejemplo, ha afectado la dinámica hidrológica de ríos, llanuras de inundación y humedales, eliminando o disminuyendo la disponibilidad y la calidad del hábitat y pulsos de nutrientes que mantienen la fertilidad de los suelos, con consecuencias negativas para la biodiversidad de muchos ecosistemas (Brawn *et al.* 2001; Reice 2001). Mantener el flujo “ecológico” del agua en los ecosistemas fluviales (Lytle y LeRoy Poff 2004) representa un reto importante cuando se busca equilibrar los objetivos de conservación o restauración de este tipo de ecosistemas con las necesidades de proteger asentamientos humanos y zonas de producción agropecuaria, lo cual implica diseñar estrategias adecuadas de ordenamiento ecológico del territorio. En este contexto, son prioritarias políticas públicas que promuevan la conservación y res-

tauración de ecosistemas naturales, junto con un manejo adecuado y sostenible de otros usos de suelo como los mecanismos principales para reducir el riesgo de inundaciones.

3.2.6 Sinergias y cambio climático

Sinergias entre perturbaciones naturales

Como se comentó, la función de las perturbaciones en la dinámica de poblaciones, comunidades y ecosistemas depende en gran parte de las acciones y sinergias entre ellas (Sousa 1984; Pickett y White 1985; Pickett *et al.* 1997). Así, es importante no solo evaluar el impacto individual de estos eventos, sino también sus efectos netos sobre la biodiversidad y cómo cambian las propiedades de resistencia y resiliencia de los ecosistemas (Loreau *et al.* 2002).

Con el objetivo de evaluar los impactos netos de las perturbaciones descritas en este capítulo, en particular

los huracanes, sequías e incendios forestales sobre las ecorregiones de México (por las razones mencionadas no se contó con la información suficiente para hacer el mismo análisis en el caso de las inundaciones), primero fue necesario estandarizar los impactos de cada tipo de perturbación. Se convirtieron los valores reportados en los cuadros 3.2 a 3.4 a una escala común (1 a 10, de menor a mayor impacto) usando el valor máximo informado para cada cuadro como el denominador de una fracción que se multiplicó después por 10. Estos valores nuevos se muestran en el cuadro 3.5, junto con el impacto promedio generado usando la combinación de los nuevos valores de cada variable. Graficando estos resultados, resaltan las ecorregiones de la costa y sur del país como las que presentan los valores promedio de impactos más altos considerando sequías, incendios y huracanes (Fig. 3.5). Este análisis también indica que las planicies occidentales y noroccidentales de Yucatán, así como la planicie costera con selva espinosa, son las que sufren más de los efectos combinados de sequías, incendios y

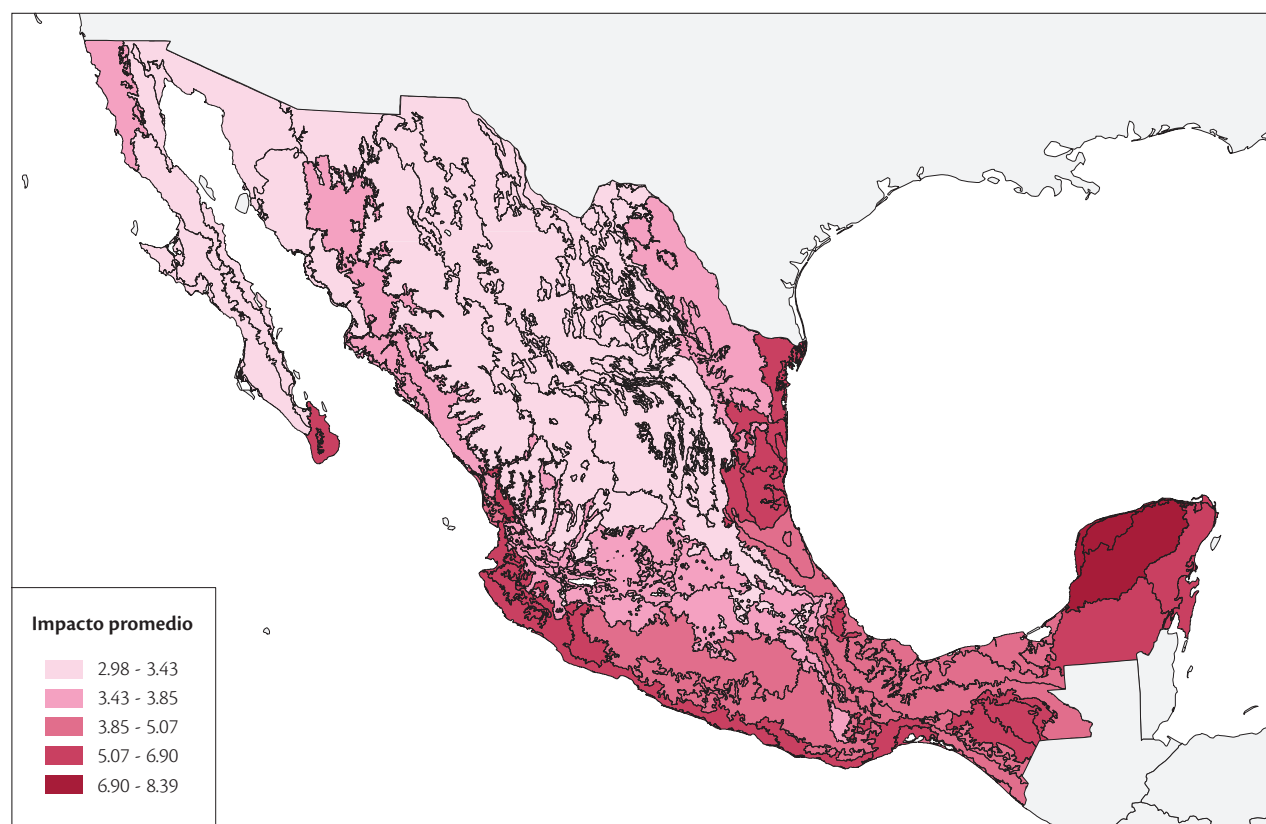


Figura 3.5 Impacto de sequías, incendios forestales y huracanes sobre las ecorregiones de México usando el promedio de una escala relativizada de 1 a 10 para estimar el impacto de cada tipo de perturbación.

Cuadro 3.5 Impacto promedio relativizado (escala 0 a 10, de menor a mayor) de sequías, huracanes e incendios forestales sobre las ecorregiones (nivel III, de INEGI, CONABIO e INE 2007) de México

Ecorregión	Descripción	Sequías	Incendios	Huracanes	Impacto promedio	Cambio climático
10.2.2	Desierto Sonorense	9.1	0.5	0.22	3.28	5.96
10.2.3	Desierto de Baja California	9.32	0.05	0.07	3.14	5.16
10.2.4	Desierto Chihuahuense	9.38	0.1	0.02	3.16	6.53
11.1.1	Bosques de encino, chaparral y matorral costero californiano	9.28	2.02	0	3.77	4.82
11.1.3	Bosques de pino y encino de las montañas de Baja California y sur de California	9.53	1.06	0	3.53	4.84
12.1.1	Archipiélago Madreano	8.67	0.34	0	3.01	6.49
12.1.2	Piedemontes y planicies con pastizal, matorral xerófilo y bosques de encino y coníferas	8.38	0.37	0.26	3	6.58
12.2.1	Lomeríos y planicies del interior con matorral xerófilo y bosque bajo de mezquite	8.83	2.44	0.05	3.77	5.6
13.2.1	Bosques de coníferas, encinos y mixtos de la Sierra Madre Occidental	7.8	1.58	0.9	3.43	6.59
13.3.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Oriental	9.12	0.6	0.51	3.41	5.03
13.4.1	Planicies y piedemontes del interior con pastizal y matorral xerófilo	6.94	1.92	0.09	2.98	5.12
13.4.2	Lomeríos y sierras con bosques de coníferas, encino y mixtos del centro de México	7.1	3.5	0.34	3.65	5.49
13.5.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Jalisco y Michoacán	7.45	8.79	2.06	6.1	6.08
13.5.2	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre del sur de Guerrero y Oaxaca	7.62	5.44	0.29	4.45	4.98
13.6.1	Bosques de coníferas, encino y mixtos de la Sierra Madre Centroamericana	7.91	7.3	0	5.07	3.66
13.6.2	Bosque de coníferas, encino y mixtos de Los Altos de Chiapas	7.88	9.53	0	5.8	4.81
14.1.1	Planicie costera con selva espinosa	8.65	2.48	9.56	6.9	4.63
14.1.2	Sierra y lomeríos con selva caducifolia y bosque de encino	8.19	4.64	6.91	6.58	4.88
14.2.1	Planicie noroccidental de Yucatán con selva caducifolia	6.9	8.26	10	8.39	4.69
14.3.1	Planicie costera sinaloense con selva espinosa	7.45	3.29	0.82	3.85	5.51
14.3.2	Lomeríos de Sonora y Sinaloa y cañones de la Sierra Madre Occidental con matorral xerófilo y selva caducifolia	7.88	1.64	1.37	3.63	6.37
14.4.1	Depresión del Balsas con selva caducifolia y matorral xerófilo	7.66	5.99	0.26	4.64	6.04
14.4.2	Depresión central de Chiapas con selva caducifolia	7.06	8.49	0	5.18	3.67
14.4.3	Valles y depresiones de Oaxaca y Puebla con selva caducifolia y matorral xerófilo	8.65	2.15	0.05	3.62	5.6



Cuadro 3.5 [concluye]

Ecorregión	Descripción	Sequías	Incendios	Huracanes	Impacto promedio	Cambio climático
14.5.1	Cañón y planicie de Tehuantepec con selva caducifolia y selva espinosa	9.04	6.68	0.03	5.25	3.24
14.5.2	Lomeríos y piedemontes del Pacífico sur mexicano con selva espinosa	7.82	8.55	1.95	6.1	5.02
14.6.1	Planicie y lomeríos de Los Cabos con selva caducifolia y matorral xerófilo	9.92	0	8.6	6.17	4.97
14.6.2	Sierra de La Laguna con bosques de encino y coníferas	9.92	0	9.66	6.53	5.12
15.1.1	Planicie costera del Golfo de México con selva perennifolia	6.67	7.61	0	4.76	4.96
15.1.2	Lomeríos con selva perennifolia	7.76	5.1	0.2	4.35	4.35
15.2.1	Planicie occidental yucateca con selva caducifolia	7.41	10	5.87	7.76	4.58
15.2.2	Planicie oriental yucateca con selva perennifolia	8.6	2.31	7.88	6.26	2.77
15.2.3	Lomeríos del sur de la península yucateca con selva perennifolia	7.68	7.79	4.44	6.63	5.02
15.3.1	Sierra de Los Tuxtlas con selva perennifolia	6.96	6.6	0	4.52	4.78
15.5.1	Planicie costera de Nayarit y Sinaloa con selva espinosa	6.96	1.79	3.94	4.23	6.94
15.5.2	Lomeríos y planicies costeras de Nayarit y Jalisco con selva perennifolia	7.8	5.33	2.53	5.22	6.94
15.6.1	Planicie y lomeríos costeros del Soconusco con selva perennifolia	6.47	—	0	4.16	4.1
9.5.1	Planicie de la costa occidental del Golfo	8.03	0.67	8.6	5.77	5.59
9.6.1	Planicies del sur de Texas/Planicies y lomeríos interiores con matorral xerófilo y bosque de encino	10	0.34	1.13	3.82	5.94

Nota: los datos utilizados para este análisis son los que figuran en los cuadros 3.2 a 3.4. También se reporta un índice parecido de impacto potencial de cambio climático (basado en la relativización de valores de temperatura y precipitación promedio anual) usando las proyecciones del modelo HadCM3 con el escenario SRES A2 para el periodo 2040-2069.

huracanes. En contraste, mientras que las extensas zonas áridas del país, el Archipiélago Madreano y los piedemontes y planicies con pastizal y matorral xerófilo tienen niveles relativamente altos de sequía (cuadro 3.2, Fig. 3.2), estas ecorregiones no están afectadas por los otros tipos de perturbación y por eso muestran bajos niveles promedios de afectación neta (cuadro 3.5, Fig. 3.5).

Se observó una relación negativa importante ($r^2 = 0.41$, $F_{1,37} = 26.4$, $p < 0.001$) entre el impacto de sequías e incendios forestales en las ecorregiones de México, lo cual indica que las ecorregiones más afectadas por la sequía, según los datos históricos, no son las que han sufrido más incendios forestales recientemente. Al contrario, los datos derivados de la frecuencia de puntos de calor por

ecorregión indican que en los ecosistemas que normalmente no tienen problemas de escasez de agua, como los bosques mesófilos de montaña, las selvas tropicales húmedas y los humedales, es donde se presentó una mayor incidencia de fuego durante la última década (E.J. Jardel, datos no publicados). Como estos ecosistemas no están adaptados a este tipo de perturbación (clasificados como sensibles), existe un mayor riesgo de que se deterioren, e incluso, que sean reemplazados por otros ecosistemas más tolerantes o resistentes al fuego. Esta relación negativa entre el impacto de sequías e incendios se explica porque en los ecosistemas de las ecorregiones con condiciones semiáridas, las cargas de combustibles (la materia orgánica que puede arder y mantener la propagación del

fuego) son más bajas y tienen menor continuidad que en ecosistemas húmedos con mayor biomasa, como es el caso de las ecorregiones con bosques. En áreas con cubierta forestal y condiciones subhúmedas (la mayor parte de los bosques de pino y de encino), los incendios suelen ser frecuentes, superficiales, de baja severidad y pequeña extensión, y es probable que este tipo de incendios se subestimen [*i.e.*, no se registran con medios de teledetección; E.J. Jardel, observación personal (Soja 2005)]. En contraste, en ecorregiones con condiciones húmedas, que contienen ecosistemas de selvas tropicales, bosque mesófilo de montaña y humedales [*i.e.*, ecosistemas sensibles al fuego (Myers 2006)], los incendios difícilmente se propagan en años normales, pero llegan a afectar áreas extensas en años con condiciones de sequía extrema.

