

CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS
TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO

Primera edición: diciembre de 2003

D.R. © Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT)
Periférico sur 5000, Col. Insurgentes Cuicuilco,
C.P. 04530. México, D.F.
www.ine.gob.mx.

COORDINACIÓN EDITORIAL, DISEÑO DE INTERIORES
Y TIPOGRAFÍA: Raúl Marcó del Pont Lalli
FOTOS DE LA PORTADA: Claudio Contreras
CORRECCIÓN DE ESTILO: Eduardo Chagoya Medina

333.9516972 Sánchez, Óscar
S353c Conservación de ecosistemas templados de montaña
en México / Ó. Sánchez, E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis
(editores). INE, México, 2003.
1. Recursos biológicos-México
2. Ecosistemas templados
3. Ecosistemas-Montaña-México
4. Ecosistemas-Conservación y protección

Las opiniones contenidas en los artículos de esta publicación son responsabilidad de sus autores.

ISBN: 968-817-610-9

Impreso y hecho en México

CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO

*Óscar Sánchez, Ernesto Vega,
Eduardo Peters y Octavio Monroy-Vilchis
(editores)*



Diplomado de capacitación y actualización sobre conservación
de ecosistemas templados de montaña en México



FORD FOUNDATION



ÍNDICE

PRESENTACIÓN • 7

Exequiel Ezcurra y Herbert Raffaele

PRÓLOGO • 9

Eduardo Peters

AGRADECIMIENTOS • 11

INTRODUCCIÓN • 13

Óscar Sánchez

I. CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO.

SITUACIÓN ACTUAL Y CONTEXTO SOCIOECONÓMICO • 15

Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México
y su estado de conservación • 17

Antony Challenger

Desarrollo de la legislación ambiental en México • 45

José Manuel Vargas Hernández

Procesos de uso y gestión de los recursos naturales comunes • 63

Leticia Merino Pérez

Marco teórico y práctico para el análisis económico de los problemas
de conservación de los recursos naturales en México • 77

José Carlos Fernández y Mayela García

II. ASPECTOS ECOLÓGICOS DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO • 91

Biodiversidad: uso, amenazas y conservación • 93

Hesiquio Benítez Díaz y Mariana Bellot Rojas

- Principios generales de biología de la conservación • 107
Octavio Monroy-Vilchis
- Principios generales sobre manejo de ecosistemas • 117
Manuel Maass
- Conceptos generales sobre el disturbio y sus efectos en los ecosistemas • 137
Ernesto Vega y Eduardo Peters
- III. MÉTODOS PARA LA CONSERVACIÓN Y MANEJO DE LA BIODIVERSIDAD EN ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO • 151**
- Características y manejo de suelos en ecosistemas templados de montaña • 153
Helena Cotler
- Evaluación indirecta del disturbio mediante la combinación de estrategias de modelaje: un ejemplo con la Cuenca de Valle de Bravo, Estado de México • 163
Ernesto Vega y Roberto Márquez-Huitzil
- La ecología del paisaje y su potencial para acciones de conservación de ecosistemas templados de montaña • 175
Alejandro Velázquez y Gerardo Bocco
- Biología de la conservación a escala de ecosistemas: algunas bases para el seguimiento de unidades del paisaje • 195
Óscar Sánchez
- IV. INTEGRACIÓN DE COMPONENTES EN PROGRAMAS DE MANEJO DE ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO • 237**
- Integración de conceptos de ecología, manejo de recursos naturales y desarrollo sustentable en programas de conservación de ecosistemas • 239
Irene Pisanty
- Participación y organización comunitaria, un requisito indispensable en la conservación de los recursos naturales. El caso de los ecosistemas templados de montaña • 259
Guadalupe del Río Pesado, Elia Hernández Saldaña, Ana María Muñoz Salcedo y Gabriel Sánchez Ledesma
- Educación ambiental y extensión del conocimiento en apoyo a la conservación de los ecosistemas templados de montaña en México • 281
Javier Reyes Ruiz
- Financiamiento de programas de conservación en ecosistemas templados de montaña • 301
Jorge Rickards Guevara y Celia Piguerón Wirz

PRESENTACIÓN

Exequiel Ezcurra y Herbert Raffaele

Conciliar el conocimiento científico con las decisiones prácticas es, sin duda, uno de los retos más grandes tanto para los científicos como para quienes, desde las organizaciones civiles o desde el sector público, tienen que tomar decisiones, especialmente si éstas repercuten en algunas partes de la sociedad.

Las ciencias se construyen a partir de preguntas específicas que pueden o no estar relacionadas con las condiciones inmediatas, y sus resultados pueden encontrar circunstancialmente aplicaciones prontas o bien permanecer al margen de la resolución de problemas durante mucho tiempo. Además, dicho conocimiento no siempre se encuentra al alcance de quienes tienen que tomar decisiones sobre el manejo de recursos pues, por lo general se encuentran en una literatura que no es de amplia circulación y, por si esto fuera poco, frecuentemente está escrito en un lenguaje muy especializado que no siempre resulta accesible para todos. Por otra parte, cuando se requiere de profundizar en el conocimiento de algún tema en particular, a menudo la urgencia es tal que no existe el margen de tiempo que las ciencias requieren para producir conocimientos confiables.

Este aparente divorcio se expresa intensamente en relación con los problemas ambientales, que afectan a todas las sociedades y a todas sus partes y que son, de origen, multidimensionales. Los temas ambientales son de reciente aparición, son polémicos, con frecuencia llevan a la confrontación de intereses muy diversos y de puntos de vista antagónicos y, para colmo de las dificultades,

requieren de atención urgente sin que necesariamente se cuente con todo el conocimiento necesario. Muchos son los ejemplos en los que, habiéndose tomado decisiones con base en la información más amplia y detallada disponible, surgen problemas totalmente imprevistos porque se desconocía completamente algún aspecto particular.

Con la acumulación de múltiples fracasos en la solución de los problemas ambientales ha quedado claro que su enorme complejidad obliga a los diversos sectores involucrados a colaborar muy estrechamente. Los grupos gubernamentales y académicos están en un sitio de particular responsabilidad en este sentido.

Un vistazo a la relación ineficaz entre estos dos ámbitos podría hacer parecer a este escenario como desolador e irremontable, pero no lo es. Desde luego, la pregunta sobre cómo conciliar la perspectiva de la investigación científica de corte académico con la toma de decisiones y los actos de gobierno subyace a la necesidad impostergable de enfrentar los problemas ambientales y genera una pregunta más: ¿quién puede conciliar estos enfoques? Se necesitan profesionistas diferentes, que sean tanto funcionarios como científicos, que sólo podrán resultar de la capacitación continua. Más que nunca se requiere de invertir y apoyar la educación de alto nivel, en especial en el personal de las instituciones en las que se toman las decisiones sobre el manejo y la conservación del ambiente.

Los problemas ambientales no demandan sólo una nueva óptica sobre el conocimiento y su aplicación a la resolución de problemas concretos, sino

también en torno a la distribución de las responsabilidades. La naturaleza no reconoce fronteras y los problemas derivados de su transformación tampoco. Por ello, los mecanismos de cooperación ambiental son imprescindibles para la comprensión, la prevención y la solución de los problemas que aquí mencionamos. Las estrategias diseñadas para abordarlos necesitan reconocer que los dilemas son comunes y las soluciones deben serlo también.

Esta obra es el resultado de un punto de vista común entre el Servicio de Pesca y Vida Silvestre del Departamento del Interior de los Estados Uni-

dos de América y el Instituto Nacional de Ecología de la SEMARNAT de México. Ambos reconocemos que mantener a quienes prestan sus servicios en el sector público lo más actualizado e informado posible es de importancia medular, y ambos coincidimos en que esta debe ser una responsabilidad compartida. Por ello, nos es muy grato presentar este libro, resultado de un esfuerzo conjunto y especialmente, de un compromiso común por hacer posible la solución de los problemas ambientales característicos de estos tiempos con base en una sana conjunción entre la experiencia de la gestión y la de la investigación científica.

PRÓLOGO

Eduardo Peters

El desarrollo socioeconómico y las políticas prevalentes de un significativo número de países incluyendo a México han estado por décadas fuertemente asociados con una degradación rápida del entorno natural. Afortunadamente una de las expresiones que más han aglutinado a las personas en el mundo durante este período reciente es la conservación del medio y sus recursos naturales. Para afrontar esta urgencia, la sociedad se ha organizado en complejas estructuras en todos los niveles de gobierno, pequeños y grandes grupos civiles, atractivas carreras, postgrados y laboratorios en el sector académico. Todos en busca de asumir una gran apuesta que se debe ganar en un tiempo muy corto: conservar los ecosistemas y su biodiversidad.

En el presente se empiezan a delinear las posibles soluciones de la compleja problemática del tema ambiental, mediante la integración de las distintas perspectivas académicas, el encauzamiento de las políticas ambientales, los esfuerzos para acercar el conocimiento a los tomadores de decisiones y la puesta en marcha de modernos instrumentos económicos. Indudablemente estas diversas manifestaciones son claves para desacelerar el ritmo de deterioro que enfrentan las regiones naturales. Sin embargo todavía hay mucho camino que recorrer y no queda del todo claro cómo llegaremos al final del camino.

Los bosques templados de México están asociados estrechamente con las zonas montañosas dado a la ubicación geográfica del país y a la relación que existe entre el clima y la altitud. Los ecosistemas de este tipo están dentro de los prefe-

ridos para el establecimiento y la realización de actividades productivas de los seres humanos. Lo anterior ha causado que las zonas templadas sean de los ambientes que más han sido alterados y, por lo tanto, estén entre los menos conservados y más amenazados.

Es ampliamente reconocido el valor de los ambientes templados por los productos que de ahí se extraen, los servicios ambientales que generan y su función social. Estos ecosistemas en México están íntimamente asociados con la captura de agua, la producción de madera, suelo y el soporte de un número muy significativo de especies, siendo estos los argumentos de mayor peso para conservar a estos ambientes.

Conservación de ecosistemas templados de montaña en México es el tercer diplomado de capacitación en conservación y manejo de ecosistemas y vida silvestre que realizan en colaboración el Instituto Nacional de Ecología y el Departamento de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos desde 1998. Este esfuerzo binacional tiene como objetivo acercar la mejor información y técnicas disponibles en conservación a los distintos sectores sociales, incluyendo a los tomadores de decisiones, a las personas que ejecutan los programas de conservación y a la sociedad civil organizada en sus distintas expresiones para atender esta noble causa. Además, la evidencia documental del diplomado, que es esta publicación, busca que dicha experiencia educativa trascienda y esté disponible para todos aquellos interesados, más allá del lapso y alcance del curso impartido.

En la primera parte del presente volumen, los autores ofrecen una excelente descripción de la situación actual de los ecosistemas templados de montaña en México y de su contexto socioeconómico. En un segundo segmento se muestran varios ejemplos de las herramientas teóricas necesarias para afrontar el complejo problema de atesorar estos ambientes. A continuación una sección de carácter aplicado, donde se describen algunos

métodos para el mantenimiento y manejo de la biodiversidad. Por último, una acertada cuarta parte que integra todos los componentes anteriores para estimular el desarrollo e implementación de programas integrales de conservación.

El diplomado *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México* deja entonces en su libro una excelente síntesis de cómo abordar el tema desde las distintas disciplinas y enfoques.

AGRADECIMIENTOS

Las siguientes instituciones y personas brindaron su eficaz colaboración, de diversas formas, para el logro de los objetivos del Diplomado en conservación de ecosistemas templados de montaña en México.

INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA-SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES
Irene Pisanty Baruch
Gloria Luz Portales Betancourt

SERVICIO DE CAZA Y PESCA DEL DEPARTAMENTO DEL INTERIOR (EE.UU.)
Mélida Tajbakhsh

COMISIÓN ESTATAL DE PARQUES NATURALES Y DE LA FAUNA (CEPANAF). SECRETARÍA DE ECOLOGÍA, GOBIERNO DEL ESTADO DE MÉXICO
Jorge Rescala Pérez

UNIDOS PARA LA CONSERVACIÓN, A.C.
Odra Galán de la Peña
Ricardo Medina
Juan Carlos Burgoa

SIERRA MADRE, S.C.
Eugenia Pallares
Patricio Robles Gil

INICIATIVA MEXICANA PARA EL APRENDIZAJE DE LA CONSERVACIÓN (IMAC)
Francisco Padrón
Mariana Díaz

GRUPO SISCOMP
Fernando Morales Reséndiz

FONDO PRO-CUENCA DE VALLE DE BRAVO, A.C.
Horacio Bonfil
Marisela Yniesta

HOTEL EL PARADOR AVÁNDARO, AVÁNDARO, ESTADO DE MÉXICO
Edgar Enríquez y a todo el personal del hotel

HOTEL FIESTA INN TOLUCA
Roxana Bedolla y a todo el personal del hotel

SERVICIO EN ASESORÍA Y CONVENCIONES
Deyanira Tovilla

ESPECIALISTAS PARTICIPANTES
Consuelo Bonfil Sanders (Facultad de Ciencias, UNAM)
Susana Valencia Ávalos (Facultad de Ciencias, UNAM)
Rurik List Sánchez (Instituto de Ecología, UNAM)
Manuel Valdéz Alarcón (Unidos para la Conservación, A.C.)

SERVICIO SOCIAL
Alicia Figueroa Encino

COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD (CONABIO)
Carmen Donovarros

INTRODUCCIÓN

Óscar Sánchez

La condición de México, como país megadiverso, es ampliamente conocida en el mundo. Aunque su alta diversidad biológica suele asociarse de manera importante con las selvas tropicales, los ecosistemas de regiones templadas también contribuyen significativamente en la conformación de la diversidad biológica del país. Esto obedece a que su historia biogeográfica es muy distinta a la de las selvas, pues se asocia con eventos muy antiguos, y con reiterados procesos de expansión y contracción especialmente desde el Plioceno, hace aproximadamente cinco millones de años. Todo ello ha creado un intrincado mosaico de especies y de ambientes. Estos procesos han sido especialmente importantes en las regiones de mayor altitud en México, en las que el relieve geográfico es pronunciado y ha contribuido a la evolución de ambientes únicos, notorios no solamente por su importancia biológica, sino también por su belleza y por su contenido de especies endémicas.

Los distintos tipos de bosques (de pinos y encinos, de oyameles y los llamados bosques mesófilos de montaña) albergan especies de alto interés para la economía nacional, especies de alta importancia para la vida cotidiana y especies cruciales para la cultura de las comunidades rurales, además de —como se mencionó arriba— especies endémicas de gran relevancia para la ciencia. A su vez los pastizales y praderas, los matorrales, los humedales y lagos intermontanos, y los ríos y arroyos, agregan valores diversos a la riqueza biológica de México.

La variedad de especies vegetales y animales, de hongos y de microorganismos, tanto terrestres como acuáticos, se halla organizada y funcionalmente integrada en ecosistemas locales, cuya mera existencia provee servicios ambientales fundamentales para el bienestar humano. Estos servicios aun no han sido suficientemente apreciados ni cuantificados y, por ende, aun no se han integrado de manera efectiva en los modelos de desarrollo económico actuales.

Los autores que participan en este compendio sobre conservación de ecosistemas templados de montaña en México proveen sus puntos de vista, acerca de distintos temas incluyendo la situación actual y el contexto de estos ecosistemas en el país; aspectos ecológicos generales que deben enmarcar su conservación; métodos y técnicas aplicables a su manejo y al seguimiento de sus condiciones; la participación comunitaria en la conservación; la educación y la extensión del conocimiento para promover la apreciación de los valores que representan e, incluso, orientaciones sobre el marco legal y sobre la gestión de financiamiento para programas de conservación de ecosistemas de este tipo.

El lector no encontrará recetas directamente aplicables a casos específicos, pero sí claros lineamientos conceptuales, metodológicos y técnicos. Adaptándolos, le serán de utilidad para el análisis, el diagnóstico y el pronóstico, la planeación, la ejecución de programas de conservación y el seguimiento del estado que guardan los ecosistemas templados en su área geográfica de interés. El li-

bro está orientado principalmente a técnicos en conservación de ecosistemas, pero sin duda también será adecuado para otras personas y organizaciones que deseen aportar su vocación, capacidad y recursos, para conservar el abigarrado mosaico de formas de vida silvestre y de culturas que

han evolucionado, juntas, en las áreas montañosas de México. Esta tarea es particularmente importante, pues los procesos evolutivos que han dado origen a esa complejidad biológica y cultural son, simplemente, irrepetibles.

PRIMERA PARTE

CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO, SITUACIÓN ACTUAL Y CONTEXTO SOCIOECONÓMICO

CONCEPTOS GENERALES ACERCA DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA DE MÉXICO Y SU ESTADO DE CONSERVACIÓN

Antony Challenger

Coordinación de Asesores de la Oficina del C. Secretario, SEMARNAT, Blvd. Adolfo Ruiz Cortines 4209,
6° piso, Col. Jardines en la Montaña, Del. Tlalpan, México 04210, D. F.
Correo-e: achallenger@semarnat.gob.mx

MARCO FILOSÓFICO GENERAL DE LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD A ESCALA MUNDIAL

ORÍGENES

Sin demeritar los esfuerzos de las sociedades preindustriales para cuidar y manejar sus recursos naturales, la preocupación moderna por conservar el medio ambiente empezó en el siglo XIX con la revolución industrial de los imperios europeos. Esa revolución, por un lado, ha sido responsable de producir contaminación urbana en grandes cantidades (Mosely 2001, Dickens 1980) y, por el otro, de transformar vastos territorios naturales en zonas agropecuarias y mineras que amenazaron con la desaparición de paisajes enteros, sobre todo en los EE.UU.

Ante esta problemática surgieron dos respuestas distintas: Londres y otras ciudades europeas establecieron parques urbanos como espacios verdes libres de contaminación para la salud pública; aún no se percibía que el problema era ambiental (Porter 1998). Por su parte, el Congreso de la Unión Americana decretó en 1872 el primer parque nacional del mundo, Yellowstone, para preservar sus bellos paisajes para el público (Yellowstone Net 2002a).

LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS

Con la creación de Yellowstone, acción respaldada por una serie de leyes para proteger la vida sil-

vestre y regularizar la caza, que dio inicio en 1894 con la *Lacey Act* (Yellowstone Net 2002b), empezó la intervención gubernamental para la preservación de la naturaleza mediante el decreto de áreas naturales protegidas (ANP) reguladas. Hoy representa uno de los ejes más importantes para la conservación de la naturaleza en todo el mundo, aunque no por ello sin problemas, ya que la creación de ANP ha sido notoria por omitir consideraciones locales y regionales de tipo social y económico, cuyas secuelas llegan a socavar la eficacia y funcionalidad de estas áreas (Green 1996, Alcérreca Aguirre *et al.* 1988, Halffter 1992). Además, cada país ha establecido su propio sistema de nomenclatura y respaldo legislativo, lo que dificulta tanto el análisis comparativo entre las naciones, como un esfuerzo global de conservación sistematizada.

Ante ese panorama, y en medio de una creciente crisis de transformación ambiental y biodiversidad amenazada, en 1970 surgió un nuevo concepto de ANP promovido por la ONU y diseñado para lograr tres objetivos: establecer una red global de ANP bajo criterios comunes que representarían los ecosistemas principales del planeta; hacer más compatible el desarrollo socioeconómico con la conservación; y proveer una respuesta científica ante la evidencia de que para preservar las especies hay que conservar su hábitat (UNESCO 2003a).

LAS RESERVAS DE LA BIOSFERA

En 1970 el Programa El hombre y la biosfera, de la Organización de las Naciones Unidas para la

Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, por sus siglas en inglés), estableció que las ANP se llamarían reservas de la biosfera y que, al implementarse según los criterios establecidos, tendrían reconocimiento internacional (y con ello, fondos y prestigio).

De acuerdo con lo anterior, las reservas de la biosfera deben representar una región biogeográfica importante, incluyendo distintos grados de intervención humana, contener ecosistemas y especies que requieren conservación y dar oportunidades para demostrar cómo puede lograrse el desarrollo sustentable regional. Deben abarcar una superficie adecuada (comúnmente de miles de hectáreas) para alcanzar estos tres objetivos, y contar con un sistema de zonificación que incluya zonas núcleo legalmente constituidas y que se dedican únicamente a la conservación a largo plazo, una zona (o zonas) de amortiguamiento y una zona de transición o de “influencia” (figura 1) (UNESCO 2003a).

LAS RESERVAS DE LA BIOSFERA *VERSUS* LA TRANSFORMACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE

Hoy, la UNESCO reconoce 425 reservas de la biosfera en 95 países del mundo, que protegen varios millones de hectáreas de ecosistemas importantes y de biodiversidad amenazada. (UNESCO 2003b). Sin embargo, eso no es suficiente y jamás lo sería, porque el mismo concepto de conservación mediante ANP tiene fallas importantes, ya que la idea de dedicar áreas exclusivamente para la conservación de la naturaleza, está enraizada en lo más profundo del pensamiento industrialista sobre usos especializados de la tierra, con todo lo que implica.

Así, irónicamente, las ANP, incluyendo las reservas de la biosfera, contribuyen a la destrucción de la mayor parte de la naturaleza al dejar sin protección, y por ende disponible para la transformación, a toda la vegetación natural que no se encuentra dentro de ellas. Por ello la existencia de ecosistemas bien conservados, fuera de las reservas decretadas, es más bien una cuestión de suerte que depende de su accesibilidad así como su aptitud para otros usos, tanto en países desa-

rollados como no desarrollados (Halffter 1992, Challenger 1998).

DESARROLLO, SUBDESARROLLO Y MEDIO AMBIENTE: UN MUNDO EN CRISIS

Para finales de la década de 1970, la comunidad internacional reconoció que la crisis ambiental global continuaba, a pesar de más y mejores programas de conservación, y así también la crisis de pobreza y subdesarrollo enfocada en los países del hemisferio sur. En aras de enfrentar estos problemas se crearon varias comisiones internacionales cuyos informes empezaron a publicarse desde 1980. Ese fue el caso del Informe Brandt (ICNSDI 1980) sobre la crisis del subdesarrollo del Sur, y de la Estrategia Mundial de Conservación (IUCN, UNEP y WWF 1980), o WCS por sus siglas en inglés.