Cambio climático

Las proyecciones realizadas hasta la fecha sugieren que México se verá severamente afectado por el cambio climático global, con variaciones importantes en la temperatura y precipitación promedio anual durante este siglo (véanse recuadros 3.5 y 3.6) (McCarthy *et al.* 2001; Emanuel 2005; Semarnat-INE 2006; Magrin *et al.* 2007). Se esperan aumentos de temperatura y reducciones generales en la precipitación, en combinación con tormentas tropicales y sequías de mayor intensidad (Semarnat-INE 2006; Magrin *et al.* 2007). Estos cambios, a su vez, seguramente tendrán más efectos en algunos ecosistemas que otros (véanse recuadros 3.5 y 3.6 y el capítulo 1 de este volumen), así como impactos importantes en la distribución y abundancia de muchas especies. En este capítulo no pretendemos realizar otro estudio del impacto del cambio climático sobre la biodiversidad de México, sino ilustrar cómo este cambio podría interactuar con las perturbaciones y desastres que hemos analizado, con consecuencias en las ecorregiones del país y los ecosistemas y biodiversidad que albergan.

Para este análisis se escogió uno de los escenarios del modelo HadCM3 (Modelo de clima Hadley, versión 3), en particular el escenario SRES A2 con proyecciones de los cambios en la temperatura y precipitación promedio anual esperados para el periodo 2040-2069 (píxeles de $10 \times 10 \text{ km}^2$). Es necesario aclarar que un solo modelo no refleja el conjunto de escenarios que ha preparado el IPCC AR4 para realizar un análisis de riesgo exhaustivo ante el cambio climático. Sin embargo, dicho ejemplo permite saber cómo utilizar información climática para estimar impactos. En el año 2000, el Panel Interguberna-

mental de Cambio Climático (IPCC 2007) proyectó varios escenarios (informes especiales sobre escenarios de emisiones o SRES) de crecimiento poblacional y desarrollo económico con el fin de calcular su impacto potencial sobre emisiones y concentraciones de gases de efecto invernadero y, finalmente, el cambio climático global. La familia de escenarios A2 supone un mundo que permanece heterogéneo en el ámbito regional en cuanto a los ingresos; un crecimiento poblacional continuo y demoras en el desarrollo de tecnologías más eficientes. Así, sus proyecciones en cuanto a cambio climático son más dramáticas que las de otros escenarios, como los de la familia B, pero comprende parte del conjunto de escenarios usados normalmente en la evaluación del impacto potencial de cambio climático en México (recuadros 3.5 y 3.6) (Semarnat-INE 2006) y América Latina en general (Magrin *et al.* 2007). Ya que cada escenario tiene sus propios supuestos y proyecciones de cambio climático, existe un campo activo de investigación sobre cómo generar funciones de distribución de probabilidad que los resuma, de manera que sean útiles para tomar decisiones (Dessai y Hulm 2004; Katz 2002; Schneider y Mastrandrea 2005).

Las proyecciones del modelo HadCM3 con el escenario SRES A2 sugieren que 33.1% del país tendrá menos precipitación (particularmente en el sureste del país), mientras que en 54.6 y 12.3 por ciento de México habrá cambios ligeros o hasta más precipitación disponible, respectivamente, durante este mismo periodo (Fig. 3.6a). Esto coincide cualitativamente con los escenarios más recientes presentados por el IPCC AR4. Por otro lado, de acuerdo con este escenario todo el país enfrentará aumentos en la temperatura promedio: 1.5% con aumentos ligeros (hasta 1.5 °C), en 45.9% serían intermedios (de 1.5 a 2.5 °C) y 55.6% con aumentos fuertes (de 2.5 a 3.2 °C; Fig. 3.6b). Se espera que estos aumentos sean más elevados en la región norte del país (véase Tercera Comunicación Nacional de México ante el Cambio Climático). Para ilustrar cómo este escenario de cambio climático podría afectar las ecorregiones de México, las proyecciones de temperatura y precipitación se convirtieron a una escala relativizada (0 a 10, menor a mayor impacto), en donde se consideraron aumentos en la temperatura y reducciones de precipitación potencialmente más impactantes para las ecorregiones de México. Después se combinó el promedio del efecto relativizado de temperatura y precipitación con el mapa de ecorregiones, con el fin de estimar el impacto potencial del cambio climático sobre cada una de las ecorregiones del país, según el escenario A2. Esta información se presenta en la figura 3.7 y en el cuadro 3.5.

En este escenario de cambio climático, las ecorregiones del centro y norte son las que se verán más afectadas (condiciones más calientes y secas) para mediados de este siglo. Algunos estudios comparativos sugieren que aunque los cambios de precipitación proyectados por el modelo HadCM3 son consistentes con otros modelos y escenarios, los cambios de temperatura serán más extremos (véase Fig. IV3 en Semarnat-INE 2006).

Comparando los resultados de este ejercicio con nuestras estimaciones del impacto estandarizado esperado de sequías, huracanes e incendios forestales, detectamos una importante relación negativa entre el efecto proyectado del cambio climático y el de los incendios forestales ($F_{1,37} = 7.2$, $P = 0.011$; cuadro 3.5), aunque la regresión no explica mucho de la variación ($R^2 = 0.16$). Se espera que, por el aumento de condiciones más calientes y secas, algunas ecorregiones que en la actualidad están relativamente libres de incendios forestales, o presentan baja incidencia, pudieran tener un aumento de estos eventos en

el futuro cercano. Diversos estudios muestran una relación entre la incidencia de fuegos severos y los ciclos de alta precipitación, en los que se acumula biomasa (*i.e.*, combustibles), y de sequía extrema, en los que se presentan condiciones para la propagación del fuego (por ejemplo, los ciclos asociados a eventos de El Niño), que pueden ser más frecuentes como consecuencia del cambio climático (Heyerdahl y Alvarado 2003; Román-Cuesta *et al.* 2003; McKenzie 2004; Westerling *et al.* 2006). No hubo una relación significativa entre el impacto estandarizado de sequías o huracanes y nuestras estimaciones del impacto potencial del cambio climático usando el escenario A2 para las ecorregiones del país.

Aun cuando nuestro análisis, basado en tendencias históricas de las sinergias entre el impacto de varias perturbaciones y el cambio climático global sobre las ecorregiones de México, ha identificado algunos patrones interesantes, hacen falta estudios más completos que integren las proyecciones de múltiples escenarios de cambio climático

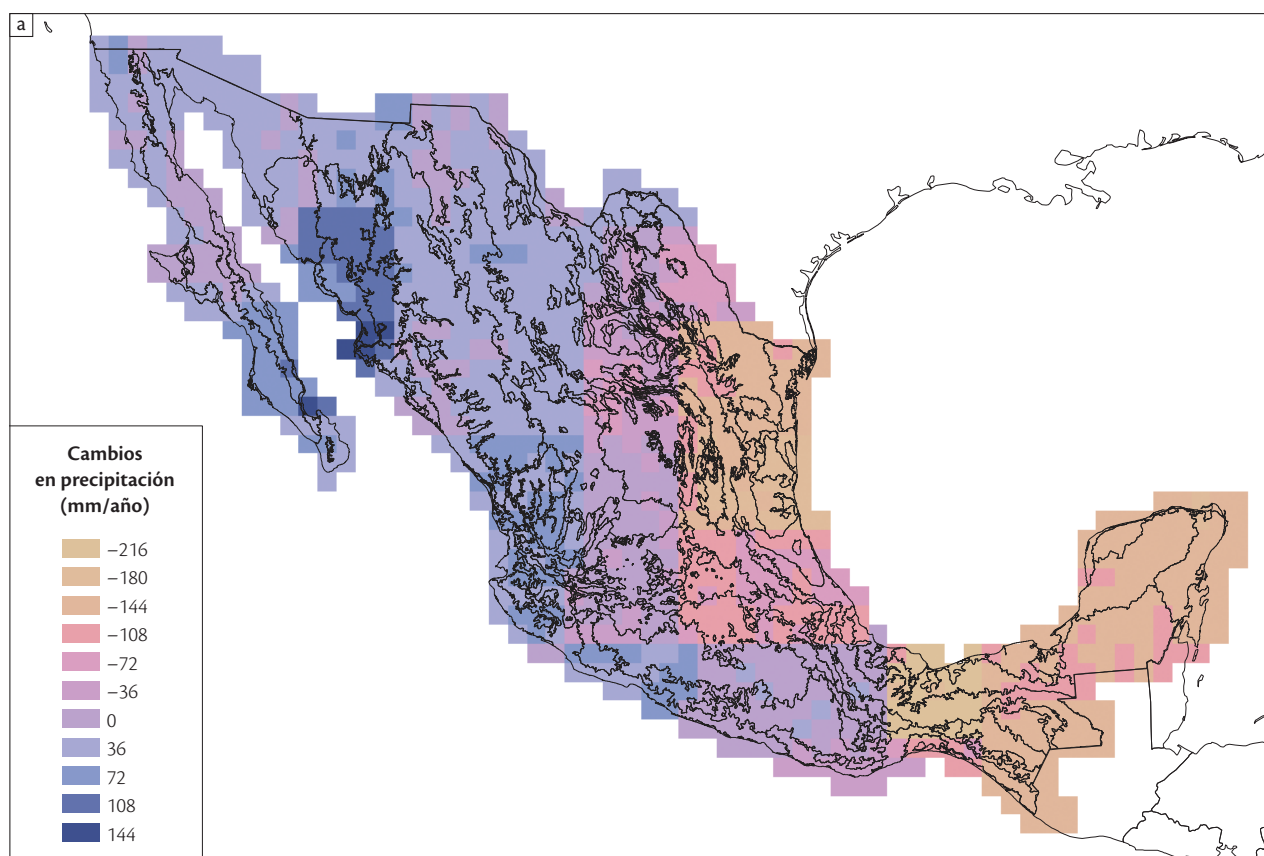


Figura 3.6 [Esta página y la siguiente.] Proyecciones de cambios en los factores que modifican los procesos de desertificación: (a) precipitación promedio anual (mm), y (b) temperatura promedio anual (°C) esperadas en México del modelo HadCM3 con el escenario SRES A2 para el periodo 2040-2069.

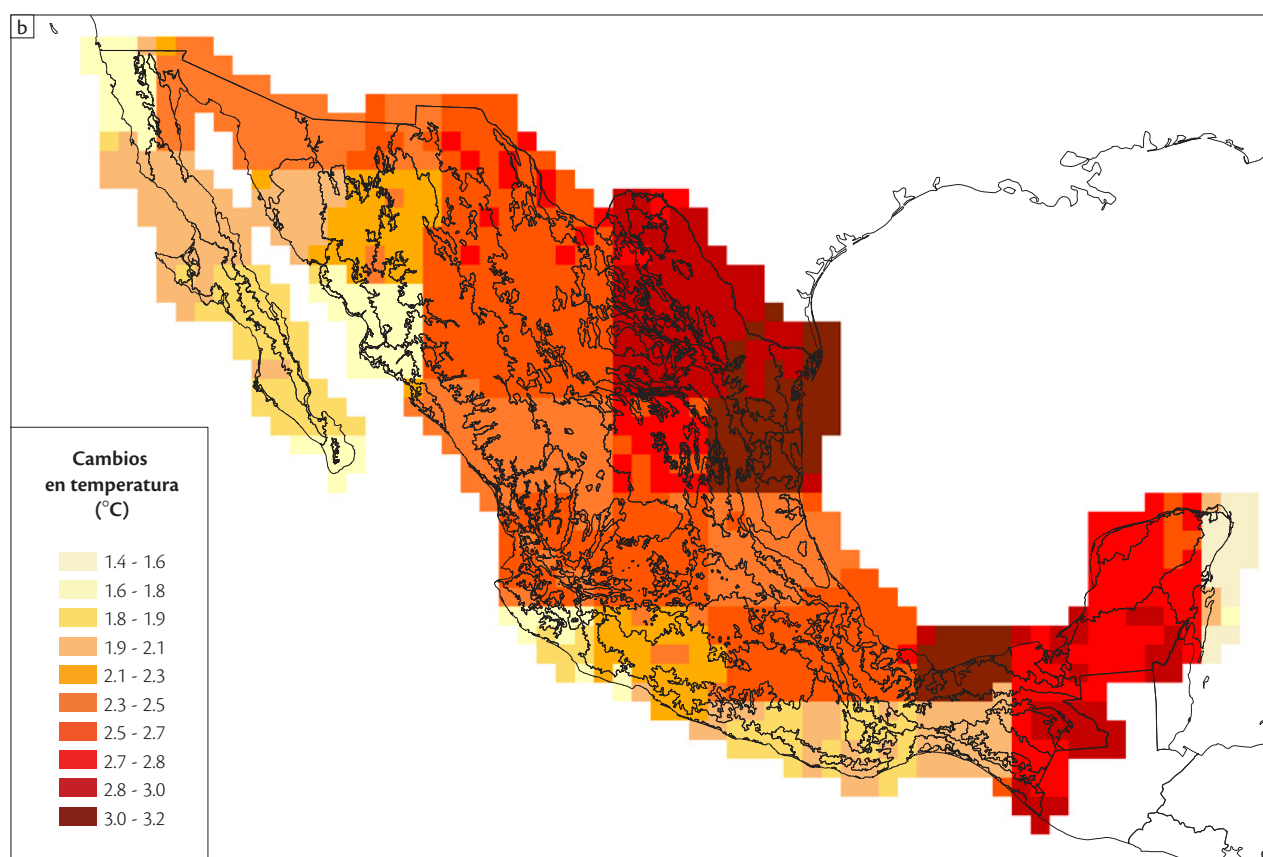


Figura 3.6 [concluye].

RECUADRO 3.5 EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA DISTRIBUCIÓN DE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA EN MÉXICO

Víctor Sánchez-Cordero

Es un hecho científicamente comprobado que el clima global está cambiando de manera significativa y que el impacto sobre la biodiversidad puede ser importante. Trabajos recientes muestran desplazamientos en poblaciones de flora y fauna asociados a cambios en la temperatura y precipitación, en regiones templadas y tropicales (Walther *et al.* 2002). El efecto del cambio climático en la biodiversidad exige una investigación activa, enfocada a evaluar la magnitud de las consecuencias esperadas de dicho impacto en las especies y las comunidades naturales. Algunas aproximaciones han seguido dos líneas de investigación independientes, aunque no excluyentes entre sí: 1] el enfoque que considera el efecto del cambio climático sobre la distribución de las especies, basado en modelar el nicho ecológico de estas, y 2] el enfoque que considera el efecto del cambio climático sobre los biomas o comunidades vegetales; ambos han producido resultados

reveladores y, quizá, el vínculo del modelado del efecto del cambio climático sobre especies y ecosistemas sea el reto de investigación aún por abordar (Walther *et al.* 2002).