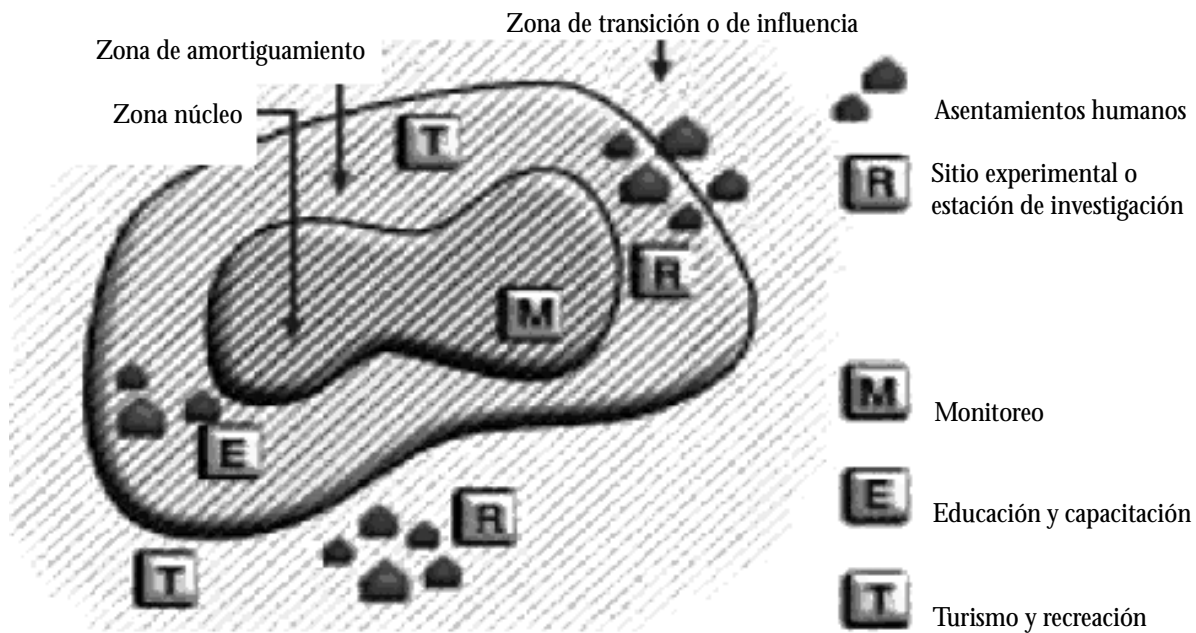
Ambos documentos trataron sus respectivas problemáticas en forma más o menos aislada, aunque la WCS reconoció el nexo entre el subdesarrollo y el deterioro ambiental en los países del sur, concluyendo que sólo el “desarrollo sustentable” podría enfrentar ambas problemáticas. No fue sino hasta la publicación del Informe Brundtland (WCED 1987) cuando el tema del desarrollo sustentable alcanzó la madurez como concepto unificador para enfrentar la doble crisis del subdesarrollo y la degradación ambiental.

EL DESARROLLO SUSTENTABLE

El Informe Brundtland puso de manifiesto que la crisis del subdesarrollo y la crisis ambiental derivan ambas del proceso mismo del desarrollo industrial tradicional, cuyo concepto utilitario del ambiente como fuente inagotable de materias primas por un lado, y como espacio ilimitado para los desechos por el otro, y cuya despreocupación en cuanto a cómo se distribuye la riqueza generada, redundan precisamente en la degradación ambiental y en la creación de muchos pobres y pocos ricos (WCED 1987, Challenger 1998).

Para atender estas facetas, “olvidadas” por el desarrollo industrial tradicional, se les ha inclui-

FIGURA 1. ZONIFICACIÓN DE UNA RESERVA DE LA BIOSFERA TÍPICA



Fuente: www.unesco.org.

do como temas centrales del desarrollo sustentable, mismo que se define como “aquel que puede satisfacer las necesidades de la generación actual, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades» (WCED 1987).

Este concepto ha sido adoptado ya por la mayoría de los países del mundo como el principal objetivo de las políticas nacionales y de la cooperación internacional. Derivado de ello se celebró en Río de Janeiro, en 1992, la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (Cumbre de la Tierra), en la cual se sentaron las bases legales para la acción internacional en pro de la erradicación de la pobreza y de la conservación ambiental, como son la Agenda 21, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, la Convención sobre Diversidad Biológica y otros más.

El desarrollo de estos acuerdos, así como la implementación e incorporación de sus compro-

misos en las políticas de todas las naciones es un factor crucial para alcanzar el desarrollo sustentable. En el mejor de los casos, al “sanar” los impactos negativos ambientales y socioeconómicos del desarrollo, la pobreza y la degradación ambiental dejarían de tener secuelas automáticas, y debería ser factible lograr un medio ambiente en el cual la producción y la conservación van de la mano, en beneficio del bienestar económico y social de todos.

LA BIOTA DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS

LA ESTRECHA RELACIÓN ENTRE EL CLIMA Y LA VEGETACIÓN

Los ecosistemas templados forman parte del conjunto de vegetación típico de latitudes no tropicales, en donde el clima tiene una estacionalidad anual marcada y un invierno durante el cual la temperatura cae por debajo de 0°C, frecuente-

mente con heladas, nevadas y períodos prolongados de congelamiento. Esta vegetación la integran distintos “biomas”, o conjuntos de ecosistemas afines. Es muy importante señalar la estrecha relación entre la distribución natural de estos biomas y el clima predominante (Strahler y Strahler 1984).

EL SISTEMA KÖPPEN DE CLASIFICACIÓN DEL CLIMA

El sistema más ampliamente usado para clasificar los climas del mundo fue inventado en 1900 por el climatólogo y botánico alemán-ruso Vladimir Köppen, quien dividió la superficie terrestre en cinco principales tipos de clima (cada uno designado con una letra mayúscula), definidos por los promedios anual y mensual de temperatura y precipitación (cuadro 1), y que coinciden con la distribución de los principales biomas (Köppen 1948).

Así, el clima de tipo A coincide con los biomas de las selvas tropicales, el tipo B con los biomas de los desiertos y estepas, el tipo C con los biomas templados y mediterráneos, el tipo D con el bioma boreal (“taiga”) y el tipo E con las tundras y capas polares (Blue Planet Biomes 2003).

El sistema de Köppen incluye un subsistema de letras minúsculas que se añaden como sufijos

a las letras mayúsculas, para subdividir los principales tipos de clima, de acuerdo con diferentes rasgos estacionales de temperatura y precipitación. Así, se puede agregar una “f” para señalar lluvias a lo largo del año, o una “w” para señalar un invierno seco, entre otras más. Y para agregar aún más detalle se puede añadir otra letra minúscula para señalar otras variaciones, como una “a” para denotar un verano cálido con una temperatura promedio mayor de 22°C, una “b” para señalar un verano cálido pero con una temperatura promedio menor de 22°C, y una “c” para denotar un verano corto y templado con menos de cuatro meses con temperaturas por encima de 10°C, entre otras.

BOSQUES TEMPLADOS Y BOREALES

Con todo ello, se puede identificar con precisión los tipos de clima que predominan en las áreas ocupadas por diferentes biomas. Por ejemplo, al nivel mundial el bioma de los bosques templados se caracteriza típicamente por un clima de tipo Cfa o Cfb, templado húmedo con lluvias a lo largo del año y un verano cálido mientras el bioma de los bosques boreales o “taiga” se caracteriza típicamente por un clima de tipo Dfc, frío, con inviernos muy largos, lluvias durante todo el año

CUADRO I. LOS TIPOS DE CLIMA DE KÖPPEN

TIPO DE CLIMA	DESCRIPCIÓN
A	Trópico húmedo: temperatura promedio mensual por encima de 18°C y precipitación media anual mayor a 1,500mm. No hay invierno.
B	Seco: evaporación excede a la precipitación. No hay excedente hídrico.
C	Templado: húmedo con veranos cálidos e inviernos no cálidos.
D	Frío: húmedo con inviernos muy fríos y prolongados.
E	Polar: temperatura promedio mensual siempre inferior a 10°C. No hay estación cálida. Largos períodos con temperaturas muy inferiores a 0°C.

y un verano corto (figura 2) (Blue Planet Biomes 2003).

Cabe señalar que los ecosistemas templados de montaña de México se relacionan estrechamente con estos dos biomas, aunque existen también varias diferencias importantes. Por ejemplo la taiga, propia del tipo de clima frío, no existe en México. Además, dada la posición geográfica del país entre los Trópicos de Cáncer y de Capricornio, la marcada estacionalidad típica de los climas templados de latitudes más septentrionales es menos notoria. A la vez, pueden intervenir en los ecosistemas templados de México ciertos elementos florísticos de los ecosistemas tropicales, que están ausentes en los bosques templados de mayor latitud (Rzedowski 1978).

INTRODUCCIÓN A LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA DE MÉXICO

LAS MONTAÑAS Y LOS PISOS ECOLÓGICOS

Dada la ubicación de México, dentro de los trópicos y algo distante de las zonas del planeta do-

minadas por ecosistemas templados, la presencia de estos en el país se relaciona con el efecto de la altitud y con su vínculo al clima. A mayor altitud la temperatura baja, incluso hasta permitir zonas de nieve perpetua en las cimas de las montañas más altas, por lo que los ecosistemas templados de México se asocian estrechamente con las zonas montañosas (Tamayo 1990).

La presencia, distribución y variabilidad de los ecosistemas templados en las sierras y serranías del país no sólo depende de la existencia misma de éstas, sino de otros factores como son la abundancia y la estacionalidad de la lluvia, el tipo de suelo, la orientación de la ladera con respecto al sol y la historia biogeográfica de la zona, entre otros (Challenger 1998). No obstante, la misma altitud, la abundancia y la estacionalidad de la lluvia juegan un papel preponderante y determinan la distribución de los ecosistemas en lo que se ha llamado “pisos ecológicos” de las zonas montañosas. Este patrón es tan notorio, que es posible ilustrarlo esquemáticamente con un transecto “típico” del oeste al este de México (figura 3) (*ibid.*).

FIGURA 2. DISTRIBUCIÓN MUNDIAL DE LOS BIOMAS DE BOSQUE TEMPLADO Y DE BOSQUE BOREAL O TAIGA

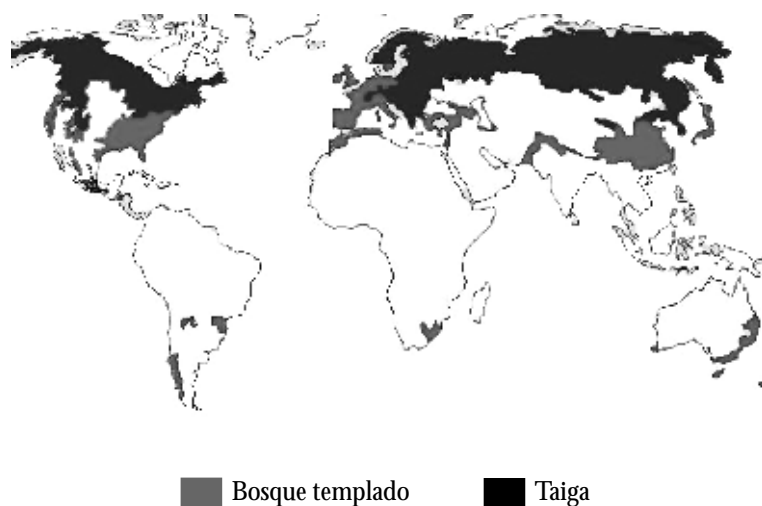
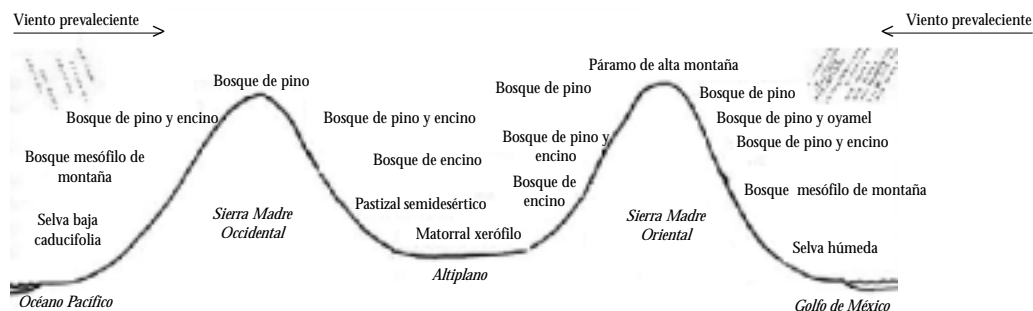


FIGURA 3. PERFIL VEGETACIONAL ESQUEMÁTICO OESTE-ESTE QUE ILUSTR
 LOS PISOS ECOLÓGICOS DE LAS MONTAÑAS DE MÉXICO



Fuente: adaptado de Challenger (1998: 497).

EL COMPONENTE TROPICAL DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MÉXICO

Como se puede apreciar en la figura 3, desde el nivel del mar hasta las cimas de las montañas hay un continuo de vegetación que pasa de tropical, a templada y hasta zona fría, conforme se asciende. Si bien el concepto de los pisos ecológicos nos ayuda a comprender la distribución altitudinal de la vegetación, es de destacar que no necesariamente hay cambios abruptos en la composición florística entre cada piso: éstos están unidos frecuentemente por una zona de entremezcla de especies de los dos pisos adyacentes, formando un "ecotono" entre ambos. Además, las especies cuya tolerancia hacia ciertas condiciones climáticas es muy amplia tendrán una distribución natural que lo refleja, por lo que podrían encontrarse en dos o más ecosistemas.

No resulta sorprendente, que los ecosistemas templados de México se distingan de los demás del continente norteamericano por incluir un número importante de plantas tropicales. Si bien esto es especialmente característico en el caso de los bosques mesófilos de montaña, en donde abundan las palmas, las heliconias y los helechos arborescentes en el sotobosque, así como las or-

quídeas y los helechos epifitos en el dosel, es también el caso de muchos bosques de pino y encino, en donde las especies tropicales son un elemento muy importante que contribuye a la alta biodiversidad del sotobosque, aunque su presencia disminuya a mayor latitud y altitud (Rzedowski 1978, 1993, Challenger 1998).

En este contexto, es importante señalar que la fauna típica de un ecosistema dado tampoco se restringe estrictamente a él, ya que su área de actividad puede abarcar también los ecotonos y ecosistemas aledaños. Este fenómeno se acentúa en la temporada seca, cuando, por ejemplo, los bosques mesófilos aún ofrecen alimento para algunas especies animales del bosque de pino y encino y de la selva baja caducifolia. Entonces, en el contexto del manejo de los ecosistemas templados para la conservación, es importante recordar que los ecosistemas tropicales aledaños también tienen que ser considerados.

LOS PRINCIPALES TIPOS DE ECOSISTEMAS TEMPLADOS EN MÉXICO Y SU DISTRIBUCIÓN

La distribución de los ecosistemas templados de México está definida por los tipos de clima Cf, Cw, Cx y Cs del sistema de Köppen, que fue modificado por García (1973) para adecuarlo a

las condiciones especiales de México, y que son propios de las zonas montañosas (figura 4).

Los ecosistemas que se desarrollan bajo estas condiciones climáticas son de varios tipos, pero debido a sus afinidades florísticas y en general a sus semejanzas ecológicas compartidas, se pueden agrupar en dos grandes conjuntos o "zonas ecológicas" (*sensu* Toledo *et al.* 1985, 1989 y 1993): el bosque mesófilo de montaña (cuya distribución se asocia con el tipo de clima Cf, aunque no está restringido a éste), y el bosque de coníferas y encinos (o bosque de pino-encino), que se asocia especialmente con el tipo de clima Cw, aunque puede desarrollarse también en climas de tipo Cs y Cx. La figura 5 muestra su posible distribución potencial original, antes de las transformaciones de origen humano. De hecho, existen ecosistemas con coníferas y encinos aún en zonas de clima tipos A y B, pero ecológicamente son algo distintos a los ecosistemas templados y no se analizarán aquí.

Cabe señalar que en asociación con estos ecosistemas terrestres existen también los ecosistemas acuáticos propios de los climas templados, como ríos, lagos y ciénegas. Así mismo,

por encima del límite altitudinal del crecimiento de los árboles, en las montañas más altas, hay zonas en donde predominan una vegetación de tipo alpina y subalpina, dominada por gramíneas y llamado "páramo de altura" o "pradera de montaña" o "pastizal o zacatonal alpino", según el autor (Rzedowski 1978, Challenger 1998).

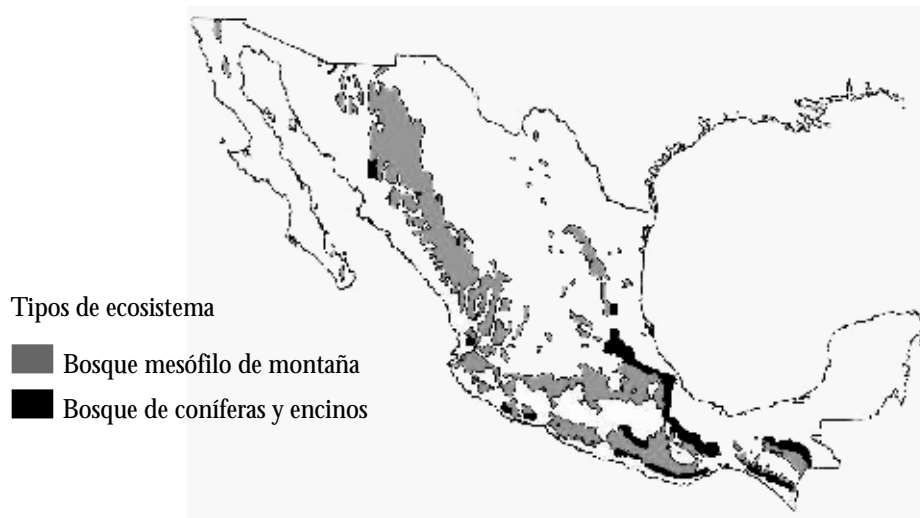
EL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA

En el pasado geológico los bosques mesófilos cubrieron extensas áreas de México, pero su actual distribución es muy restringida: sólo abarca alrededor de 1% del territorio nacional (Rzedowski 1978). Estos orígenes antiguos y un posterior aislamiento en virtuales islas ecológicas hacen que estos bosques contengan tanto especies paleoendémicas como especies endémicas de evolución más reciente y una flora que, comparativamente, los dota de una biodiversidad total mayor que la de todos los demás tipos de vegetación en relación con el espacio total que ocupan (Challenger 1998). Por otro lado, estos bosques tienen una estructura y una composición de especies muy característica, resultado de

FIGURA 4. DISTRIBUCIÓN DE LOS CLIMAS TEMPLADOS DE MÉXICO



FIGURA 5. DISTRIBUCIÓN DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MÉXICO



la migración y entremezcla de las floras holártica y neotropical en el pasado geológico, de modo que en el dosel la mayoría de los árboles son especies caducifolias típicas de climas templados, mientras que en el sotobosque pueden predominar especies perennifolias de origen tropical. De hecho, varios bosques mesófilos permiten que muchas especies típicas del trópico húmedo prosperen en latitudes y altitudes muy superiores a las que serían posibles en ausencia de ellos (Challenger *op. cit.*).

Es probable que los bosques mesófilos de México sean los más septentrionales del mundo, ya que el clima de estas latitudes, propenso a las bajas temperaturas invernales, es lo que fomenta la predominancia de árboles de afinidad templada (Challenger 1998). Cabe resaltar que el término en inglés para estos ecosistemas es "*tropical montane cloud forest*" y que, probablemente, le fue aplicado debido a que en otras partes del mundo la mayoría de sus árboles son de afinidad tropical (Hamilton *et al.* 1995).

Si bien pueden ocurrir heladas ocasionales en las zonas de bosque mesófilo, en general el clima es templado y, sobre todo, muy húme-

do, debido a que estos bosques se desarrollan de preferencia en las laderas de barlovento de las montañas, a la altitud de la formación de las nubes, por lo que durante la mayor parte del año se encuentran bañados en lluvia y en las gotas que se condensan de las nubes y neblinas. Es por ello que uno de los servicios ambientales más importantes de estos ecosistemas es la captación de agua, y su importancia nacional en este sentido ya se empieza a reconocer (CIDE 2003).

Debe señalarse también que en México, como en todo el mundo, el bosque mesófilo es el ambiente preferido para cultivar el café, sobre todo el de buena calidad llamado "café de altura" (la especie más sembrada, *Coffea arabica*, es originario del bosque mesófilo de montaña de Etiopía). Sembrado de manera tradicional, bajo la sombra de los árboles del dosel, el cultivo del café puede permitir la relativa conservación del bosque y de su biodiversidad. Sin embargo, el actual fomento a la siembra de café al sol directo conlleva a la desaparición del bosque.

Después de los matorrales desérticos de las amplias zonas áridas del país, son los bosques de coníferas y encinos los que mayor extensión del territorio nacional ocupan, con una distribución potencial original de poco más de 20% (Challenger 1998). Los bosques puros de pino (*Pinus* spp.), de encino (*Quercus* spp.) y de pino y encino juntos, son los ecosistemas que predominan. Sin embargo, los bosques de oyamel o abeto (*Abies* spp.), de pinabete (*Picea* spp. y *Pseudotsuga* spp.), de cedro (*Cupressus* spp.), de sabino (*Juniperus* spp.), de aile (*Alnus* spp.) así como de táscate (*Juniperus* spp.), también se incluyen en esta categoría general.

A diferencia de los bosques de coníferas y encinos de mayores latitudes, los de México se caracterizan por una biodiversidad impresionante. De hecho, en su conjunto estos ecosistemas son los que más especies de flora y fauna albergan (aun cuando el número de especies por hectárea sea relativamente bajo) (Flores Villela y Gerez 1994). Esto se debe, por un lado, al gran número de especies de plantas del sotobosque, que incluyen especies tropicales y de áreas templadas, y por el otro, a la gran heterogeneidad de la composición florística entre los bosques de diferentes regiones dentro de esta zona ecológica.

Aunque la diversidad biológica del dosel de un típico bosque de pino o de encino es algo reducida, la diversidad de los árboles del dosel de los bosques mesófilos es bastante más alta de lo que se podría suponer. Esto se debe a la compleja historia biogeográfica de esta zona ecológica, y a la evolución *in situ* de sus elementos, confinados en sus respectivas "islas" montañosas. La diversificación de especies que esto ha ocasionado resulta extraordinaria, lo que a su vez explica otra faceta de la importancia mundial de estos ecosistemas: son el centro primario mundial de diversidad de pinos, con más de 50% de todas las especies de pino del mundo; y son el centro primario de diversidad del hemisferio occidental de los encinos, con 33% de las especies del mundo (Styles 1993, Nixon 1993, Challenger 1998).

La importancia de estos ecosistemas no se deriva únicamente de esta asombrosa diversidad, sino también del hecho de que los pinos y los encinos son los árboles más representativos y económicamente importantes de los ecosistemas templados de México y del mundo; de hecho, son la base misma de la mayor parte de la industria forestal del país. Esto, junto con la fertilidad del suelo, su aptitud para la agricultura y el clima benigno, han propiciado los asentamientos humanos, lo que explica la deforestación y degradación de estos ecosistemas a lo largo y ancho del país (Challenger *op. cit.*).