El modelado del nicho ecológico de las especies consiste en combinar información de las localidades donde se recolectó una especie (información proveniente sobre todo de colecciones científicas), capas ambientales de variables abióticas (precipitación, temperatura, topografía, aspecto, etc.) y un sistema de información geográfico. La idea es identificar regiones geográficas adicionales donde se espera la presencia de la especie, en virtud de que presentan condiciones ambientales similares a donde se recolectó. Esta idea simple se basa en el concepto de un nicho ecológico-geográfico; es decir, se modela el nicho ecológico de la especie proyectado como su distribución potencial (Peterson *et al.* 1999). A su vez, el nicho ecológico se puede proyectar bajo escenarios de

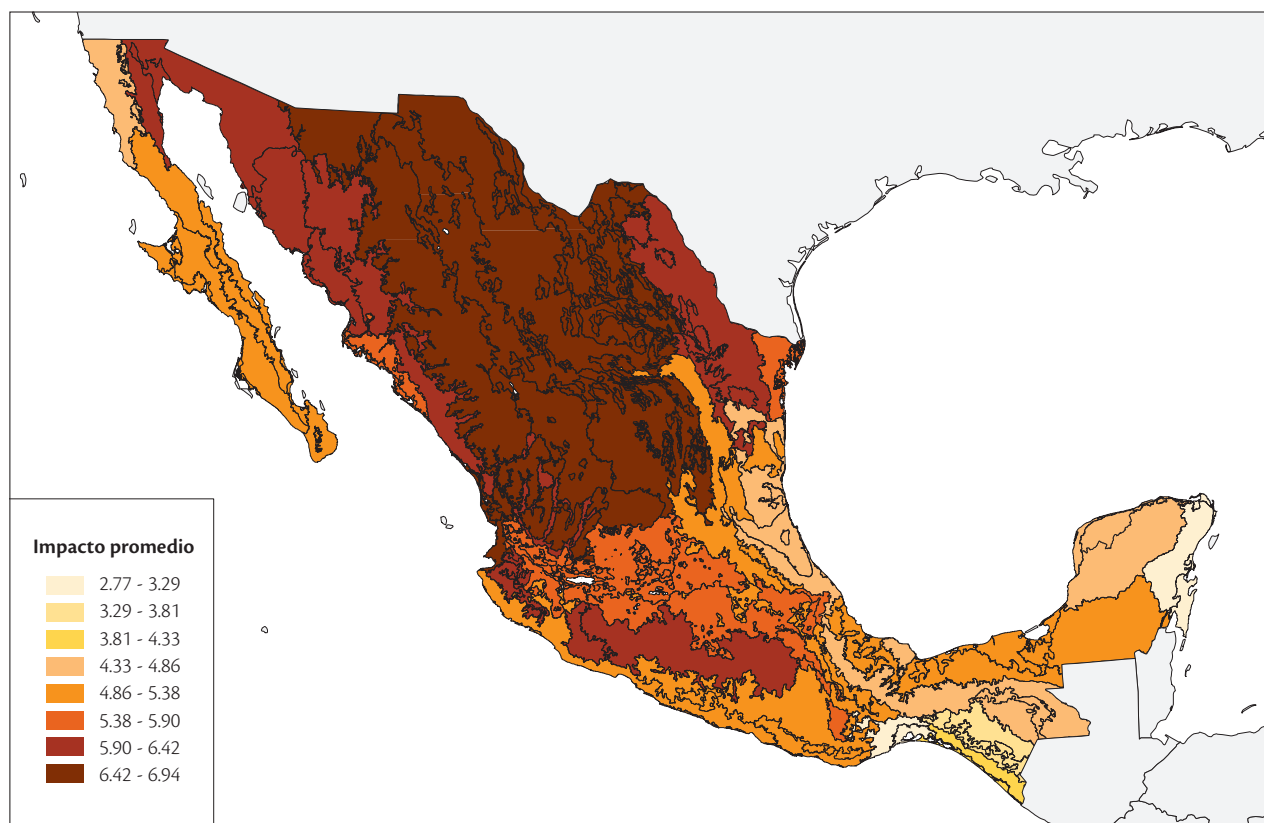


Figura 3.7 Impacto esperado del cambio climático global sobre las ecorregiones de México durante el periodo 2040-2069. Los valores reportados son el promedio de escalas relativizadas (1 a 10, de menor a mayor impacto) de los cambios esperados en precipitación y temperatura que se muestran en la figura 3.6.

cambio climático paisajístico [e.g., HadCM2], que identifican áreas de distribución potencial de la especie después del modelado de los cambios ambientales.¹ Uno de los primeros ejemplos desarrollados en México incluyó la predicción del efecto del cambio climático sobre especies de mamíferos, aves y algunas familias de mariposas; los resultados muestran que solo una proporción baja de especies ($\sim 3\%$) podría extinguirse, aunque una proporción alta de ellas ($> 40\%$) sufrirá desplazamientos importantes en su distribución potencial, como en el Altiplano Mexicano, aunque se ha propuesto que aun especies de zonas montañosas son susceptibles al efecto del cambio climático (Peterson *et al.* 2002; Martínez-Meyer 2005; Parra-Olea *et al.* 2005). Esto implicaría cambios importantes en estas comunidades faunísticas, con obvios efectos sobre otras comunidades de flora y fauna (Peterson *et al.* 2002).

El segundo enfoque considera que el cambio climático afecta la estructura, función y distribución geográfica de los ecosistemas terrestres (Melillo *et al.* 1996). Proyecciones

actuales de la respuesta de ecosistemas a dichos cambios indican expansiones potenciales acentuadas de los bosques tropicales y de 50 a 90 por ciento de desplazamiento de los biomas extratropicales, lo que tendría un impacto esperado significativo sobre la estructura y función de dichos ecosistemas (Neilson *et al.* 1992, 1998). Sería interesante investigar el efecto del cambio climático sobre la interacción de especies, como una aproximación que vincule los enfoques generales: efecto del cambio climático en especies individuales y en ecosistemas terrestres (Peterson *et al.* 2005), así como integrar el impacto de la deforestación sobre la distribución de especies (Sánchez-Cordero *et al.* 2005). Sin duda, el cambio climático y la deforestación son factores que seguirán impactando simultáneamente la distribución de la diversidad biológica.

¹ <<http://ipcc-ddc.cru.uea.ac.uk/cru-data/examine/HadCM2-info.html>>; Data Distribution Centre (DDC) of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC); <<http://ipcc-ddc.cru.uea.ac.uk/index.html>>.

usando funciones de probabilidad y que utilicen mapas más detallados, tanto climatológicos, como de uso de suelo y vegetación, para reducir la incertidumbre en las proyecciones de impactos de perturbaciones climáticas sobre la biodiversidad de México. Hay muchas otras sinergias que ocurren a escalas temporales y espaciales más pequeñas que no fue posible detectar y analizar, pero que también son muy importantes para la conservación de la biodiversidad en México. En particular, existen relaciones fuertes entre los huracanes y las inundaciones debido a las lluvias torrenciales que producen estos eventos hidrometeorológicos. Asimismo, los vientos fuertes y las lluvias intensas pueden provocar la caída de una cantidad considerable de árboles, los cuales sirven como fuente importante de combustibles que aumentan el riesgo de incendios forestales en años subsecuentes (López-Portillo *et al.* 1990). Otros eventos muy importantes para las ecorregiones de México son los ciclos multianuales de El Niño y La Niña, causados por el calentamiento de las aguas superficiales del Océano Pacífico y sus impactos sobre los vientos marítimos que llevan la humedad a zonas terrestres (Kogan 2000; Larkin y Harrison

2002; Semarnat-INE 2006). La combinación de años con mucho calor y poca lluvia, seguidos por condiciones opuestas han afectado muchas ecorregiones de México mediante la combinación de aumentos de incendios forestales y sequías en un año e inundaciones y deslaves en años siguientes (Van der Werf *et al.* 2004; Semarnat-INE 2006; Magrin *et al.* 2007) (recuadro 3.3). Finalmente, es importante resaltar el impacto de la deforestación y transformación del paisaje en los ecosistemas que comprenden las ecorregiones de México, como otro tipo de perturbación antropogénica que está afectando a estas regiones y a la conservación de la biodiversidad [67% del país ha sido transformado para fines productivos o se encuentra en un estado degradado debido a la explotación no sostenible de recursos naturales (Palacio-Prieto *et al.* 2000)]. Se requieren, de manera urgente, estudios que exploren las posibles interacciones entre la reconversión de los ecosistemas del país y los umbrales en su capacidad de resistencia y resiliencia frente a las diferentes perturbaciones analizadas en este capítulo (Fahrig 2003; Folke *et al.* 2004; Groffman *et al.* 2006).

RECUADRO 3.6 CAMBIO CLIMÁTICO Y BIODIVERSIDAD: AVANCES Y RETOS EN MÉXICO

Víctor Magaña Rueda • Leticia Gómez Mendoza

Se considera que el cambio climático es la principal amenaza ambiental del presente siglo. El Cuarto Informe de Evaluación del Cambio Climático del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) indica que el efecto de las actividades antrópicas en las últimas tres décadas ha influido en los sistemas biológicos y que, a escalas regionales, el cambio de uso de suelo, la contaminación y las especies invasoras son amenazas que se añaden a la del cambio climático (IPCC 2007). Por otra parte, el Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) indica que el cambio climático está entre las causas más importantes de pérdida de la biodiversidad.

Los primeros estudios sobre los efectos del cambio climático en los ecosistemas están relacionados con movimientos altitudinales de especies, ampliación y extinción de los ecosistemas y cambios en los patrones fenológicos de las especies. Sin embargo, aún existe incertidumbre del efecto conjunto de los cambios de temperatura y la precipitación sobre la vegetación (IPCC 2007). Se desconoce cuáles son los valores críticos de condiciones extremas de tiempo y clima que pueden rebasar la resistencia y resiliencia de los ecosistemas mexicanos, aunque en varias partes del mundo ya

se tienen estimaciones para algunos de ellos (Carpenter y Lathrop 2007). El manejo de ecosistemas basado en la resiliencia es una aproximación novedosa para la cual es necesario incluir nuevas métricas sobre los procesos y dinámica de los ecosistemas. La resiliencia se define como la capacidad de un ecosistema para enfrentar perturbaciones naturales como tormentas, fuego y contaminación, sin cambiar su estado actual. Si la resiliencia es sobrepasada, el sistema se vuelve vulnerable a los efectos de una perturbación (por ejemplo, cambio climático), lo cual limita su capacidad para generar servicios ambientales. Por ello, el mantenimiento de la resiliencia está directamente relacionado con el desarrollo sustentable. Un aspecto central de esta problemática es la generación de escenarios futuros ante el cambio climático.

ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO

Estos escenarios, como cualquier proyección del clima, requieren un tratamiento en términos probabilísticos. Por la sensibilidad de los modelos a la condición inicial, solo se

generan proyecciones considerando que responden a una condición de frontera. Una condición de frontera en un modelo climático es aquella que persiste por un tiempo largo, comparado con el de la proyección, y que hace que el clima se encuentre con mayor frecuencia alrededor de una condición dada. Así, por ejemplo, las anomalías de la superficie del mar, como las asociadas a El Niño, hacen que el verano en México con más frecuencia tenga déficit de precipitación. El aumento en la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) constituye una condición de frontera que hace que el clima tienda a condiciones más calurosas. Adicionalmente, los diversos parámetros de procesos de mesoescala en los modelos con los que se proyecta el clima hacen necesario comparar diversos modelos con el fin de ampliar el rango de posibilidades de escenarios. Debe recordarse que a diferencia de los pronósticos estacionales, en materia de cambio climático se trabaja con escenarios, pues la condición del clima futuro dependerá de las emisiones de GEI. En su Cuarto Informe de Evaluación del Cambio Climático, el IPCC presentó escenarios del clima por regiones utilizando más de 20 modelos para diversos escenarios de emisiones de GEI, y con al menos tres experimentos numéricos que parten de condiciones iniciales ligeramente diferentes por modelos. Bajo tal condición, el IPCC construyó escenarios probables diseñados para la gestión de riesgo ante el cambio climático. Sin embargo, la resolución de los modelos utilizados es relativamente baja como para hacer análisis de impactos a escala de decenas de kilómetros. El reto en años recientes ha sido, por tanto, regionalizar o reducir la escala espacial de las proyecciones mediante técnicas estadísticas o modelos dinámicos de mesoescala (Zermeño 2008).

Los escenarios regionalizados de cambio climático para finales del presente siglo indican que los cambios de temperatura en nuestro país serán de entre 2 y 4 °C, con regiones donde tales cambios podrían ser de gran relevancia para los ecosistemas (Fig. 1). Específicamente, en un escenario de altas emisiones de GEI (A2) (IPCC 2000), el noroeste de México podría experimentar incrementos del orden de $3.5\text{ °C} \pm 1.7\text{ °C}$, mientras que hacia el sur los aumentos serán menores. Esto no implica que menos magnitud de cambio en la temperatura sea una amenaza menor. Los cambios proyectados para la década 2020-2030 en el sur y sureste de México tienen altas probabilidades de rebasar la magnitud de la variabilidad interanual de la temperatura de décadas recientes. En este sentido, los ecosistemas experimentarán, en el futuro cercano, un estrés térmico mayor al conocido hasta ahora. Evidentemente, ante escenarios de menores emisiones de GEI, la magnitud de los incrementos de temperatura proyectados es menor y el plazo en el que se pueden dar cambios peligrosos se extiende.

Con base en la incertidumbre asociada a los escenarios de emisiones y calentamiento, los cambios a escala país pudieran ser, en un escenario de emisiones bajas (B2), de entre 2 y 3 °C en las áreas más afectadas, pero de hasta 5 °C en algunas regiones en un escenario de emisiones altas (A2). Evidentemente, a mayor dispersión en las proyecciones, se genera más incertidumbre por las diferencias entre modelos climáticos.

Con respecto a la precipitación (Fig. 2), la mayor parte de los escenarios (dos de cada tres aproximadamente) indican que la precipitación anual en México disminuirá, aunque hay escenarios que apuntan a regiones de México con mayor precipitación (IPCC 2007). Sin embargo, la magnitud de cambio de precipitación es menor a la variabilidad interanual, de menos de 15% respecto del valor medio actual hacia finales del siglo XXI. Es claro que la magnitud absoluta de los cambios en la precipitación es mayor en las regiones donde más llueve. En términos porcentuales, los mayores cambios se experimentarán en regiones semiáridas del norte del país, llevando a más estrés hídrico en la región.