HISTORIA BIOGEOGRÁFICA DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA DE MÉXICO

GENERALIDADES

La flora de México puede dividirse en tres elementos principales de acuerdo con sus afinidades geográficas y sus orígenes: el holártico o boreal, el neotropical y el endémico. En cuanto a su contribución relativa a la composición total de esta flora, en la categoría taxonómica de género, es el elemento neotropical el que predomina, seguido por el endémico y después el holártico (Rzedowski 1993). Esto indica que una gran parte de la flora del país se originó en Centro y Sudamérica y migró hacia el norte, sin excluir la posibilidad de que muchas familias y géneros comunes en los neotrópicos se hayan originado en México y migrado hacia el sur. De hecho, hay cada vez más evidencia de que algunos de los elementos que antes se consideraban originarios de Sudamérica puedan ser, en realidad, de origen "boreotropical" (Lavin y Luckow 1993, Wendt 1993).

Más allá de los patrones globales de origen y de las afinidades geográficas de la flora mexicana en su conjunto, al enfocar el análisis al nivel de las principales zonas ecológicas del país se pueden ver diferencias importantes que elucidan, a muy grandes rasgos, sus orígenes biogeográficos (cuadro 2).

CUADRO 2. AFINIDADES GEOGRÁFICAS Y CONTRIBUCIÓN A LA FLORA TOTAL DE LAS PRINCIPALES ZONAS ECOLÓGICAS DE MÉXICO

ZONA ECOLÓGICA	COBERTURA DEL TERRITORIO NACIONAL (%)	CONTRIBUCIÓN AL TOTAL DE LA FLORA		AFINIDADES GEOGRÁFICAS AL NIVEL DE GÉNERO (%) (VALOR RELATIVO APROXIMADO)		
		NÚM. ESPECIES	%	HOLÁRTICO	NEOTROPICAL	ENDÉMICO
Selva húmeda	11	5,000	17	± 1	99	± 1
Selva subhúmeda	17	6,000	20	± 1	75	25
Bosque mesófilo	1	3,000	10	25	62	13
Bosque de pino-encino	21	7,000	24	37	37	26
Zonas áridas	50	6,000	20	19	37	44

Fuente: adaptado de Rzedowski 1993: 134, 138.

No resulta sorprendente que sean precisamente los bosques mesófilos de montaña y de pino y encino aquellos cuyas floras tienen las más fuertes afinidades holárticas de las diferentes zonas ecológicas. Aun así, las afinidades neotropicales siguen siendo muy altas, y hasta preponderantes en el caso de varios bosques mesófilos. Mientras tanto, el componente de la flora endémica tiene mayor importancia en los bosques de pino y encino que en los bosques mesófilos de montaña, aunque vale la pena mencionar que este resultado podría deberse, hasta cierto punto, a la escasez relativa de la información disponible, dado que los bosques mesófilos se empezaron a estudiar en detalle sólo en las últimas dos décadas (Challenger 1998).

HISTORIA BIOGEOGRÁFICA DE LOS BOSQUES MESÓFILOS DE MONTAÑA DE MÉXICO

El registro fósil indica la presencia en México de elementos del bosque mesófilo en el Mioceno y el Oligoceno, hace 20 a 40 millones de años (Rzedowski 1996). Basado en este registro fósil, así como en los procesos tectónicos y geológicos, el reconocido botánico mexicano de origen pola-

co, Jerzy Rzedowski, propone una teoría muy coherente para la historia biogeográfica de estos ecosistemas, que a continuación se presenta en resumen.

Tras la formación del México continental a finales del Cretácico, hace 65 millones de años, el Atlántico lo separaba del África y Europa, y donde aún no se formaba el puente terrestre entre América del Norte y del Sur; sin embargo, el registro fósil indica una conexión directa con Asia mediante el estrecho de Bering (Rzedowski 1991). Hace 50 millones de años el clima en el hemisferio norte era cálido y húmedo, lo que favoreció el desarrollo de selvas tropicales y subtropicales en Europa, Asia y Norteamérica, incluyendo los bosques mesófilos primigenios de México, que evolucionaron a partir de elementos de los bosques asiáticos y norteamericanos, ya que contenían elementos de ambos (Challenger *op. cit.*).

Durante la misma época, el surgimiento de islas volcánicas y no volcánicas entre México y Sudamérica permitió una conexión incompleta en la región centroamericana, dando origen al intercambio florístico y faunístico por "saltos" de isla en isla. Hacia el norte y durante el Terciario, hace 35 millones de años, se piensa que varios

géneros de árboles latifoliados típicos del bosque mesófilo (p. ej. *Carpinus*, *Ostrya*, *Liquidambar* y *Magnolia*), ingresaron a México, tal vez vía la Sierra Madre Oriental (Martin y Harrell 1957).

Al completarse el puente terrestre centroamericano hace cinco millones de años, en el Plioceno, el proceso de intercambio florístico y de fauna entre Norte y Sudamérica se aceleró. Para entonces, la conexión entre los bosques americanos y asiáticos se había perdido debido al cambio climático hacia condiciones más frías y secas desde el Mioceno, hace 25 millones de años, y aunque la dispersión de especies asiáticas hacia México nunca fue masiva, tal vez debido a la gran distancia, las especies vegetales de origen asiático están mejor representadas en el bosque mesófilo que en cualquier otro tipo de vegetación en México (Miranda 1959). En contraste, el puente centroamericano permitió una migración de abundantes especies neotropicales al territorio mexicano, aunque la mayoría de las que colonizaron los ambientes del bosque mesófilo tienen un centro de origen andino (de las elevaciones bajas y medianas de los Andes), y pocas provienen de la cuenca amazónica (Gentry 1982). Muchas son arbustos del sotobosque (p. ej. Melastomataceae, Piperaceae, Rubiaceae), epifitas (Orchidaceae, Ericaceae y Bromeliaceae), y plantas de tipo "platanillo" (Marantaceae, Heliconiaceae), más unos cuantos árboles provenientes de los climas templados de las grandes montañas de los Andes y Brasil (p. ej. los géneros *Clusia*, *Oreopanax* y *Podocarpus*) (Gentry 1982, Rzedowski 1978, 1991).

Al invadir los ambientes del bosque mesófilo, estos taxa habrían desplazado a muchos de los elementos de origen norteamericano y asiático, cuya presencia se debilitaba de cualquier modo al interrumpirse las conexiones directas con esos bosques, con el incremento de la aridez del continente norteamericano durante el Plioceno. Tras una serie de procesos orogénicos, tanto tectónicos como volcánicos, así como de cambios climáticos importantes, la vegetación del bosque mesófilo acabó por fragmentarse, restringiéndose a "islas" ambientales, lo que condujo a una evolución di-

vergente, al quedar muchas especies en poblaciones reproductivamente aisladas. Son estos procesos de diversificación secundaria los que han dado origen al importante elemento endémico de la flora y fauna de los bosques mesófilos de México (Challenger 1998).

HISTORIA BIOGEOGRÁFICA DE LOS BOSQUES DE CONÍFERAS Y ENCINOS DE MÉXICO

Cuando la superficie terrestre que hoy es México emergió del mar, hace 65 millones de años, entre las primeras especies de plantas que la colonizaron estuvieron, de acuerdo con el registro fósil, las de origen boreal u holártico, que inclusive formaron bosques de coníferas mucho más extensos que la superficie cubierta hoy por estos ecosistemas (Graham 1993, Styles 1993). Entre estas plantas pioneras se encontraban algunas del género *Pinus* (los pinos) el cual, se estima, evolucionó durante el Jurásico, hace 200 millones de años, ya se encontraba en Norteamérica durante el Cretácico, hace 140 millones de años, y que posiblemente colonizó México vía la Sierra Madre Occidental (Styles 1993). Otros géneros importantes de coníferas que colonizaron el área de México en ese entonces incluían *Abies*, *Cedrus*, *Picea*, *Pseudotsuga* y *Sequoia*, entre otros, y entre los árboles latifoliados se encontraban los géneros *Alnus*, *Betula*, *Salix* y otros más (Rzedowski 1978).

Se postula la existencia de una segunda oleada de colonización de árboles templados tiempo después durante el Oligoceno, a mediados del Terciario, hace aproximadamente 35 millones de años. En ese entonces ingresaron al país los géneros *Quercus* (los encinos), *Magnolia* y *Liquidambar* (este último ya presente en los bosques mesófilos primigenios en América, como se explicó arriba), entre otros, probablemente provenientes de las montañas Apalaches del este de los Estados Unidos de América y esta vez vía la Sierra Madre Oriental (Martin y Harrell 1957). Otros elementos florísticos de afinidad boreal acompañaron a estos árboles, incluyendo muchos géneros de arbustos y herbáceas que hoy son tipi-

cos de los ecosistemas dominados por coníferas y encinos, como son *Astragalus*, *Lupinus*, *Salvia* y *Scutellaria*, entre otros (Sousa y Delgado 1993, Rama-moorthy y Elliott 1993).

Durante el Plioceno, hace 5 millones de años, cuando se completó el puente terrestre centroamericano, colonizaron los bosques de coníferas y encinos un número importante de taxa neotropicales, la mayoría, como en el caso del bosque mesófilo, de origen andino o de las montañas de Brasil, incluyendo orquídeas y bromelias epifitas, así como familias botánicas típicamente representadas en estos bosques por arbustos y herbáceas, como son las Lamiaceae, Rubiaceae, Acanthaceae y Solanaceae (Gentry 1982; Rama-moorthy y Elliott 1993; Daniel 1993). Se piensa que muchos tribus de la familia Asteraceae (las compuestas, como el cempasúchil [*cempoal-xóchitl*], y el pericón) también ingresaron a México por medio del puente terrestre centroamericano, pero tribus como Asterae y Heleniatae, que son de afinidad holártica, ingresaron al norte del país desde sus centros principales de diversidad en Norteamérica (Turner y Nesom 1993).

Para el Pleistoceno, hace 2 millones de años, todos los elementos florísticos (y con ellos la fauna y micota respectivas, históricamente asociadas) de los bosques de coníferas y encinos ya se encontraban en el país, y con los intensos períodos fríos que acompañaban a las glaciaciones de esta época, estos bosques se extendieron cubriendo inclusive las tierras bajas que hoy disfrutan de un clima tropical (Graham 1993). No obstante, una vez que las condiciones se hicieron más cálidas y húmedas, hacia finales de la época, estos bosques fueron desplazados por la vegetación selvática (en las vertientes bajas) y desértica (en el altiplano), con lo que se encontraron restringidos, como hoy, a las zonas montañosas del país (Styles 1993). Desde entonces, separados por vegetación de zonas áridas y tropicales, los taxa de los ahora aislados bosques de coníferas y encinos experimentaron una evolución *in situ* de gran importancia, llegando a una diversificación extraordinaria, con lo que se explica como es que México resulta el centro de

diversidad mundial para los pinos, y el centro de diversidad hemisférica para los encinos (Styles 1993; Nixon 1993).

POBLACIÓN HUMANA, USO DE RECURSOS NATURALES Y MODIFICACIÓN DE LOS AMBIENTES NATIVOS

EL CASO DE LOS BOSQUES MESÓFILOS DE MONTAÑA

No se conoce ninguna civilización prehispánica que se haya desarrollado exclusivamente en el bosque mesófilo (hecho extraordinario, dada la existencia de civilizaciones prehispánicas en todos los demás ecosistemas de México), aunque se sabe que varias culturas los explotaban. La probable razón de esta situación habría sido, tal vez, la existencia de grandes superficies con otros tipos de vegetación, con terrenos mucho más aptos para el cultivo mediante la agricultura de roza, tumba y quema, que estos ambientes muy húmedos y frescos, propios de pendientes abruptas y propensos a la erosión. Por ello se considera que su explotación en forma intensiva es un fenómeno que se inició después de la conquista (Challenger 1998), y se puede identificar una serie de factores y eventos históricos para ilustrarlo.

Primero, puede suponerse válidamente el desplazamiento de la población indígena hacia tierras marginales durante la Colonia, ya que varios grupos indígenas huyeron de los españoles hacia las montañas en cuanto esto fue posible, aún a principios de la Colonia. Aunado a esto, una vez que la población indígena empezó a recuperarse de la estrepitosa caída provocada por las enfermedades y los horrores de la conquista (Cook y Borah 1980), se empezó a competir con la creciente población de españoles y criollos que ya habían acaparado las mejores tierras para la formación de encomiendas, haciendas, ranchos y plantaciones (Gibson 1967). Así, los indígenas se vieron desplazados y forzados a emigrar hacia tierras marginales en las montañas (Challenger 1998).

Segundo, al parecer otro factor relevante fue la creación de las primeras fincas cafetaleras durante el Porfiriato (Bellingeri y Gil Sánchez 1980). Ya se mencionó que el café es una planta cuyo

hábitat natural es el bosque mesófilo de las montañas del suroeste de Etiopía, por lo que su cultivo en las condiciones naturales del bosque mesófilo, por debajo de los árboles del dosel (una vez removidos los arbustos y árboles bajos del sotobosque), resulta muy eficaz (Nolasco 1985). Así que durante todo el siglo XX, con el auge del mercado internacional del café como fuerza motriz, los bosques mesófilos de todo el país fueron afectados en alguna medida por la siembra del café. Por muchas décadas este cultivo existió en relativa armonía con el bosque, ya que los cafetales tradicionales – sobre todo aquellos manejados por los grupos indígenas – tomaban la forma de sistemas agroforestales, dejando la mayoría de los árboles del dosel en pie, y con ello conservando la mayor parte de la biomasa, los servicios ambientales y aún la biodiversidad de éstos (Williams Linera 1992).

No obstante, con el tiempo estos sistemas rústicos de producción empezaron a intensificarse, primero con la siembra de árboles frutales y leguminosas, reemplazando muchos de los árboles originales del bosque en aras de diversificar la producción y aumentar el rendimiento de los cafetos con el nitrógeno aportado por los leguminosas –casi siempre árboles bajos del género *Inga* (Leguminosae), conocidos como “jinicuiles” (Nolasco 1985). Más recientemente, muchos de los nuevos cafetales, y aún los viejos, han sido plantados solamente con jinicuiles para aumentar la producción del café, a expensas de todos los demás elementos del bosque mesófilo (obs. pers.). Peor aún, desde finales de los años setenta se ha venido fomentando el reemplazo completo de los cafetales bajo sombra, para sembrar los cafetos a sol directo (Villaseñor Luque 1987). Si bien esto aumenta la producción del café, su calidad sufre bastante como consecuencia – y también el bosque mesófilo que, bajo este sistema, asombrosamente pasó de ser un medio indispensable para el cultivo del aromático, a ser un estorbo para su producción (Challenger 1998.).

El tercer factor de deterioro del bosque mesófilo fue indudablemente la Reforma Agraria, que desde 1934 (y desde 1971, en el caso del

noreste de Chiapas) en adelante, fomentó la creación de nuevos ejidos en las zonas de bosque mesófilo del país (Cloud 1988; Challenger 1998). La agricultura de subsistencia de tipo roza, tumba y quema, que habitualmente se practica en estos bosques, desata la deforestación y con ello la erosión del suelo, y la merma de la captura del agua (Challenger 1998). Desafortunadamente, esta situación se ha agravado desde la segunda mitad del siglo XX debido al aumento de la población, que en las áreas rurales más marginadas (que coinciden precisamente con las zonas montañosas en donde se encuentran los bosques mesófilos) aún sigue en tasas mucho más altas que el promedio del país (Semarnap 2000a). Otro factor de agravio ha sido el desmonte a gran escala de las selvas húmedas (y en menor medida, de las selvas bajas y medianas caducifolias y subcaducifolias) de tierras más bajas, fomentado por políticas públicas de colonización del trópico y apoyo a la ganadería extensiva. Al convertir esos ecosistemas en enormes potreros para el ganado, los campesinos que los habitaban fueron desplazados en busca de zonas aún forestadas, para seguir con su tradicional agricultura de roza, tumba y quema. Los bosques mesófilos han sufrido y siguen sufriendo las consecuencias de todo ello (Challenger 2003).

EL CASO DE LOS BOSQUES DE CONÍFERAS Y ENCINOS

Desde los comienzos de las actividades agrícolas y del establecimiento de poblaciones sedentarias en México, los bosques de coníferas y encinos se cuentan entre los ecosistemas más afectados por los asentamientos y por las actividades de producción primaria (agricultura y forestal), debido a la fertilidad de sus suelos, el clima agradable con estaciones marcadas (el frío y la temporada seca ayudan a reducir las plagas y enfermedades), y la buena calidad maderable de sus bosques, entre otros factores. Debido a ello, desde hace mucho tiempo estos ecosistemas han sufrido diversos tipos de transformaciones, lo que ha repercutido en su degradación y eliminación en muy vastas extensiones (Gómez-Pompa 1985;

Rzedowski 1978), pero sobre todo en los fértiles valles intermontanos, que fueron deforestados y convertidos primero en campos de cultivo y aldeas, y que luego crecieron transformándose en ciudades, incluyendo las más grandes del país (Toledo *et al.* 1989).

A pesar de que el origen de la transformación de estos bosques se remonta a tiempos prehispánicos, con la conquista y la llegada a los españoles las presiones directas de población y de uso del suelo se intensificaron – más que en cualquier otro tipo de ecosistema. Esto se debió al hecho de que el desarrollo de la Colonia española en la Nueva España dependió de la introducción de los sistemas de producción agrícola europeos, incluyendo cultivos y tecnologías adaptadas a las condiciones climáticas imperantes en Europa, es decir, el clima templado (Crosby 1986). Por ello, los españoles fundaron sus asentamientos coloniales y sus haciendas de manera preferencial en las zonas templadas de México, lo que implicó una afectación mayor a los bosques de coníferas y encinos, al ser deforestados para el establecimiento de campos de trigo, para la construcción de casas, para el pastoreo de ganado, etcétera (Toledo *et al. op. cit.*).

Otro factor importante en la transformación de estos bosques durante la Colonia fue la minería de la plata. La madera de encino era preferida como combustible para el beneficio de la plata debido a que la mayor densidad de la madera de encino, respecto a la de pino, conlleva una mayor potencia calorífica; por ello los encinos – inclusive bosques enteros – fueron talados con este fin durante los siglos XVI al XIX, eventualmente en detrimento del propio beneficio del mineral, al dejar sin árboles en sus alrededores las principales ciudades mineras del centro del país (Gligo y Morello 1980). Finalmente, la introducción del ganado domesticado del Viejo Mundo fue otro factor importante en la transformación de los bosques de coníferas y encinos. Los indígenas no habían domesticado animales para la producción pecuaria, por lo que esto constituyó un nuevo uso de suelo –y uno que requería de la conversión de muy extensas zonas de bosque en pastizales (Challenger 1998). Además, la manera tradicio-

nal española de promover el renuevo del pasto, mediante la quema, propició incendios forestales que consumieron y aun hoy consumen más de estos ecosistemas (Rzedowski 1978).

Los cultivos y tecnologías que introdujeron los españoles a los bosques de coníferas y encinos siguen en uso –con las modificaciones del avance tecnológico– en el presente. Dado el crecimiento demográfico fenomenal que México experimentó a lo largo del siglo XX, la transformación de estos bosques en zonas de cultivo, áreas urbanas, praderas de pastoreo y explotaciones forestales para satisfacer las necesidades de la población, han impulsado la deforestación de zonas verdaderamente vastas, sobre todo en el centro del país (Rzedowski 1978; Toledo *et al.* 1985, 1989; Gómez-Pompa 1985).

Históricamente, las actividades forestales también han tenido un impacto bastante destructivo en los bosques de coníferas y encinos (Rzedowski 1978). Los troncos rectos, madera blanca y relativamente blanda de los pinos y los abetos (oyameles) siempre ha sido un atractivo debido a su mayor facilidad de aserrío y para su conversión en tablas, postes, etcétera (*ibid.*). Su explotación para su conversión en pulpa de papel es un uso relativamente más reciente, pero que también ha tenido un impacto muy fuerte en los bosques de pino del país. En contraste, los bosques de encino nunca han resultado muy atractivos para las actividades forestales maderables comerciales. Sin embargo, aún son una fuente de leña y de carbón para el uso doméstico y comercial en muchas partes del país, actividades que pueden ser lo suficientemente intensivas como para diezmar bosques enteros.

RELACIONES GENERALES ENTRE BIODIVERSIDAD Y DIVERSIDAD CULTURAL EN LOS ETM DE MÉXICO

BIODIVERSIDAD, PISOS ECOLÓGICOS Y GRUPOS INDÍGENAS

La figura 6 ilustra la distribución de los grupos indígenas de México en relación con los ecosis-

temas principales o zonas ecológicas. El cuadro 3 sintetiza, a grandes rasgos, esta relación y, de los datos presentados, se pueden extraer varias conclusiones.

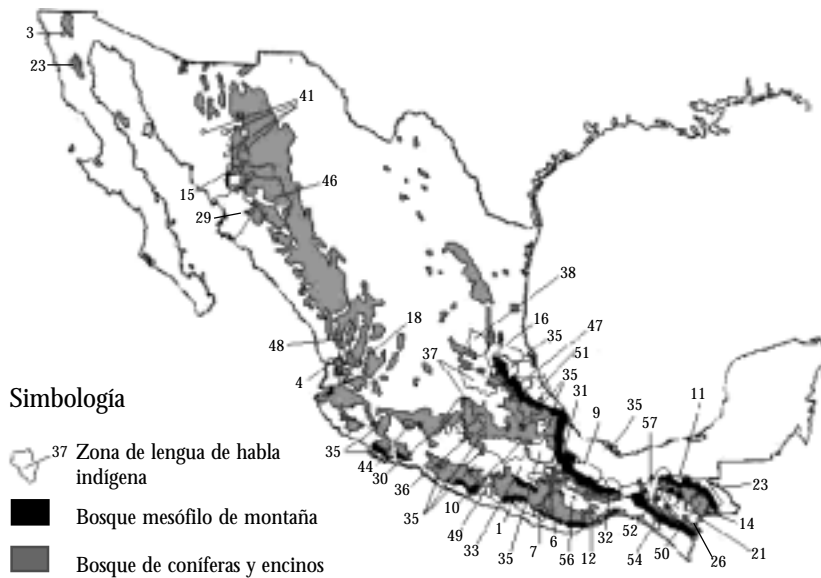
En primer lugar, es evidente que la mayoría de los grupos indígenas tienen acceso a más de una zona ecológica o piso ecológico (40 de los 57 grupos), lo que les optimiza tanto la variedad de los recursos disponibles como la gama de climas, lo que a su vez permite el cultivo de una mayor variedad de plantas que dan una base de subsistencia más segura.

En segundo lugar, más grupos indígenas ocupan la zona ecológica de los bosques de coníferas y encinos, que cualquier otra zona, y la zona de selvas bajas y medianas caducifolias y subcaducifolias es la segunda más importante. Cabe señalar que ambas tienen una estacionalidad marcada, con una temporada seca y/o fría durante la cual la productividad del ecosistema resulta muy baja o nula, lo que reduce la incidencia e impacto de plagas y ma-

lezas, creando así las mejores condiciones para la agricultura. Así, 80% de los grupos indígenas ocupan tierras en una o ambas de estas zonas, lo que señala la importancia de éstas para la agricultura, y no sólo para los grupos indígenas.