La combinación de mayores temperaturas y menores precipitaciones corresponde a escenarios de menos disponibilidad de agua y menor humedad en el suelo, así como menores escurrimientos e infiltraciones y más evapotranspiración (Semarnat-INE 2006). Aunque dicha condición es más probable, se reconoce que existen elementos de la dinámica del clima en la región tropical de América que no están representados en los modelos climáticos de baja resolución. Quizá el más importante, y que constituye una fuente de incertidumbre adicional, es la actividad e intensidad de los ciclones tropicales, así como las trayectorias que puedan seguir.

Los aumentos de temperatura mayores a 1 °C, combinados con disminuciones en precipitación, generan estrés hídrico en la vegetación al reducirse la humedad del suelo. El estrés hídrico en la vegetación alcanza valores altos, aunque en varios casos las lluvias después del periodo seco disminuyen tal condición y llevan a la vegetación a una situación normal, lo que sugiere una alta resiliencia. Sin embargo, todavía no están claros los límites de dicha resiliencia en diversos ecosistemas, por lo que no se sabe bajo qué magnitud de cambio climático el daño será irreversible.

En un escenario de alto estrés hídrico, las actividades humanas pondrán en alto riesgo a muchos ecosistemas. Por ejemplo, los escenarios indican que los meses de primavera serán cuando se presenten más condiciones cálidas y secas, y que combinadas con prácticas de roza, tumba y quema agrícola resulta con frecuencia en incendios forestales. Si se considera que, además, los huracanes serán más intensos y

RECUADRO 3.6 [continúa]

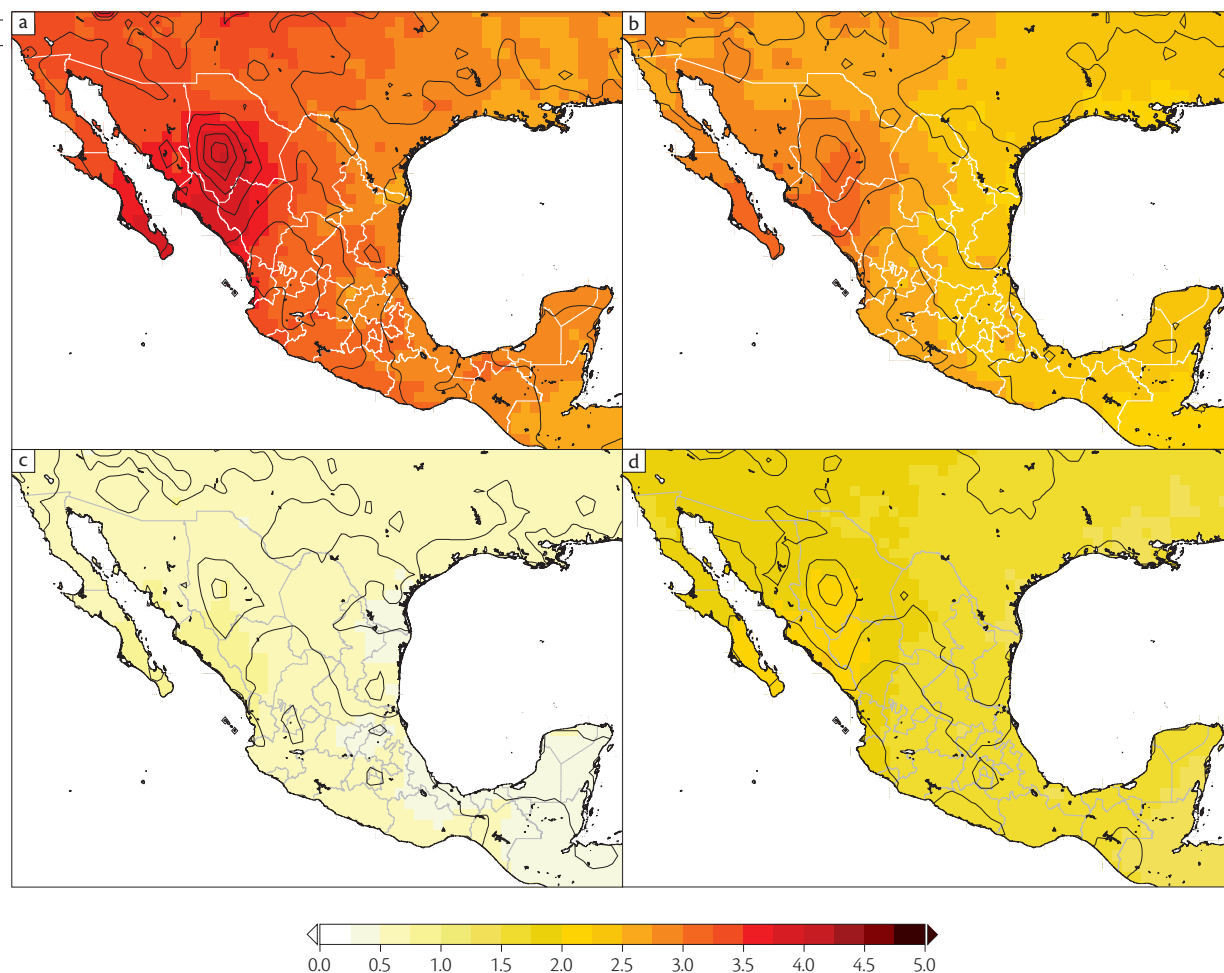


Figura 1 Promedio y dispersión de anomalías entre proyecciones con diversos modelos de escenarios de cambios en la temperatura media anual de superficie ($^{\circ}\text{C}$) para el periodo 2080-2099, respecto del periodo 1970-1999, en cuatro escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero: **(a)** A2; **(b)** A1B; **(c)** B2, y **(d)** Committed.

Nota: para el cálculo del valor promedio y dispersión proyectados (ensamble) se utilizaron alrededor de 20 modelos con al menos dos experimentos cada uno (Zermeño 2008).

pueden derribar árboles en grandes zonas de bosque, la primavera tendrá mucho material combustible. Esta parece ser la tendencia en el sur de México.

Finalmente, es necesario decir que los escenarios de cambio de clima deben contemplar la probabilidad de variación en intensidad y frecuencia de los eventos hidrometeorológicos extremos, como tormentas y huracanes, ondas de calor o de frío, o periodos de sequía severos y prolongados. La tendencia a eventos extremos más intensos en casi todo el país se

comienza a documentar (Aguilar *et al.* 2005) y en algunos casos, incluso, se menciona como parte de la causa de desastres recientes (Landa *et al.* 2008).

INDICADORES DE LA VULNERABILIDAD ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO

En México todavía se conoce muy poco acerca de las repercusiones del cambio climático en la distribución de

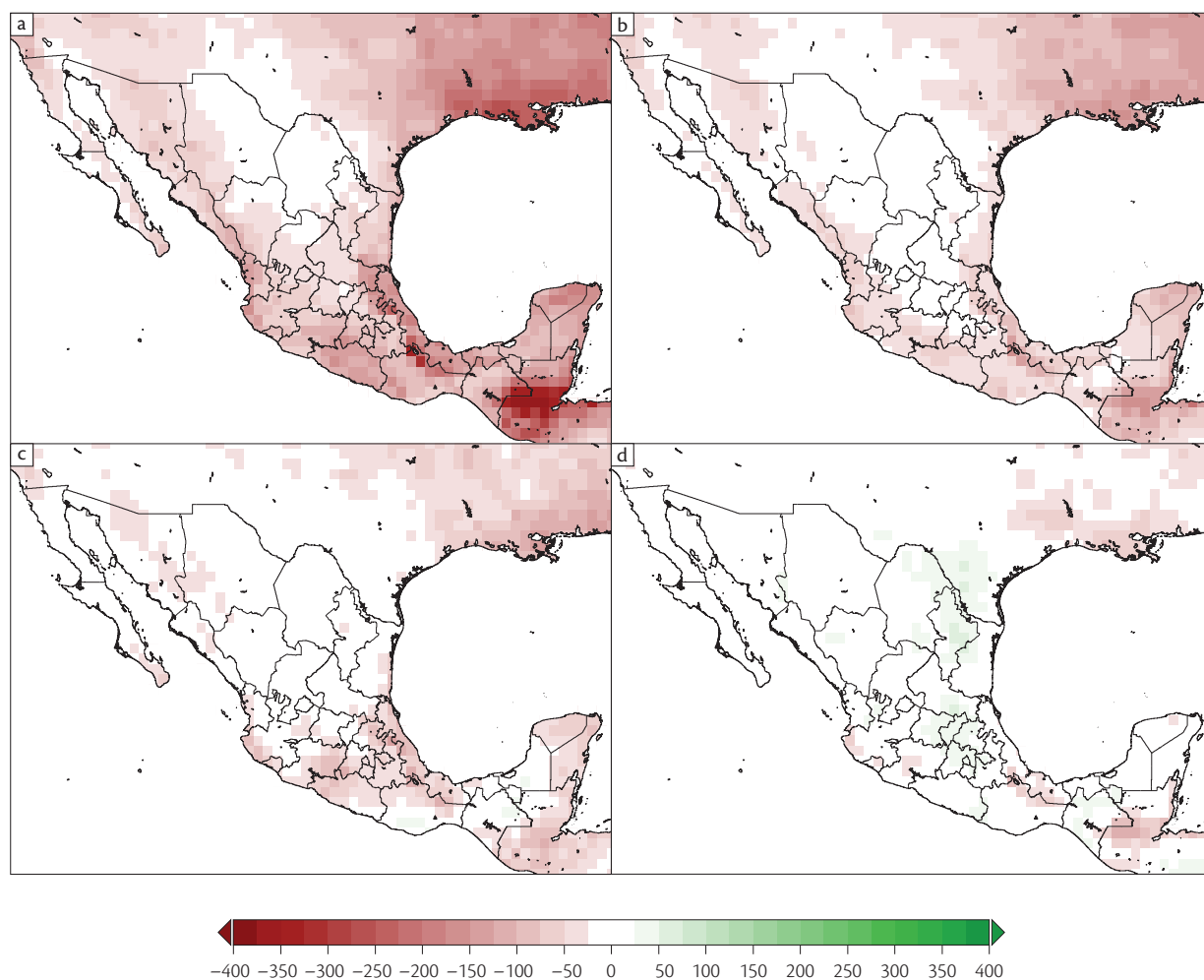


Figura 2 Promedio y dispersión de anomalías entre proyecciones con diversos modelos de escenarios de cambios en la precipitación acumulada anual (mm) para el periodo 2080-2099, respecto al periodo 1970-1999, en cuatro escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero: **(a)** A2; **(b)** A1B; **(c)** B2, y **(d)** Committed.

Nota: para el cálculo del valor promedio y dispersión proyectados (ensamble) se utilizaron alrededor de 20 modelos con al menos dos experimentos cada uno (Zermeño 2008).

especies y la composición de las comunidades vegetales en su conjunto (O'Brien y Liverman 1996; Villers y Trejo 1998; cuadro 1). Algunos autores apuntan una pérdida de 35% de las selvas y una disminución de 18% de los bosques templados en México hacia mediados del presente siglo (Semarnat-INE 2006). Dichas aproximaciones son valiosas, ya que evalúan los posibles efectos del cambio climático a escala nacional y en muchos tipos de vegetación. Sin embargo, aún es necesario identificar las consecuencias del cambio climático a una escala geográfica regional y local. La estimación del efecto del cambio climático a distintas escalas puede contribuir a

identificar la vulnerabilidad de los tipos de vegetación, de la diversidad de especies o, incluso, la diversidad genética (CONABIO 2006). Para lograr esto, la aplicación de los escenarios de cambio climático regionales explicados antes resultan imprescindibles.

Identificar la vulnerabilidad de los componentes de la biodiversidad no es tarea fácil, ya que las especies y los ecosistemas tienen cierta capacidad para adaptarse a los cambios naturales del clima. Sin embargo, aún se desconoce si la capacidad de dispersión de plantas y animales puede superar la velocidad con la que el clima cambiará en los

RECUADRO 3.6 [continúa]**Cuadro 1** Algunos estudios sobre el efecto del cambio climático en la biodiversidad en México

Región, especie o ecosistemas	Posibles efectos del cambio climático	Modelos biológicos y escenarios climáticos
Predicción de áreas de distribución de 20 especies de Cactaceae en el área natural protegida de Tehuacán-Cuicatlán (Téllez y Dávila 2003).	Cada escenario implica diferente distribución potencial; en casi todos ellos se indica una reducción drástica del área de distribución o bien la extinción. En otros casos el área de distribución puede disminuir solo en los bordes del área natural protegida.	Bioclim como modelo de distribución con base en datos interpolados de estaciones climatológicas de la zona, y se aplicó un modelo de sensibilidad con valores de cambio en la temperatura y precipitación considerando 1 o 2 °C de aumento en la temperatura y -10 y -15% de precipitación.
Cambios en la distribución de especies arbóreas que habitan regiones montañosas de Chiapas (Golicher <i>et al.</i> 2008).	Se identificaron dos grupos de especies asociadas con climas húmedos y fríos altamente amenazadas por el cambio climático y efectos antropogénicos. Los efectos son drásticos aun considerando escenarios de bajas emisiones de gases de efecto invernadero que provocan cambios en la composición de los bosques nublados en los siguientes 50 años.	HadCM3, GCM, ECHAM4 y CGCM2. Se realizó un escalamiento de la temperatura de la zona considerando las capas de información climática de WorldClim y se aplicó un cambio de -20% en la precipitación.
Se identificaron los posibles cambios en la distribución de 34 especies de encinos (<i>Quercus</i>) y pinos (<i>Pinus</i>) como efecto del cambio climático (Gómez y Arriaga 2007).	Las áreas de la distribución geográfica de encinos y pinos ha decrecido entre 7-48% y 0.2-64%, respectivamente. Las especies más vulnerables de pino son <i>Pinus rudis</i> , <i>P. chiuhahuana</i> , <i>P. oocarpa</i> y <i>P. culminicola</i> , y las especies más vulnerables de encino son <i>Quercus crispipilis</i> , <i>Q. peduncularis</i> , <i>Q. acutifolia</i> y <i>Q. sideroxylla</i> .	Modelo regional para México a partir del HadCM2 al año 2050 con datos climáticos locales y se utilizó GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Prediction) como modelo de distribución de nicho.
Efectos del cambio climático en la distribución de la familia Cracidae (aves) en México. El estudio consideró la posibilidad de que las especies se dispersaran (Peterson <i>et al.</i> 2001).	Los resultados destacan la necesidad de análisis detallados e individuales por especies. Especies endémicas de la familia Cracidae verán disminuida drásticamente su distribución en México, mientras que algunas especies verán modestamente favorecida su distribución.	HadCM2 como modelo climático y GARP para evaluar la distribución espacial de la familia en México.
Modeló los nichos ecológicos de 1 870 especies en México (Peterson <i>et al.</i> 2001).	De las especies analizadas pocas están en riesgo de extinción; más de 40% podrían cambiar ligeramente su distribución o aumentarla, lo que sugiere que podrían observarse severas alteraciones ecológicas en el futuro.	HadCM2 y GARP
Cambios en los tipos de vegetación de México con dos modelos de circulación general para 2020 y 2050 (Semarnat-INE 2006).	Los tipos de vegetación más vulnerable serán los pastizales naturales, los matorrales xerófilos y los bosques de encino.	GFDL y HadCM2.
Distribución de 40 especies endémicas de vertebrados en México (Semarnat-INE 2006).	La región del Altiplano y el norte de México mostraron la mayor área de reducción con escenarios de cambio climático.	GARP y modelo climático CGCM2 con escenarios a los años 2020, 2050 y 2080.
Efectos del cambio climático en la distribución de dos especies de salamandras pletodóntidas: <i>Pseudoerycea cephalica</i> y <i>P. leprosa</i> (Parra <i>et al.</i> 2005).	El cambio climático puede representar un riesgo adicional para ambas especies, pero aún más dramático en el caso de <i>P. leprosa</i> . Para el año 2050, esta especie perderá alrededor de 75% de su área de distribución, y si consideramos la deforestación, la proyección es todavía más desoladora.	GARP y HadCM2 para 2050, considerando una dispersión moderada de las especies.