La tercera conclusión se deriva de la segunda, y es que las zonas ecológicas más precarias para la agricultura, en cuanto a su productividad potencial, así como las más frágiles por su susceptibilidad a la perturbación ecológica, es decir, la zona uno (selva húmeda), la tres (bosque mesófilo) y la cinco (vegetación de zonas áridas) – son justamente las menos frecuentemente representadas entre las tierras tradicionalmente ocupadas por grupos indígenas. Ya vimos que, al parecer, ninguna civilización prehispánica se originó o se asentó en las zonas de bosque mesófilo, muy probablemente debido a su poca aptitud para la agricultura. Una indicación que podría dar mayor peso a esta teoría es el escaso número de plantas que podrían haber sido domesticadas a partir de especies silvestres

FIGURA 6. RELACIÓN ENTRE DIVERSIDAD CULTURAL Y ECOSISTEMAS TEMPLADOS



Fuente: adaptado de Challenger (1998: 282). Véase el cuadro 3 (páginas siguiente) para la identificación de las lenguas indígenas.

CUADRO 3. CLAVE DE IDENTIFICACIÓN DE LOS GRUPOS INDÍGENAS QUE APARECEN EN LA FIGURA 6

		ZONA ECOLÓGICA*							ZONA ECOLÓGICA*							
NÚM	GRUPO	1	2	3	4	5	NÚM	GRUPO	1	2	3	4	5			
1	Amuzgo		x		x		29	Mayo		x		x				
2	Cakchiquel		x				30	Mazahua		x		x	x			
3	Cochimi				x	x	31	Mazateco	x	x	x	x	x			
4	Cora		x		x		32	Mixe	x		x	x				
5	Cucapá					x	33	Mixteco		x	x	x	x			
6	Cuicateco		x		x		34	Motzintleco	x		x	x				
7	Chatino		x	x	x	x	35	Náhuatl	x	x	x	x	x			
8	Chichimeco jonás					x	36	Ocuíteco				x				
9	Chinanteco		x				37	Otomí				x	x			
10	Chocho		x		x	x	38	Pame			x	x	x			
11	Chol	x		x			39	Pápago					x			
12	Chontal de Oaxaca		x		x		40	Pai pai					x			
13	Chontal de Tabasco	x					41	Pima		x		x	x			
14	Chuj			x	x		42	Popoloca		x			x			
15	Guarijio		x		x		43	Popoloca	x							
16	Huasteco	x	x	x	x		44	Purépecha				x				
17	Huave		x				45	Seri					x			
18	Huichol		x		x		46	Tarahumara		x	x	x				
19	Ixcateco		x			x	47	Tepehua	x		x	x	x			
20	Jacalleco		x				48	Tepehuano		x		x				
21	Kanjobal		x		x		49	Tlapaneco		x		x				
22	Kikapú					x	50	Tojolabal		x	x	x				
23	Kiliwa				x	x	51	Totonaca	x		x					
24	Kumiai					x	52	Triqui		x	x	x				
25	Lacandón	x					53	Tzeltal	x	x	x	x				
26	Man			x	x		54	Tzotzil	x	x	x	x				
27	Matlatzinca		x				55	Yaqui		x			x			
28	Maya	x	x				56	Zapoteco	x	x	x	x				
							57	Zoque	x	x	x	x				
							Frecuencia total de representación					16	34	20	36	22

*Las zonas ecológicas son: 1. Selva húmeda; 2. Selva (sub) caducifolia; 3. Bosque mesófilo; 4. Bosque de coníferas y encinos; 5. Vegetación de zonas áridas y semiáridas.

propias del bosque mesófilo. El aguacate (*Persea americana*) y el frijol ayocote (*Phaseolus coccineus*) tienen parientes silvestres en los bosques mesófilos, pero estas plantas también se encuentran en forma silvestre en otros ambientes templados, como son los bosques de encinos, por lo que no es nada seguro que hayan sido domesticados en ambientes de bosque mesófilo (Challenger 1998).

LA ECONOMÍA CAMPESINA TRADICIONAL, EL USO MÚLTIPLE Y LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Con base en lo anterior, se puede afirmar la gran importancia de la agricultura de subsistencia en la economía de los grupos indígenas del país. Es también evidente la importancia de la diversidad ecológica en sus estrategias de subsistencia en un sentido muy amplio, ya que con mayor diversidad biológica y climática hay más productos (silvestres y cultivados) disponibles para satisfacer las necesidades cotidianas. El uso múltiple que se da a los variados recursos bióticos de los distintos pisos ecológicos es lo que constituye la base misma de la economía campesina tradicional de las comunidades indígenas (Toledo *et al.* 1985, 1989).

Por ello, conservar los recursos bióticos es una faceta integral de la estrategia de aprovechamiento productivo de la economía campesina, sobre todo la de los grupos indígenas ya que, de no ponerla en práctica, socavarían la base misma de su subsistencia. No es, entonces, una mera coincidencia, que la mayoría de las zonas que aún ostentan ecosistemas en buenas condiciones de conservación se relacionan estrechamente con la distribución de las etnias del país (Toledo *et al.* 1985, Challenger 1998, SEMARNAP 2000a).

ESTADO ACTUAL DE CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA DE MÉXICO

UNA TRANSFORMACIÓN QUE SE ACELERA

Ya vimos en una sección anterior que los ecosistemas de bosque mesófilo y, sobre todo, los bosques de coníferas y encinos, han sufrido una serie de trans-

formaciones para adecuarlos a los diferentes fines utilitarios que se les han dado, sobre todo a partir de la conquista española. Sin embargo, no se debe entender por esto que anteriormente a la conquista no hubo transformaciones, ni que las civilizaciones prehispánicas siempre vivieron en plena armonía con la naturaleza sin provocar daños de ningún tipo. Aun así debe reconocerse que, en términos generales, las estrategias de apropiación de los recursos naturales empleadas por esas civilizaciones parecen haber sido bastante menos dañinas, y en términos relativos, positivas para la conservación del entorno biológico (Challenger 1998).

A partir de la Colonia, entonces, los procesos de transformación se aceleraron, y con ello también la pérdida y degradación de los ecosistemas naturales del país. No obstante, ha sido a partir de la segunda mitad del siglo XX cuando estos procesos han alcanzado auge, impulsados por factores diversos como la industrialización del país, el reparto de decenas de millones de hectáreas de “monte” (es decir, los ecosistemas naturales cuyo valor intrínseco no fue adecuadamente percibido por algunos funcionarios) a modo de “Reforma Agraria”, la colonización del trópico húmedo, el fomento a la producción agropecuaria mediante subsidios directos y, por supuesto, el muy dinámico crecimiento demográfico, entre los más importantes (Ortiz Monasterio *et al.* 1987; Toledo *et al.* 1989; Challenger 1998).

La suma de estas transformaciones ha sido muy dañina para el medio ambiente en su conjunto, y hoy algunos ecosistemas y especies están afectados hasta el punto de desaparecer o extinguirse por completo. Los ecosistemas templados no han sido la excepción.

ESTADO ACTUAL DE CONSERVACIÓN DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA

Se mencionó anteriormente que, según se calcula, el bosque mesófilo de montaña habría tenido una cobertura original de alrededor de 1% del territorio nacional antes de la intervención humana (Rzedowski 1978). La mayoría de los autores que se han dado la tarea de estimar las exis-

tencias actuales de este tipo de ecosistema, concuerdan en que se habría perdido ya una parte muy sustancial de la cobertura original, quedando tal vez la mitad en condiciones razonables de conservación (Toledo *et al.* 1989; Challenger 1998, 2001). De ser así, una cifra de alrededor de 800,000 ha podría ser una estimación aceptable de las existencias actuales de bosque mesófilo relativamente bien conservado en el país.

Dado que la cobertura original de estos bosques era tan escasa, y dada su enorme importancia para la conservación de la biodiversidad y de los servicios ambientales, la pérdida de la mitad de sus existencias representa una verdadera crisis de conservación para el país. Debido a ello, diversos autores describan al bosque mesófilo como “un hábitat en peligro de extinción” (Bubb 1991), y uno de los ecosistemas “más amenazados” al nivel global (Hamilton *et al.* 1995).

En el país se informa de la presencia de bosque mesófilo en poco más de 100 localidades distintas (figura 7), distribuido en manchones de tamaño muy variado, desde unas cuantas hectáreas, hasta decenas de miles de hectáreas (Challenger 1998).

Esta información nos permite afirmar que el bosque mesófilo sigue existiendo en casi todas las áreas correspondientes a su distribución natural, aunque en muchas de ellas ha sido reducido a fragmentos muy pequeños o ha sufrido perturbaciones muy profundas, como es el caso, por ejemplo, del antaño muy extenso bosque mesófilo de la región de Xalapa, Veracruz, que hoy en día han sido transformado a otros usos en 90% de su superficie original (Williams-Linera *et al.* 2002). Estos fragmentos reducidos son incapaces de sustentar, a largo plazo, poblaciones viables de muchas especies de flora y fauna, que en el largo plazo se extinguirán en estos sitios. De hecho y aunado a esta situación, la sobreexplotación de ciertas especies mediante la caza inmoderada, las ha llevado ya a la extinción localmente, por lo que muchos de los manchones de bosque mesófilo aún existentes están gravemente defaunados (Challenger 1998). Esta situación, de por sí muy grave, se torna aún más preocupante a la luz de investigaciones recientes que indican la presencia de especies microendémicas de fauna, incluso de mamíferos, hace muy poco desconocidas para la ciencia, que

FIGURA 7. DISTRIBUCIÓN DEL BOSQUE MESÓFILO EN MÉXICO



Fuente: adaptado de Challenger (1998: 448).

sobreviven en manchones relictos de bosque mesófilo (Carleton *et al.* 2002).

Afortunadamente, ya se han decretado en el país varias áreas naturales protegidas (ANP) que incluyen manchones aun bastante extensos de bosque mesófilo. Muchas de estas ANP son Reservas de la Biosfera que en años recientes han sido dotadas con personal, equipo, vigilancia y planes de manejo, que por primera vez apuntan hacia la conservación efectiva de esos ecosistemas y su biodiversidad (Semarnap 2000a). Entre las más importantes para la conservación del bosque mesófilo se encuentran las reservas de la biosfera (RB) El Triunfo y La Sepultura en Chiapas, la RB Sierra de Manantlán en Jalisco, la RB Sierra Gorda en Querétaro, la RB El Cielo en Tamaulipas, y la RB Los Tuxtlas en Veracruz. Entre ellas, protegen entre 100,000 y 200,000 hectáreas de bosque mesófilo. Cabe mencionar, sin embargo, que existen grandes áreas de bosque mesófilo muy bien conservado en la Sierra Norte de Oaxaca, que aún carecen de protección oficial. En muchos casos, las comunidades de indígenas que pueblan estas regiones hacen esfuerzos importantes, por su cuenta, para mantener en buen estado de conservación a estos bosques (WWF 1994).