Cuadro 1 [concluye]

Región, especie o ecosistemas	Posibles efectos del cambio climático	Modelos biológicos y escenarios climáticos
Evaluación de las variaciones genéticas de poblaciones de <i>Pinus oocarpa</i> mediante gradientes altitudinales en los bosque subtropicales de Michoacán y el efecto de la sustitución de cultivos de aguacate y cambio climático (Sáenz <i>et al.</i> 2006).	Se recomienda elaborar guías de restauración y cultivos de aguacate basados en la delimitación de dispersión de semillas lejanas en 200 m.	Se evaluó la variación genética en relación con la normal climática actual y con las proyecciones para 2030, 2060 y 2090, con base en el modelo HadCM3 y GCM2.

próximos años. Se sabe que los ecosistemas han respondido a los cambios en el clima en el pasado, pues estos se han dado en escalas temporales de miles o millones de años. Todavía es incierto en qué forma reaccionarán los ecosistemas a cambios rápidos en el clima, ya que no se tienen precedentes en los últimos 10 000 años (Salinger 2005). Adicionalmente, se debe considerar que la migración de las plantas, para encontrar las condiciones óptimas para su desarrollo, dependerá del grado de deforestación y fragmentación de los sistemas naturales, de las barreras físicas (ríos montañas, carreteras y ciudades) y de la competencia entre especies (Maslin 2004; Salinger 2005). En muchas partes del mundo se estudian los posibles efectos del calentamiento global sobre las especies, y aunque algunas (como las malezas e insectos) presentan alta capacidad de dispersión, muchas no podrán sobrevivir ya que solo habitan en lugares montañosos con alta fragmentación de su hábitat (Foster 2001) Por otra parte, es necesario conocer la capacidad adaptativa a cambios ambientales de comunidades y especies a lo largo de varios años y estudios de este corte apenas comienzan en nuestro país (Red MEX-LTER 2008).

A escala mundial, la evaluación de la vulnerabilidad de los ecosistemas al cambio climático se realiza desde diferentes perspectivas. Por ejemplo, los modelos de simulación a escala regional y local aplican de manera experimental incrementos de CO₂, cambios en la humedad y en la concentración de nutrientes del suelo. También existen los estudios sobre los efectos fenológicos y fisiológicos que analizan los cambios en las fases de crecimiento, desarrollo y funcionamiento. Las simulaciones regionales evalúan la biomasa, composición, riqueza, sucesión y cambios en el uso de suelo. Por otra parte, la dendrocronología investiga los cambios en el grosor de anillos de troncos de especies leñosas y su relación con la variabilidad climática de baja frecuencia. Finalmente, los estudios basados en la percepción remota utilizan indicadores de la salud de la vegetación como el Índice Normalizado de la Vegetación (NDVI), para identificar el efecto de la variabilidad

climática en la fenología vegetal (Jobbágy *et al.* 2002; Prasad *et al.* 2005). En cada caso, el elemento clima está presente pero no se ha representado con el detalle espacial o temporal que permita llegar a conclusiones sobre valores o umbrales críticos en los cuales un ecosistema puede verse amenazado.

IMPORTANCIA DE LOS ESTUDIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO A ESCALA REGIONAL

Una aproximación de la vulnerabilidad de los ecosistemas regionales en México es la caracterización del cambio en la época de crecimiento de sus comunidades, la cual está relacionada con la variabilidad anual e interanual del clima (Salinas-Zavala *et al.* 2002; Gómez-Mendoza *et al.* 2008). Estos análisis permiten identificar el grado de resiliencia de las comunidades vegetales ante eventos extremos de sequías o lluvias intensas. Con ello es posible identificar especies y ecosistemas con menor capacidad de adaptación y, por tanto, más vulnerables. Para desarrollar estos análisis se pueden aprovechar los avances en materia de percepción remota. Una aproximación muy utilizada dentro de la literatura sobre fisiología y cambio climático es la de los grupos funcionales que caracterizan especies cuyas estrategias adaptativas ante una perturbación son similares (Steffen y Cramer 1997). De esta manera se identifican los grupos funcionales más vulnerables a cambios en el clima y aquellos que de acuerdo con sus mecanismos de adaptación son menos vulnerables.

Tanto en la Primera como en la Tercera Comunicación Nacional de México sobre el Cambio Climático (Semarnat 2001; Semarnat-INE 2006), se ha trabajado con modelos que evalúan el impacto del cambio climático en la distribución de los tipos de vegetación o de especies de importancia ecológica (Peterson *et al.* 2002; Dávila y Téllez 2003; Soberón y Peterson 2005; Semarnat-INE 2006; Gómez y Arriaga 2007). Los resultados de estos estudios apuntan a una disminución significativa de la distribución potencial de las especies, sobre todo de aquellas que se encuentran dentro de alguna categoría de protección.

RECUADRO 3.6 [concluye]

Dichas evaluaciones integran los llamados modelos de hábitat, basados en datos de presencia-ausencia para los cuales existen diversos algoritmos (GARP, Floramap, Bioclim, Anuclim, Climdex, Domain, Bayesian, Maxent). A estos modelos se aplican las condiciones biofísicas que hacen posible la presencia de cierta especie en escenarios de cambio climático. La desventaja de tales modelos es que solo consideran un escenario de cambio climático, lo cual deja fuera la incertidumbre relacionada con los propios escenarios y con la variedad de modelos usados, limitando así una aproximación real a la adaptación y la gestión del riesgo para el monitoreo y protección de los ecosistemas. Considerando las recomendaciones del IPCC, es importante que en México se hagan estudios que lleven a escenarios probabilísticos, como los que se asocian a los “ensambles” contruidos con modelos del clima.

Los modelos de distribución potencial son un buen comienzo para determinar modelos simples de la envolvente bioclimática de las especies (factores y componentes del clima) que tienen un papel importante en la distribución actual y en la dinámica de los cambios de distribución de una especie (Pearson y Dawson 2003), y son una buena base para quienes toman decisiones ya que identifican de manera rápida las regiones amenazadas por el cambio climático. Una aproximación más realista de la distribución de las especies debe considerar las relaciones complejas entre los factores que afectan la distribución, por ejemplo, la capacidad de dispersión en ecosistemas fragmentados y la interacción de especies, para lo cual se requieren modelos jerárquicos que resuelvan tanto el clima como la biodiversidad a diversas escalas.

PERSPECTIVAS Y RETOS

Es necesario dirigir la investigación hacia a) estrategias de conservación del hábitat considerando el cambio climático; b) definir cuáles son las especies más vulnerables de manera que se propongan estrategias de conservación *in situ* y *ex situ*, y c) estudios fisiológicos y de comunidades en relación con su tolerancia al estrés hídrico y térmico que lleven a estimar los valores de umbral de riesgo ante el cambio climático. Por otra parte, se requiere un análisis detallado del efecto del cambio de uso de suelo en el clima. Se sabe que la deforestación es una de las causas del incremento de los gases de efecto invernadero, principalmente de CO₂ y metano. Sin embargo, en México se conoce poco acerca de la influencia de estas alteraciones en el albedo, la humedad del suelo y la rugosidad sobre el clima regional.

Entre las recomendaciones de publicaciones y de organismos internacionales, como el Convenio sobre la Diversidad Biológica se mencionan: mecanismos de conservación de los ecosistemas nativos, restauración de hábitats, implementación de corredores biológicos que garanticen la migración de especies, reducir la fragmentación de los ecosistemas, acciones para incrementar la resiliencia en las áreas naturales protegidas, uso de zonas agroforestales que conecten corredores naturales, conservación de zonas ecotonaes y protección de especies y grupos funcionales clave, así como el estudio de los cambios de los regímenes de perturbación (tormentas, incendios, sequías, plagas) para entender y predecir cambios rápidos en los ecosistemas y su estabilidad. Un ejemplo parcial de actividades para cubrir varios de estos elementos es el Programa del Corredor Biológico Mesoamericano, coordinado por la CONABIO.

En México ya se han comenzado algunos trabajos en materia de adaptación al cambio climático, y algunos estudios piloto (Magaña y Neri 2007) parten de una estrategia de manejo participativo de quienes toman decisiones, tal como se hizo en el sector forestal del estado de Tlaxcala. Allí los dueños de predios forestales, los técnicos, los prestadores de servicios, las instituciones municipales y los representantes de las secretarías del ambiente llegaron a la conclusión de que las estrategias de adaptación al cambio climático deben incluir la conservación de áreas protegidas, la restauración de las zonas deforestadas, incendiadas y de los parques nacionales deteriorados.

En el ámbito gubernamental, la Estrategia Nacional de Cambio Climático (Semarnat 2007), enumera las acciones que se deben llevar a cabo en materia de mitigación y adaptación. En el capítulo “Vegetación y uso del suelo” se mencionan las medidas concretas en el tema de emisiones de gases de efecto invernadero y oportunidades de mitigación, así como los que se relacionan con biodiversidad y servicios ambientales, donde se mencionan las siguientes líneas de acción y de investigación:

- a) Sistematización de información sobre afectaciones del cambio climático a los ecosistemas y sus componentes.
- b) Vulnerabilidad de los ecosistemas al cambio climático.
- c) Análisis de la capacidad de respuesta y adaptación de especies clave para el funcionamiento de los ecosistemas.
- d) Análisis de los daños y el comportamiento de especies invasoras.
- e) Funcionamiento de corredores biológicos y nuevas delimitaciones.

3.3 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Perturbaciones como sequías, incendios forestales, huracanes e inundaciones son parte integral de la dinámica de los ecosistemas y factores de selección natural que forman parte del ambiente en el cual han evolucionado las especies. Sin embargo, en un contexto de transformaciones del paisaje, las alteraciones antropogénicas de los regímenes naturales o históricos de perturbación, el deterioro ambiental y el cambio climático traen consigo consecuencias que pueden ser negativas para la conservación de la biodiversidad, así como para la resistencia y resiliencia de los ecosistemas. Aunado a esto, las poblaciones humanas están cada vez más expuestas a los desastres naturales, al mismo tiempo que se reduce la capacidad de los ecosistemas para mitigar sus efectos.

Si bien los desastres son resultado de fenómenos naturales cuya frecuencia y magnitud están aumentando debido al cambio climático (Magrin *et al.* 2007), la creciente exposición de las poblaciones humanas a sus efectos es consecuencia en gran medida de factores sociales (factores causales indirectos; véase el capítulo 1 de este volumen), entre otros, el crecimiento demográfico, la pobreza y la marginación, la expansión desordenada de los asentamientos humanos, el deterioro ambiental causado por el impacto del hombre en el paisaje y los patrones de ocupación del territorio y uso del suelo. Considerando estas condiciones, es recomendable la aplicación de instrumentos como el ordenamiento ecológico del territorio, tomando en cuenta la prevención de los riesgos de desastre y la conservación de ecosistemas que desempeñan un papel fundamental para mitigar los efectos de fenómenos naturales que dan origen a estos eventos catastróficos, como es el caso, por ejemplo, de los bosques protectores de las cabeceras de cuencas, los humedales y la vegetación ribereña y costera, y los arrecifes coralinos. En este sentido es indispensable fomentar el reconocimiento social, la cuantificación y la valoración de las funciones de los ecosistemas y la biodiversidad en la generación de servicios ecosistémicos (véase el capítulo 4 de este volumen) que ayuden a reducir el impacto de los desastres. Asimismo, es urgente modificar las leyes y las políticas ambientales de México, a fin de que se reconozca que es importante mantener los ecosistemas del país y que se tomen medidas para minimizar las actividades antropogénicas que actúan de manera sinérgica con ellos y que pueden aumentar el riesgo de desastres en el futuro.

Los resultados de este trabajo enfatizan el hecho de que el territorio mexicano está expuesto a una alta inci-

dencia de sequías, incendios forestales, huracanes e inundaciones. Más de un tercio del territorio nacional (35.4%) está expuesto a sequías fuertes (niveles 5 y 6 de acuerdo con nuestra clasificación), mientras que 64.4% sufre sequías de intensidad media (niveles 3 y 4). Considerando la severidad de las sequías y su variabilidad, las ecorregiones del noroeste del país (Península de Baja California, Sierra Madre Occidental y Desierto Chihuahuense) parecen ser las más afectadas por la influencia de dicho factor. Debido a que existe una alta probabilidad de que este tipo de perturbación aumente en el futuro por el cambio climático, elaborar estrategias de reducción y adaptación al mismo deben ser consideradas una cuestión de alta prioridad nacional, particularmente en los casos de conservación de hábitats naturales, manejo de sistemas productivos y gestión de los recursos hídricos en un país cuya superficie está dominada por zonas áridas y semiáridas y, por tanto, amenazada por procesos de desertificación (Semarnat-INE 2006).

Los incendios forestales son uno de los factores de perturbación más extendidos en el territorio mexicano, y tienen la particularidad de que se pueden originar por causas naturales, pero en la mayoría de los casos son antropogénicos, lo que implica que, en principio, pueden ser controlados. Ecosistemas como los bosques de pino y encino, y los pastizales, característicos de las ecorregiones montañosas y las zonas semiáridas, son resistentes y resilientes al fuego, factor que ha formado parte de su dinámica. Históricamente, en estos ecosistemas los incendios han sido frecuentes, pero de baja severidad. Sin embargo, en algunas áreas los regímenes históricos de incendios han sido alterados por la supresión del fuego que, paradójicamente, aumenta el peligro de incendios severos por la acumulación de combustibles. En contraste, los resultados presentados en este capítulo resaltan el hecho de que es en las ecorregiones con ecosistemas sensibles al fuego, como las selvas tropicales húmedas o los bosques mesófilos de montaña, e incluso los humedales, donde recientemente se presenta, de manera proporcional, una mayor incidencia de fuegos. Esto puede explicarse por diversos factores: el cambio climático, una mayor fragmentación de dichos ecosistemas y el aumento de los efectos de borde (Wuethrich 2000), un incremento de las fuentes de ignición antropogénicas y efectos sinérgicos de eventos de sequía (asociados, por ejemplo, a los ciclos de El Niño) o de huracanes que producen acumulación de materiales combustibles. Esta situación implica la necesidad de desarrollar y poner en práctica estrategias de manejo del fuego basadas en un mejor conoci-

miento de los efectos ecológicos de los incendios en la composición, estructura y dinámica de los ecosistemas. Estas estrategias implican una combinación de medidas que van desde el control de las fuentes de ignición (como las quemas agrícolas) y la supresión de los incendios mediante la prevención y combate, especialmente en ecosistemas sensibles al fuego, hasta la aplicación de quemas prescritas y otros tratamientos de combustibles en ecosistemas donde existen evidencias de un régimen de perturbación por fuego como parte de su dinámica. Aunado a esto, se deben incluir mecanismos de pronóstico climático o alertas de sequías para ecosistemas.

El impacto de los huracanes afecta principalmente a las ecorregiones costeras, cuyos ecosistemas naturales (manglares, humedales, arrecifes coralinos, bosques y selvas) juegan un papel muy importante en la mitigación de los efectos de estos fenómenos hidrometeorológicos. Entre los efectos probables del cambio climático, se espera una mayor frecuencia e intensidad de los huracanes y un aumento en el nivel del mar, retos difíciles de superar en los ecosistemas costeros, sobre todo en un país como México, dominado por sierras costeras o paisajes transformados significativamente, que impedirán la migración futura de la biota (Hinrichsen 2000; Emanuel 2005). Por eso, y tomando en cuenta los profundos daños socioeconómicos de estos eventos hidrometeorológicos, el ordenamiento territorial, las estrategias de prevención de desastres y la reducción de la vulnerabilidad de las poblaciones humanas, así como la conservación de los ecosistemas por sus funciones protectoras son medidas necesarias y urgentes que no deben ser aplazadas debido a los intereses económicos de corto plazo.

A pesar de la importancia de las inundaciones, la información disponible limitó la posibilidad de llevar a cabo un análisis por ecorregiones. Es necesario conocer mejor la función de los bosques, selvas y humedales, así como otros ecosistemas naturales o transformados en la regulación del ciclo hidrológico y la protección de las cabecezas de cuencas. Asimismo, hay que entender mejor el papel de los ciclos de inundación en la dinámica y conservación de la biodiversidad de ecosistemas fluviales y lacustres, humedales y llanuras de inundación. También es importante considerar el impacto de las formas de uso del suelo, los sistemas de producción y manejo de los recursos naturales, y los patrones socioeconómicos de asentamiento humano y ocupación del territorio, y los intentos de canalización de los ríos en cuanto al aumento de la vulnerabilidad de los ecosistemas y las poblaciones humanas a los efectos de las inundaciones.

Los fenómenos hidrometeorológicos y los incendios forestales presentan interacciones sinérgicas y son sensibles a los efectos del cambio climático, con consecuencias importantes para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad, así como para el bienestar socioeconómico en México. Tales efectos sinérgicos pueden ser más críticos en el futuro, y aún no se entienden claramente. Así, es importante resaltar la necesidad de fomentar la investigación científica que proporcione mayor conocimiento de los efectos ecológicos y sociales de las perturbaciones y los desastres, como base para desarrollar y poner en práctica medidas adecuadas de conservación de la biodiversidad y los ecosistemas, un manejo sostenible de los recursos naturales y mejorar las condiciones de vida de las poblaciones humanas, previniendo los desastres y desarrollando estrategias de mitigación y adaptación frente al cambio climático. Otro aspecto que también es necesario mejorar son los sistemas de información sobre fenómenos hidrometeorológicos e incendios, para superar las limitaciones y deficiencias que obstaculizan la planificación y la toma de decisiones.

NOTAS

- 1 Aquí usamos el término perturbación como sinónimo de *disturbance* en la acepción de Pickett y White, por ser de uso corriente en la literatura ecológica en español, en lugar del término *disturbio*, que tiene la connotación de "alteración del orden social" (Terradas 2001).
- 2 El término *resiliencia* aquí se utiliza como la capacidad de un sistema para absorber o resistir el efecto de perturbaciones, manteniendo su estructura y funcionamiento básicos (Gunderson y Holling 2002).
- 3 Se considera una metapoblación al conjunto de subpoblaciones locales, abiertas, fragmentadas y discontinuas que ocupan distintos parches con una dinámica independiente, separadas entre sí por distintas distancias y vinculadas por procesos como la migración, la extinción y la colonización (Levins 1969).
- 4 En el caso de los incendios forestales se considera como riesgo la probabilidad de que se inicie el fuego por causas naturales (rayos, tormentas eléctricas) o humanas (quemadas agrícolas) y que este se propague, lo cual se relaciona con las condiciones meteorológicas; como peligro se considera el efecto potencial del incendio sobre la vegetación o su resistencia a los esfuerzos de control, lo cual está determinado principalmente por los combustibles forestales y sus propiedades físicas (tipo, carga, distribución) (Pyne 1995).

REFERENCIAS

- Abramovitz, J.N. 1999. Unnatural disasters. *World Watch Magazine* **12**:30-35.
- Abrams, M.D. 1992. Fire and the development of oak forests. *BioScience* **42**:346-353.
- Acuña-Soto, R., D.W. Stahle, M.K. Cleveland y M.D. Therrell. 2002. Megadrought and megadeath in 16th century Mexico. *Emerging Infectious Diseases* **8**:360-362.
- Agee, J.K. 1993. *Fire ecology of Pacific northwest forests*. Island Press, Washington, D.C.
- Agee, J.K. 1998. Fire and pine ecosystems, en D.M. Richardson (ed.), *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 193-218.
- Agee, J.K. 2002. The fallacy of passive management. *Conservation in Practice* **3**:18-25.
- Agee, J.K., y C.N. Skinner. 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *Forest Ecology and Management* **211**:83-96.
- Aguilar, V. 2003. Aguas continentales y diversidad biológica de México: un recuento actual. *Biodiversitas* **8**:1-14.
- Aguilar, E., T.C. Peterson, P. Ramírez Obando, R. Frutos, J.A. Retana et al. 2005. Changes in precipitation and temperature extremes in Central America and Northern South America: 1961-2003. *Journal of Geophysic and Research in Atmosphere* **110**:D23107.1-D23107.15.
- Alencar, A.A.C., L.A. Solórzano y D.C. Nepstad. 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. *Ecological Applications* **14**:S319-S149.
- Allan, J.D., y A.S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* **43**:32-43.
- Armillas, P. 1969. The arid frontier of Mexican civilization. *Transactions of the New York Academy of Sciences* **31**:697-703.
- Asbjornsen, H., y C. Gallardo-Hernández. 2004. Impacto de los incendios de 1998 en el bosque mesófilo de montaña de Los Chimalapas, Oaxaca, en L. Villers y J. López-Blanco (eds.), *Incendios forestales en México: métodos de evaluación*. Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, México, pp. 125-145.
- Barnosky, A.D., P.L. Koch, R.S. Feranec, S.L. Wing y A.B. Shabel. 2004. Assessing the causes of late Pleistocene extinctions on the continents. *Science* **306**:70-75.
- Batista, W.B., y W.J. Platt. 2003. Tree population responses to hurricane disturbance: Syndromes in a south-eastern USA old-growth forest. *Journal of Ecology* **91**:197-212.
- Bijlsma, R., y V. Loeschcke (eds.). 1997. *Environmental stress, adaptation, and evolution*. Birkhäuser Verlag, Basilea.
- Bitrán Bitrán, D. 2001. *Características del impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en México en el periodo 1980-1999*. Serie: Impacto socioeconómico de los desastres en México, Cenapred-UNAM, México.
- Boose, E.R., D.R. Foster y M. Fluet. 1994. Hurricane impacts to tropical and temperate forest landscapes. *Ecological Monographs* **64**:369-400.
- Bormann, F.H., y G.E. Likens. 1979. *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer Verlag, Nueva York.
- Botkin, D.B. 1990. *Discordant harmonies: A new ecology for the twenty-first century*. Oxford University Press, Nueva York.
- Brawn, J.D., S.K. Robinson y F.R. Thompson III. 2001. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**:251-276.
- Brown, J.F., B.D. Wardlow, T. Tadesse, M.J. Hayes y B.C. Reed. 2008. The vegetation drought response index (VegDRI): A new integrated approach for monitoring drought stress in vegetation. *GIScience and Remote Sensing* **45**:16-46.
- Bruijnzeel, L.A. 2001. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **104**:185-228.
- Carpenter, S.R., y R.C. Lathrop. 2007. Probabilistic estimate of a threshold for eutrophication. *Ecosystems* **11**:601-613.
- CCA. 1997. *Regiones ecológicas de América del Norte: hacia una perspectiva común*. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal.
- Cenapred. 2001. *Diagnóstico de peligros e identificación de riesgos de desastres en México: atlas nacional de riesgos de desastres en México*. Centro Nacional de Prevención de Desastres, Secretaría de Gobernación, México.
- Cenapred. 2002. *Sequía*. Serie Fascículos. Centro Nacional de Prevención de Desastres, Secretaría de Gobernación, México.
- Changnon, S.A., y D.R. Easterling. 2000. Disaster management: U.S. policies pertaining to weather and climate extremes. *Science* **289**:2053-2055.
- Charvériat, C. 2000. *Natural disasters in Latin America and the Caribbean: An overview of risk*. Working Paper 434. Inter-American Development Bank, Washington, D.C.
- Chaves, M.M., J.P. Maroco y J.S. Pereira. 2003. Understanding plant responses to drought – From genes to the whole plant. *Functional Plant Biology* **30**:239-264.
- Chazdon, R.L. 2003. Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution, and Systematics* **6**:51-71.
- Christensen, J.H., O.B. Christensen, P. Lopez, E. van Meijgaard y M. Botzet. 1996. *The HIRHAM4 Regional Atmospheric Climate Model*. DMI Scientific Rep. 96-4, DMI, Copenhagen.
- Christensen, N.L. 1997. Managing for heterogeneity and complexity on dynamic landscapes, en S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachack y G.E. Likens (eds.), *The ecological basis of conservation: Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. Chapman & Hall, Nueva York, pp. 167-186.
- Clark, D.B. 1990. The role of disturbance in the regeneration of neotropical moist forests, en K. Bawa y M. Hadley (eds.),

- Reproductive ecology of tropical rain forest plants*. Parthenon Publishing, Park Ridge, pp. 291-315.
- CNA. 2001a. *Hidráulico: 2001-2006. Resumen ejecutivo*. 2a. ed., Comisión Nacional del Agua, México.
- CNA. 2001b. *La situación del agua en México*. Comisión Nacional del Agua, México.
- CNA. 2002. *Compendio básico del agua en México: 2002*. Comisión Nacional del Agua, México.
- CNA. 2006. *Agua en México*. Subdirección General de Programación, Comisión Nacional del Agua, México.
- Cochrane, M.A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* **421**:913-919.
- CONABIO. 2006. *Capital natural y bienestar social*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- CONABIO. 2008. Página de puntos de calor.
- Connell, J.H. 1979. Intermediate-disturbance hypothesis. *Science* **204**:1344-1345.
- Contreras-Martínez, S., y E. Santana. 1995. The effect of forest fires on migratory birds in the Sierra de Manantlán, Jalisco, Mexico, en M. Wilson y S.A. Sader (eds.), *Conservation of Neotropical migratory birds in Mexico*. Maine Agricultural and Forest Experiment Station. Miscellaneous Publication 727, Orono, pp. 113-122.
- Costanza, R., S.C. Farber y J. Maxwell. 1989. Valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological Economics* **1**:335-361.
- Costanza, R., O. Pérez-Maqueo, M.L. Martínez, P. Sutton, S. Anderson *et al.* 2008. The value of coastal wetlands for hurricane protection. *Ambio* **37**:241-248.
- Daily, G.C. 1997. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Nueva York.
- Danielsen, F., M.K. Sorensen, M.F. Olwig, V. Selvam, F. Parish *et al.* 2005. The Asian tsunami: A protective role for coastal vegetation. *Science* **310**:643.
- Darkoh, M.B.K. 1998. The nature, causes and consequences of desertification in the drylands of Africa. *Land Degredation & Development* **9**:1-20.
- Dávila, P., y O. Téllez. 2003. Protected areas and climate change: A case study of the cacti in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Mexico. *Conservation Biology* **17**:846-853.
- De Leo, G., y S. Levin. 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* **1**:3.
- DeFries, R., y K.N. Eshleman. 2004. Land-use change and hydrologic processes: A major focus for the future. *Hydrological Processes* **18**:2183-2186.
- Delgadillo, M.J. (ed). 1996. *Desastres naturales. Aspectos sociales para su prevención y tratamiento en México*. Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México.
- Denevan, W.M. 1992. The pristine myth: The landscape of the Americas in 1492. *Annals of the Association of American Geographers* **82**:369-385.
- Dessai, S., y M. Hulm. 2004. Does climate adaptation policy need probabilities? *Climate Policy* **4**:107-128.
- Dieterich, J.H. 1983. *Historia de los incendios forestales en la Sierra de los Ajos, Sonora*. Nota Técnica núm. 8. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, SARH-Centro de Investigaciones Forestales del Norte, México.
- Dinerstein, E., D.M. Olson, D.J. Graham, A. Webster, S. Primm *et al.* 1995. *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean*. World Wildlife Fund-World Bank, Washington, D.C.
- 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. Wilson Fernandes y W.W. Benson (eds.), *Plant-Animal Interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. John Wiley & Sons, Nueva York, pp. 273-287.
- EIRD. 2007. *Estrategia internacional para la reducción de desastres*. Naciones Unidas, en <<http://www.eird.org>> (consultado en 2007).
- Emanuel, K. 2005. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature* **436**:686-688.
- Escalante, C., y L. Reyes. 2005. *Análisis de sequías*. Facultad de Ingeniería, UNAM, México.
- Estrada, M.O. 2006. Sistema nacional de protección contra los incendios forestales, en G. Flores, G. Rodríguez Trejo, D.A. Estrada y F. Sánchez Zárraga (coords.), *Incendios forestales*. Conafor-Mundi Prensa, México, pp. 185-213.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:487-515.
- FAO. 2005. *Forests and floods: Drowning in fiction or thriving on facts?* Forest Perspectives 2, FAO-CIFOR, Bogor Barat, Indonesia.
- Florescano, E. 1995. *Breve historia de la sequía en México*. Universidad Veracruzana, Xalapa.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist *et al.* 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**:557-581.
- Forman, R.T.T., y M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, Nueva York.
- Foster, D., F. Swanson, J. Aber, I. Burke, N. Brokaw *et al.* 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *BioScience* **53**:77-88.
- Foster, D.R. 2000. Conservation lessons and challenges from ecological history. *Forest History Today* Fall, 2-11.
- Foster, P. 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Science Reviews* **55**:73-106.
- Fulé, P.Z., D.J. Villanueva y G.M. Ramos. 2005. Fire regime in a conservation reserve in Chihuahua, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:320-330.

- Gebow, B.S., y W.L. Halvorson. 2005. *Managing fire in the northern Chihuahuan Desert: A review and analysis of the literature*. USGS Southwest Biological Science Center, Flagstaff.
- Geist, H.J., y E.F. Lambin. 2004. Dynamic causal patterns of desertification. *Bioscience* **54**:817-829.
- Girod, P.O. 2002. *Scaling-up: Resilience to hazards and the importance of cross-scale linkages*. UNDP Expert Group Meeting on Integrating Disaster Reduction and Adaptation to Climate Change, La Habana, 17-19 de junio.
- Golicher, D., L. Cayuela, M. Alkemade, J. Rob, M. González-Espinosa *et al.* 2008. Applying climatically associated species pools to the modelling of compositional change in tropical montane forests. *Global Ecology and Biogeography* **17**:262-273.
- Gómez, L., y L. Arriaga. 2007. Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pine species of Mexico. *Conservation Biology* **21**:1545-1555.
- Gómez-Mendoza, L., L. Galicia, M.L. Cuevas-Fernández, V. Magaña, G. Gómez *et al.* 2008. Assessing onset and length of greening period in six vegetation types in Oaxaca, Mexico, using NDVI-precipitation relationships. *International Journal of Biometeorology* **52**:511-520.
- Gómez-Pompa, A., A. Kaus, J. Jiménez-Osornio, D. Bainbridge y V.M. Rorive. 1993. Mexico, en *Sustainable agriculture and the environment in the humid tropics*. National Research Council. National Academy Press, Washington, D.C., pp. 483-548.
- Goudie, A. 2001. *The human impact on the environment*. MIT Press, Cambridge.
- Groffman, P., J. Baron, T. Blett, A. Gold, I. Goodman *et al.* 2006. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* **9**:1-13.
- Gunderson, L.H., y C.S. Holling (eds.). 2002. *Panarchy: Understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, D.C.
- Hammill, A., O. Brown y A. Crawford. 2005. *Forests, natural disasters, and human security*. WWF-International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**:41-49.
- Hardesty, J., R. Myers y W. Fulks. 2005. Fire, ecosystems, and people: A preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum* **22**:78-87.
- Harper, K.A., S.E. MacDonald, P. Burdon, J. Chen, K. Brososke *et al.* 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* **19**:768-782.
- Harrison, P.D., y B.L. Turner II (eds.). 1978. *Pre-hispanic Maya agriculture*. University of New Mexico Press, Albuquerque.
- Hewitt, K. 1997. *Regions of risk: A geographical introduction to disasters*. Addison-Wesley Longman, Harlow, RU.
- Heyerdahl, E.K., y E. Alvarado. 2003. Influence of climate and land use on historical surface fires in pine-oak forests, Sierra Madre Occidental, Mexico, en T.T. Veblen, W.L. Baker, G. Montenegro y T.W. Swetnam (eds.), *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas*. Springer Verlag, Nueva York, pp. 196-217.
- Hinrichsen, D. 2000. The oceans are coming ashore. *Worldwatch Magazine* **13**:26-35.
- Hobbs, R.J., y L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology* **6**:324-337.
- Hoekstra, J., T. Boucher, T. Ricketts y C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* **8**:23-29.
- Holl, K.D., y M. Kappelle. 1999. Tropical forest recovery and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* **14**:378-379.
- Hooper, D.U., F.S. Chapin III, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti *et al.* 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**:3-35.
- Idesmac. 1999. *Evaluación de impacto del fenómeno hidrometeorológico de septiembre de 1998 en El Soconusco, Chiapas*. Instituto para el Desarrollo Sustentable de Mesoamérica, A.C, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
- INEGI. 1980. *Carta de uso del suelo y vegetación*, Serie I, escala 1:1 000 000, INEGI, México.
- INEGI. 2005. *Estadísticas del medio ambiente*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, en <<http://www.inegi.gob.mx/est/>> (consultado el 8 de octubre de 2005).
- INEGI, CONABIO e INE. 2007. *Ecorregiones de México nivel IV*, escala 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geográfica e Informática-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto Nacional de Ecología, México.
- IPCC. 2000. *Special report on emissions scenarios: A special report of working group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. N. Nakicenovic y Rob Swart (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson, (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Jackson, R.B., E.G. Jobbágy, R. Avissar, S. Baidya Roy, D.J. Barrett *et al.* 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* **310**:1944-1947.
- Janzen, D.H., y P.S. Martin. 1982. Neotropical anachronisms: The fruits the gomphotheres ate. *Science* **215**:19-27.
- Jardel, E.J. 1986. Efecto de la explotación forestal en la estructura y regeneración del bosque de coníferas de la vertiente oriental del Cofre de Perote, Veracruz, México. *Biótica* **11**:247-270.

- Jardel, E.J. 1991. Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de las joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. *Tiempos de Ciencia* 22:9-26.
- Jardel, E.J., A.L. Santiago-Pérez, C. Cortés y F. Castillo-Navarro. 2004. Sucesión y dinámica de rodales, en R. Cuevas-Guzmán y E.J. Jardel (eds.), *Flora y vegetación de la estación científica Las Joyas*. Universidad de Guadalajara, Guadalajara, pp. 1-4.
- Jardel, E.J., J.E. Morfín-Ríos, S. Vargas-Jaramillo, J.M. Michel-Fuentes, R. Cuevas-Guzmán *et al.* 2006a. *Fire regime and fire effects on western Mexico subtropical montane forest ecosystems*. Proceedings of the 3rd International Congress on Fire Ecology & Management. Special Session: Fire Regimes and Fire Effects in Mexican Ecosystems, San Diego, California.
- Jardel, E.J., R. Ramírez-Villeda, F. Castillo-Navarro, S. García-Ruvalcaba, O.E. Balcázar-Medina *et al.* 2006b. Manejo del fuego y restauración de bosques en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, México, en J.G. Flores G. y D.A. Rodríguez-Trejo (eds.), *Incendios forestales*. Conafor-Mundi Prensa, México, pp. 216-242.
- Jardel, E.J., E. Alvarado, J.E. Morfín-Ríos, F. Castillo-Navarro y J.G. Flores-Garnica. En prensa. Regímenes de incendios en ecosistemas forestales de México, en J.G. Flores-Garnica (ed.), *Impacto ambiental de incendios forestales*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Editorial Mundi Prensa, México.
- Jiménez, E.M., y R.C. Baeza. 2005. *Buscador de trayectorias de ciclones tropicales. BuscaCT. Versión 2*. Cenaped, UNAM, México.
- Jobbágy, E.G., O.E. Sala y J.M. Paruelo. 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: A remote sensing approach. *Ecology* 83:307-319.
- Katz, R.W. 2002. Techniques for estimating uncertainty in climate change scenarios and impact studies. *Climate Research* 20:167-185.
- Kauffman, J.B., M.D. Steele, D.L. Cummings y V.J. Jaramillo. 2003. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 176:1-12.
- Keeley, J.E., y C.J. Fotheringham. 2003. Impact of past, present, and future fire regimes on North American Mediterranean shrublands, en T.T. Veblen, W.L. Baker, G. Montenegro y T.W. Swetnam (eds.), *Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas*. Springer Verlag, Nueva York, pp. 218-262.
- Kogan, F.N. 2000. Satellite-observed sensitivity of world land ecosystems to El Niño/La Niña. *Remote Sensing and the Environment* 74:445-462.
- Krzysztofowicz, R. 1991. Drought forecasting methodological topics from a systems perspective. *Stochastic Hydrology and Hydraulic* 5:267-279.
- Landa, R., V. Magaña y C. Neri. 2008. *Clima y agua: elementos para la adaptación a cambio climático*. Semarnat, Mexico.
- Landres, P.B., P. Morgan y F.J. Swanson. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9:1179-1188.
- Lara-Domínguez, A.L., A. Yáñez-Arancibia y J.C. Seijo. 1998. Valuación económica de los servicios de los ecosistemas. Estudio de caso de los manglares en Campeche, en H. Benítez, E. Vega, A. Peña y S. Ávila (eds.), *Aspectos económicos sobre la biodiversidad de México*. CONABIO-INE, Semarnat, México, pp. 23-44.
- Larkin, N.K., y D.E. Harrison. 2002. ENSO warm (El Niño) and cold (La Niña) event life cycles: Ocean surface anomaly patterns, their symmetries, asymmetries, and implications. *Journal of Climate* 15:1118-1140.
- Laurance, W.F., T.E. Lovejoy, H.L. Vasconcelos, E.M. Bruna, R.K. Didham *et al.* 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology* 16:605-618.
- Lavorel, S., y E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16:545-556.
- Lawton, R.O., U.S. Fair, S.A.R. Pielke y R. Welch. 2001. Climatic impact of tropical lowland deforestation on nearby montane cloud forests. *Science* 294:584-587.
- Levin, S.A., y R.T. Paine. 1974. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 71:2744-2747.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15:237-240.
- López-Portillo, J., M.R. Keyes, A. González, C.E. Cabrera y O. Sánchez. 1990. Los incendios de Quintana Roo: ¿Catástrofe ecológica o evento periódico? *Ciencia y Desarrollo* 16:43-57.
- Loreau, M., S. Naeem y P. Inchausti (eds.). 2002. *Biodiversity and ecosystem functioning*. Oxford University Press, Nueva York.
- Lytle, D.A., y N. LeRoy Poff. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 19:94-100.
- MA. 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, D.C.
- Maass, M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture, en S.H. Bullock, H.A. Mooney y E. Medina (eds.), *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Londres, pp. 399-422.
- Magaña, V., y C. Neri. 2007. *Informe de resultados del proyecto Fomento de las capacidades para la etapa II de adaptación al cambio climático en Centroamérica, México y Cuba*. UNAM, México.
- Magoulick, D.D., y R.M. Kobza. 2003. The role of refugia for fishes during drought: A review and synthesis. *Freshwater Biology* 48:1186-1198.
- Magrin, G., C. Gay García, D. Cruz Choque, J.C. Giménez,

- A.R. Moreno *et al.* 2007. Latin America, en M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson (eds.), *Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, RU, pp. 581-615.
- Manson, R.H. 2004. Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. *Madera y Bosques* **10**: 3-20.
- Manson, R.H., J.R. Gómez Sandoval y C.A. Escalante Sandoval. 2008. Una nueva metodología para identificar municipios importantes para los esquemas de pago por servicios ambientales hidrológicos en el estado de Veracruz, en L.R. Sánchez-Velásquez, J.G. Galindo-González y F. Díaz-Fleischer (eds.), *Ecología, manejo y conservación de los ecosistemas de montaña en México*. CONABIO-UV-Mundi Prensa, México, pp. 251-271.
- Martínez, M.L., R.H. Manson, P. Balvanera, R. Dirzo, J. Soberón *et al.* 2006. The evolution of ecology in Mexico: Facing challenges and preparing for the future. *Frontiers in Ecology and the Environment* **4**: 259-267.
- Martínez, M.L., A. Intralawan, G. Vázquez, O. Pérez-Maqueo, P. Sutton *et al.* 2007. The coasts of our world: Ecological, economic, and social importance. *Ecological Economics* **63**: 254-272.
- Martínez-Meyer, E. 2005. Climate change and biodiversity: Some considerations in forecasting shifts in species distributions. *Biodiversity Informatics* **2**: 42-55.
- Martínez-Ramos, M., E. Álvarez-Buylla, J. Sarukhán y D. Piñero. 1988. Treefall age determination and gap dynamics in a tropical forest. *Journal of Ecology* **76**: 700-716.
- Martínez-Ramos, M., E. Álvarez-Buylla y J. Sarukhán. 1989. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. *Ecology* **70**: 555-558.
- Martínez-Ramos, M., y E. Álvarez-Buylla. 1998. How old are tropical rain forest trees? *Trends in Plant Science* **3**: 400-405.
- Maslin, M. 2004. Ecological versus climatic thresholds. *Science* **306**: 2197-2198.
- McCarthy, J.J., O.F. Canziani, N.A. Leary, D.J. Dokken y K.S. White. 2001 (eds.). *Climate change 2001: Impacts, adaptation, and vulnerability. Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- McDonnell, M.J., y S.T.A. Pickett. 1993 (eds.). *Humans as components of ecosystems: The ecology of subtle human effects and populated areas*. Springer Verlag, Nueva York.
- McIntyre, S., y R. Hobbs. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* **13**: 1282-1292.
- McKenzie, D. 2004. Historia del fuego y su relación con el clima, en L. Villers y J. López-Blanco (eds.), *Incendios forestales en México: métodos de evaluación*. Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, México, pp. 13-28.
- McNeill, J.R. 2000. *Something new under the sun. An environmental history of the twentieth-century*. W.W. Norton, Nueva York.
- Melillo, J.M., I.C. Prentice, G.D. Farquhar, E.D. Schulze, O.E. Sala *et al.* 1996. Terrestrial biotic responses to environmental change and feedbacks to climate, en J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg *et al.* (eds.), *Climate change 1995: The science of climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 444-481.
- Mileti, D.S. 1999. *Disasters by design: A reassessment of natural hazards in the United States*. Joseph Henry Press, National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- Mittermeier, R.A., P. Robles-Gil y C.G. Mittermeier. 1997. *Megadiversidad: los países biológicamente más ricos del mundo*. Conservation International-Cemex-Agrupación Sierra Madre, A.C., México.
- Mooney, H.A., y M. Godron (eds.). 1983. *Disturbance and ecosystems*. Springer Verlag, Nueva York.
- Myers, F.M., y G.F. White. 1993. The challenge of the Mississippi flood. *Environment* **35**: 6-8.
- Myers, N. 1997. The world's forests and their ecosystem services, en G. Daily (ed.), *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C., pp. 215-235.
- Myers, R.L. 2006. *Living with fire: Sustaining ecosystems and livelihoods through integrated fire management*. The Nature Conservancy, Tallase.
- Naiman, R.J., y H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **28**: 621-658.
- Neilson, R.P., G.A. King y G. Koerper. 1992. Toward a rule-based biome model. *Landscape Ecology* **7**: 27-43.
- Neilson, R.P., I.C. Prentice, B. Smith *et al.* 1998. Simulated changes in vegetation distribution under global warming, en R.T. Watson, M.C. Zinyowera, R.H. Moss y D.J. Dokken (eds.), *IPCC special report on the regional impacts of climate change: An assessment of vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 439-456.
- Nepstad, D.C., A. Verssimo, A. Alencar, C. Nobre, E. Lima *et al.* 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* **398**: 505-508.
- Nepstad, D., G. Carvalho, A. Cristina Barros, A. Alencar, J. Paulo Capobianco *et al.* 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* **154**: 395-407.
- Nian Feng, L., y J. Tang. 2002. Geological environment and causes for desertification in arid-semiarid regions in China. *Environmental Geology* **41**: 806-815.
- O'Brian, K., y D. Liverman. 1996. Climate change and

- variability in Mexico, en J.C. Ribot, A.R. Magalhães y S.S. Panagides (eds.), *Climate variability, climate change and social vulnerability in the semi-arid tropics*. Cambridge University Press, Cambridge, RU, pp.55-70.
- ONU. 2002. *Natural disasters and sustainable development: Understanding the links between development, environment, and natural disasters*. Background Paper No. 5. Commission on Sustainable Development, Department of Economic and Social Affairs, Organización de las Naciones Unidas.
- ONU y WWAP. 2003. *Primer informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo: agua para todos, agua para la vida*. UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura)-Berghahn Books, París.
- Ostfeld, R.S., S.T.A. Pickett, M. Shachak y G.E. Likens. 1997. Defining the scientific issues, en S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachak y G.E. Likens (eds.), *The ecological basis of conservation: Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. Chapman & Hall, Nueva York, pp. 3-10.
- Paine, R.T., M.J. Tegner y E.A. Johnson. 1998. Compound perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems* **1**: 535-545.
- Palacio-Prieto, J.L., G. Bocco y A. Velásquez. 2000. Technical note: Current situation of forest resources in Mexico: Results of the 2000 National Forest Inventory. *Boletín del Instituto de Geografía* **43**: 183-203.
- Parra-Olea, G., E. Martínez-Meyer y G. Pérez-Ponce de León. 2005. Forecasting climate change effects on salamander distribution in the highlands of central Mexico. *Biotropica* **37**: 202-208.
- Pearson, R., y T. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology & Biogeography* **12**: 361-371.
- Pérez-Maqueo, O., A. Intralawan y M.L. Martínez. 2007. Coastal disasters from the perspective of ecological economics. *Ecological Economics* **63**: 273-284.
- Peterson, A.T., J. Soberón y V. Sánchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* **285**: 1265-1267.
- Peterson, A.T., V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, J. Bartley, R. H. Buddemeier *et al.* 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling* **144**: 21-30.
- Peterson, A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón *et al.* 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* **416**: 626-629.
- Peterson, A.T., H. Tian, E. Martínez-Meyer, J. Soberón, V. Sánchez-Cordero *et al.* 2005. Modeling ecosystems shifts and individual species distribution shifts, en T. Lovejoy y L. Hannah (eds.), *Climate change and biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 387-396.
- Pickett, S.T.A., y P.S. White (ed.). 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Pickett, S.T.A., R.S. Ostfeld, M. Shachack y G.E. Likens (eds.). 1997. *The ecological basis of conservation: Heterogeneity, ecosystems and biodiversity*. Chapman & Hall, Nueva York.
- Pinter, N. 2005. One step forward, two steps back on U.S. floodplains. *Science* **308**: 207-208.
- PNUD. 2004. *La reducción de riesgos de desastres: un desafío para el desarrollo*. Dirección de Prevención de Crisis y de Recuperación. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Nueva York. Disponible en <www.undp.org/cpr/disred/rdr.htm>.
- Prasad, V.K., E. Anuradha y K.V.S. Badarinath. 2005. Climatic controls of vegetation vigor in four contrasting forest types of India—evaluation from National Oceanic and Atmospheric Administration's Advanced Very High Resolution Radiometer datasets (1990-2000). *International Journal of Biometeorology* **50**: 6-16.
- Pyne, S.J. 1995. *World fire: The culture of fire on earth*. University of Washington Press, Seattle, Washington, D.C.
- Red MEX-LTER. 2008. *Red Mexicana de Investigación Ecológica a Largo Plazo*, en <<http://www.mexlter.org.mx/>> (consultado en abril de 2008).
- Reice, S.R. 2001. *The silver lining: The benefits of natural disasters*. Princeton University Press, Princeton.
- Richmond, R.H. 1993. Coral reefs: Present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance. *American Zoologist* **33**: 524-536.
- Ries, L., R.J. Fletcher, J. Battin y T.D. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**: 491-522.
- Rodríguez-Trejo, D.A., H.C. Martínez-Hernández y V. Ortega-Baranda. 2004. Ecología del fuego en bosques de *Pinus hartwegii*, en L. Villers y J. López-Blanco (eds.), *Incendios forestales en México: métodos de evaluación*. Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM, México.
- Rojas-Rabiela, T. (coord.). 1991. *La agricultura en tierras mexicanas, desde sus orígenes hasta nuestros días*. Editorial Grijalbo, México.
- Román-Cuesta, R.M., M. Gracia y J. Retana. 2003. Environmental and human factors influencing fire trends in ENSO and non-ENSO years in tropical Mexico. *Ecological Applications* **13**: 1177-1192.
- Romme, W.H., y D.H. Knight. 1981. Fire frequency and subalpine forest succession along a topographic gradient in Wyoming. *Ecology* **62**: 319-326.
- Romme, W.H., E.H. Everham, L.E. Frelich, M.A. Moritz y R.E. Sparks. 1998. Are large, infrequent disturbances qualitatively different from small, frequent disturbances? *Ecosystems* **1**: 524-534.

- Roosevelt, A. 1989. Resource management in Amazonia before the Conquest: Beyond ethnographic projection, en D.A. Posey y W. Baleé (eds.), *Resource management in Amazonia: Indigenous and folk strategies*. Advances in Economic Botany 7, New York Botanical Garden Press, Nueva York, pp. 30-62.
- Rosengaus Moshinsky, M., M. Jiménez Espinosa y M.T. Vázquez Conde. 2002. *Atlas climatológico de ciclones tropicales en México*. Cenapred, Secretaría de Gobernación-IMTA, México.
- Rowell, A., y P.F. Moore. 1999. *Global review of forest fires*. WWF-UICN, Gland.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.
- Rzedowski, J. 1991. El endemismo en la flora fanerógama mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* 15:47-64.
- Sáenz-Romero, C., R. Guzmán-Reyna, G. Rehfeldt y O.E. Sala. 2006. Altitudinal genetic variation among *Pinus oocarpa* populations in Michoacán, Mexico: Implications for seed zoning, conservation, tree breeding and global warming. *Forest Ecology and Management* 229:340-350.
- Salati, E., y C.A. Nobre. 1992. Possible climatic impacts of tropical deforestation. *Climate Change* 19:177-196.
- Salinas-Zavala, C.A., A.V. Douglas y H.F. Díaz. 2002. Interannual variability of NDVI in northwest Mexico. Associated climatic mechanisms and ecological implications. *Remote Sensing of Environment* 82:417-430.
- Salinger, J. 2005. Climate variability and change: Past, present, and future. An overview, en J. Salinger, M.V.K. Sivakumar y Raymond P. Motha (eds.), *Increasing climate variability and change: Reducing the vulnerability of agriculture and forestry*. Springer Verlag, Dordrecht, pp. 9-29.
- Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar y A.T. Peterson. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126:465-473.
- Sánchez-Velásquez, L.R. 1986. Estudio de la sucesión forestal en la Sierra de Juárez, Oaxaca, México, después de un incendio forestal superficial. *Biótica* 11:219-232.
- Schmidt, K.M., J.P. Menakis, C.C. Hardy, W.J. Hann y D.L. Bunnell. 2002. *Development of coarse-scale spatial data for wildland fire and fuel management*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-87. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins.
- Schneider, S.H., y M.D. Mastrandrea. 2005. Probabilistic assessment of "dangerous" climate change and emissions pathways. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 44:15728-15735.
- Schwinning, S., y J.R. Ehleringer. 2001. Water use trade-offs and optimal adaptations to pulse-driven arid ecosystems. *Journal of Ecology* 89:464-480.
- Semarnat. 2001. México. Primera comunicación nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Semarnat, México.
- Semarnat. 2007. Estrategia Nacional de Cambio Climático. Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, México.
- Semarnat-INE. 2006. Tercera comunicación de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México.
- Shukla, J., C. Nobre y P.J. Sellers. 1990. Amazonian deforestation and climatic change. *Science* 247:1322-1325.
- Soberón, J., y A.T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10.
- Soja, A. 2005. *How well does satellite data quantify fire in the United States?: A detailed analysis with ground-based data*. Proceedings of the 3rd International Fire Ecology and Management Congress. The Association for Fire Ecology, San Diego.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-391.
- Steffen W., y W. Cramer. 1997. *A global key of plant functional types (PFT) for modelling ecosystem responses to global change*. GCTE International Project Office. GCTE Report no. 10, Canberra.
- Sun, D.Z. 2003. A possible effect of an increase in the warm-pool SST on the magnitude of El Niño warming. *Journal of Climate* 16:185-205.
- Téllez-Valdés, O., y P. Dávila-Aranda. 2003. Protected areas and climate change: A case study of the cacti in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Mexico. *Conservation Biology* 17:846-853.
- Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Tudela, F. (ed). 1989. *La modernización forzada del trópico: el caso de Tabasco*. El Colegio de México, México.
- Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-197.
- Turner, M.G., V.H. Dale y E.H. Everham. 1997. Fires, hurricanes, and volcanoes: Comparing large disturbances. *BioScience* 47:758-768.
- Turner, M.G., R.H. Gardner, y R.V. O'Neill y 2001. *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process*, Springer Verlag, Nueva York.
- Van der Werf, G.R., J.T. Randerson, G.J. Collatz, L. Giglio, P.S. Kasibhatla et al. 2004. Continental-scale partitioning of fire emissions during the 1997 to 2001 El Niño/La Niña period. *Science* 303:73-76.
- Vargas-Jaramillo, S., E.J. Jardel, R. Cuevas-Guzmán y E. Quiñones. 2005. *Evaluación de los efectos del incendio forestal de 2003 en la Estación Científica Las Joyas II: riqueza de especies*. Simposio sobre Conservación, Manejo

- de Recursos Naturales y Desarrollo. Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Universidad de Guadalajara, Autlán.
- Villers, L., e I. Trejo. 1998. El impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas en México. *Interciencia* **23**: 10-19.
- Villers-Ruiz, L., e I. Trejo-Vázquez. 1997. Assessment of the vulnerability of forest ecosystems to climate change in Mexico. *Climate Research* **9**: 87-93.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277**: 494-499.
- Walker, L.R., D.J. Lodge, N.V.L. Brokaw y R.B. Waide. (eds.) 1991. Ecosystem, plant and animal responses to hurricanes in the Caribbean. *Special issue of Biotropica* **23**: 313-521.
- Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan *et al.* 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**: 389-395.
- Webster, P.J., G.J. Holland, J.A. Curry y H.R. Chang. 2005. Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. *Science* **309**: 1844-1846.
- Westerling, A.L., H.G. Hidalgo, D.R. Cayan y T.W. Swetnam. 2006. Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science* **313**: 940-943.
- Whelan, R.J., L. Rodgers, C.R. Dickman y E.F. Sutherland. 2002. Critical life cycles of plants and animals: Developing a process-based understanding of population changes in fire-prone landscapes, en R.A. Bradstock, J.E. Williams y A.M. Gill (eds.), *Flammable Australia: The fire regimes and biodiversity of a continent*. Cambridge University Press, Cambridge, RU pp. 94-124.
- White, P.S., y S.P. Bratton. 1980. After preservation: Philosophical and practical problems of change. *Biological Conservation* **18**: 241-255.
- White, P.S., y A. Jentsch (eds.). 2001. The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany* **62**: 399-450.
- Whittow, J. 1979. *Disasters: The anatomy of environmental hazards*. University of Georgia Press, Athens.
- Wuethrich, B. 2000. Conservation biology: Combined insults spell trouble for rainforests. *Science* **289**: 35-37.
- WWF, CONABIO y CCA. 1997. *Ecorregiones de México, escala 1:1 000 000*. WWF-CONABIO-CCA, México.
- Zermeño, D. 2008. Análisis probabilístico de escenarios escalados de precipitación y temperatura de cambio climático en México. Tesis de maestría, UNAM, México.