ESTADO ACTUAL DE CONSERVACIÓN DEL BOSQUE DE CONÍFERAS Y ENCINOS

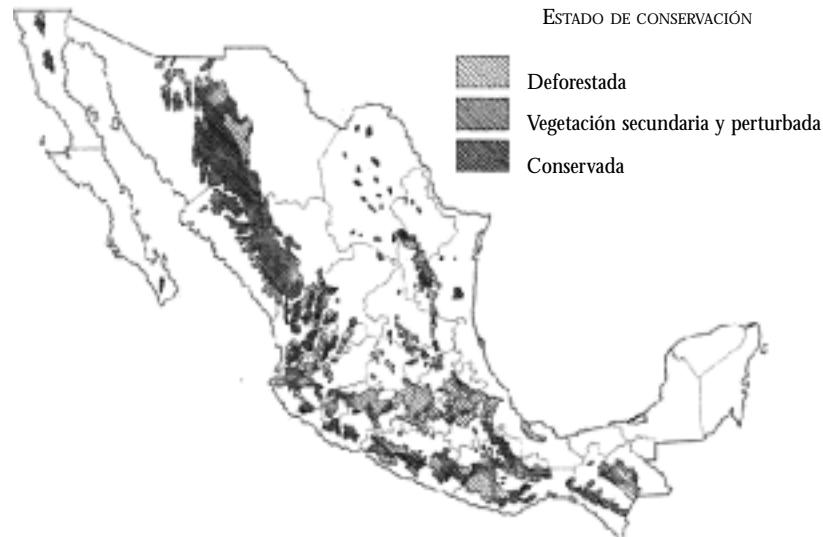
Dado que los ecosistemas de este tipo son los preferidos de los seres humanos para el establecimiento de sus asentamientos y para la siembra de muchos de sus cultivos más importantes, no es sorprendente que muchos autores consideren que son los ecosistemas que más han sido transformados por estos usos y, por lo tanto, están entre los ecosistemas menos conservados en el país. Rzedowski (1978, p. 284), por ejemplo, calcula que entre 50% y 67% de la superficie original de estos bosques ha sido transformada, por lo que, afirma, hoy cubren tan sólo 5% del territorio nacional (habrían cubierto originalmente más de 20%). No obstante, dos investigaciones más recientes (Toledo y Ordóñez 1993, Flores-

Villela y Gerez 1994;) llegan a cifras más alentadoras en cuanto a las existencias de estos bosques, ya que calculan una superficie total equivalente a más o menos 13% del territorio nacional, con lo que habrían perdido alrededor del 35% al 37% de su superficie original (cabe mencionar que estas cifras incluyen la superficie perturbada y de vegetación secundaria, que representa una proporción importante del total, quizás mayor al 50%). La figura 8 ilustra a muy grandes rasgos la distribución original y actual de estos ecosistemas.

Como se puede apreciar de esta figura, es en el centro del país en donde la deforestación y transformación de este tipo de ecosistemas han sido más intensas, lo que no es una sorpresa dada la larga historia de esta región como la más poblada del país, en torno a la antigua capital azteca de Tenochtitlan-Tlaltelolco, y la actual Ciudad de México. Por otra parte, los bosques de coníferas y de encinos mejor conservados se encuentran en la Sierra Madre Occidental que, hoy como siempre, sigue siendo la masa forestal más grande de este tipo de vegetación. Por ello, las entidades federativas con mayores existencias de bosque de coníferas y encinos son, en orden de importancia; Durango, Chihuahua, Jalisco, Michoacán, Guerrero, Oaxaca, Chiapas y el Estado de México (INF 2001).

Desafortunadamente, relativamente poca de la superficie conservada de estos bosques se encuentra adecuadamente protegida. Si bien estos ecosistemas están entre los mejor representados en el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Flores Villela y Gerez 1994; Semarnap 2000b), la mayoría de las ANP en donde se encuentran son parques nacionales decretados en las cercanías de las grandes ciudades, por lo que han sufrido un grado importante de perturbación por la presión de los visitantes, como es el caso del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl y el Parque Nacional El Ajusco, entre otros (Toledo y Ordóñez 1993). Las reservas de la biosfera que contienen bosques de coníferas y encinos son pocas,

FIGURA 8. DISTRIBUCIÓN DEL BOSQUE MESÓFILO EN MÉXICO



Fuente: adaptado de Challenger (1998: 448).

entre las cuales la RB Sierra Gorda en Querétaro probablemente sea la más importante, seguido por la RB La Sepultura, RB Sierra de Manantlán, RB El Triunfo y RB Los Tuxtlas. Sin embargo, dado el hecho de que la gran biodiversidad de estos ecosistemas resulta de su heterogeneidad de una región a otra, es dolorosamente evidente que las ANP actuales no pueden conservar sino una fracción de esta diversidad. Por ello, hacen falta más ANP para proteger estos ecosistemas, sobre todo en la Sierra Madre Occidental.

VALOR INTRÍNSECO Y SERVICIOS AMBIENTALES DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA

PAISAJE, BIODIVERSIDAD, ENDEMISMOS Y MATERIAS PRIMAS

Los ecosistemas templados de montaña de México no sólo son el hábitat natural de un gran número

de especies de flora y fauna interesante y valiosa por su mera existencia: muchas de estas son especies netamente “mexicanas”, en el sentido de haber evolucionado en territorio mexicano y de no encontrarse fuera del país, siendo endémicas a él. Además, un gran número de las especies típicas de estos ecosistemas son la fuente de materias primas y productos naturales de gran importancia económica, como son la madera y celulosa de los pinos y abetos, el carbón de los encinos, las muchas plantas medicinales que se pueden encontrar entre los arbustos y las hierbas del sotobosque, la resina del pino del cual se deriva el aguarrás, las bromelias y orquídeas epifitas que se venden como plantas de ornato, sólo para mencionar algunas (Challenger 1998).

Estos bosques son mucho más que la suma de sus partes: son lugares para la recreación y el descanso; son lugares para la inspiración espiritual y artística; son, ante todo, lugares hermosos cuya contribución a la belleza del paisaje no puede soslayarse.

Cabe subrayar que la presencia de matorales, praderas, ciénegas, lagos, arroyos y otros ecosistemas, hace que las áreas templadas de México tengan aun mayor relevancia; así, tanto por interés propio como por altruismo, vale la pena conservar todos estos ecosistemas templados de montaña. Además, últimamente se ha agregado una razón importante más para su conservación: sus “servicios ambientales”. Fue hace poco tiempo que esta frase se sumó a la jerga de los ecólogos y de los conservacionistas, pero el concepto (y sus implicaciones) cobran cada vez más aceptación y fuerza entre los argumentos para conservar los ecosistemas naturales.

Mientras esta situación augure beneficio para la conservación ecológica, es difícil evadir la paradoja de que en realidad (y por más novedoso que nos parezca el concepto de los servicios ambientales) este no es sino una manera de parafrasear las conclusiones de un ecólogo pionero, quien en realidad las describió claramente hace dos siglos: Alexander von Humboldt. No obstante, tal vez la espera valió la pena si la versión actualizada de las teorías de von Humboldt sobre el papel de los bosques en la captación del agua, la conservación del suelo y de la regulación del clima regional, las puede capturar y presentar de una manera novedosa, sintética y muy entendible en función del sentido común.

En párrafos anteriores hemos introducido el concepto de los servicios ambientales que proporcionan los ecosistemas templados de montaña. Ahora es preciso entender el papel de estos ecosistemas relativo a estos servicios ambientales en su debido contexto.

Todos los ecosistemas proporcionan servicios ecológicos: todos -sin excepción- conservan la biodiversidad y los acervos genéticos y parientes silvestres de especies cultivados; la vasta mayoría (salvo los desiertos áridos) captan agua de lluvia en menor o mayor cantidad; todos conservan el suelo en menor o mayor grado y la mayoría son sumideros de carbono aún cuando no todos son captadores netos de carbono. Sin embargo, para

por lo menos dos de estos servicios ambientales, la captación de agua y la conservación del suelo, los ecosistemas templados de montaña son los más importantes por su contribución relativa (Challenger 2003; CIDE 2003). Esto se debe, principalmente, a su ubicación geográfica en las zonas montañosas. Las sierras y serranías del país son las áreas que mayor precipitación anual reciben, por lo que los ecosistemas templados situados en estas zonas son los que mayor cantidad captan – más la aportación recibida mediante la captación del agua de la “precipitación horizontal” (nubes y neblinas) que sólo el bosque mesófilo de montaña puede efectuar (Challenger 1998, 2001). La cobertura de vegetación de estos bosques, así como el suelo que protege, permiten la lenta infiltración del agua, que a su vez alimenta los ríos, lagos y lagunas del país, permitiendo con ello su aprovechamiento para usos humanos (SEMARNAP 2000a).

Por otra parte, sin la cobertura boscosa el agua no sólo se dejaría de captar debido a su rápido escurrimiento y se incrementaría el riesgo de inundaciones, sino que se llevaría con ella grandes cantidades de suelo de las escarpadas laderas de las montañas, que quedaría expuesto a la fuerza erosiva de los aguaceros y terminaría enturbiando los ríos, y llenando las presas y lagos de sedimento. Es, sobre todo, en este sentido que los ecosistemas templados son los más importantes prestadores de estos servicios ambientales; si bien la selva húmeda también recibe grandes cantidades de lluvia durante todo el año, al ubicarse en general en las planicies y laderas bajas, el riesgo de la erosión del suelo allí resulta mucho menor.

MITOS Y REALIDADES DEL LLAMADO “DESARROLLO SUSTENTABLE”

DE LA TEORÍA A LA PRÁCTICA

Al principio del capítulo vimos que el desarrollo sustentable se define como “aquel que puede satisfacer las necesidades de la generación actual, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras

de satisfacer sus propias necesidades» (WCED 1987). Pero ¿cómo podemos empezar a traducir este ideal al mundo real y, en particular, para el caso de los ecosistemas templados de montaña?

Una de las lecciones más importantes que todos debemos aprender de la crisis ambiental que actualmente atraviesa nuestro mundo, es que la economía global es, en realidad, sólo un subconjunto de la ecología planetaria, y no viceversa como se ha concebido tradicionalmente bajo el esquema del desarrollo industrial tradicional: Cada ecosistema y, por extensión, la biosfera planetaria, funciona y se mantiene estable mediante procesos de muerte y renovación continua de la biota, y mediante el reciclaje continuo de nutrientes, gases, agua y minerales. Estos procesos requieren cierto tiempo para realizarse (generalmente, en función del clima prevaleciente), y por lo tanto, la productividad de cada ecosistema (y de la biosfera planetaria), en cuanto al crecimiento de árboles (o peces, cactáceas o lo que fuese), la producción de suelo, la renovación de la biota en su conjunto, la absorción de bióxido de carbono en los tejidos leñosos, y otros aspectos, es más o menos fija.

Para nosotros, esto quiere decir que si una nación o una región, o bien, una empresa de producción primaria de cualquier tipo (sea ejido, rancho ganadero, empresa forestal o cooperativa pesquera), extrae cualquier producto de su entorno natural a una tasa más alta que la de su reemplazo natural (sean peces, árboles, agua de los ríos o componentes minerales de los suelos arables mediante cosechas de cultivos en exceso), realizaría una producción insustentable a largo plazo, y acabaría con el recurso que está explotando. Ya vimos que en México, como en todo el mundo, esta es una realidad que estamos viviendo a diario, al agotarse los recursos forestales, la fertilidad del suelo, los animales de caza, al secarse los ríos y desaparecerse los bosques y las selvas. En cuanto a los recursos naturales no renovables (minerales, combustibles fósiles, etc.), debemos fomentar el reciclaje de aquellos susceptibles a ello, y reducir nuestra dependencia en aquellos cuyo aprovechamiento los consume de manera irreversible –fre-

cuentemente creando subproductos contaminantes, como son los gases con efecto de invernadero.

Es evidente que el desarrollo sustentable exige cambios fundamentales en las relaciones económicas que subyacen el desarrollo industrial tradicional. En el comercio, es imperativo no exportar ni importar la “insustentabilidad”, es decir, bienes producidos en otros países mediante el aprovechamiento no sustentable de recursos naturales y humanos. En este sentido, toda nación debe preocuparse por pagar salarios dignos, que posibiliten a los trabajadores un nivel de vida adecuado, sin la necesidad de recurrir a pautas de consumo o de producción que no sean ecológicamente sustentables. En cuanto a las pautas de consumo, se requiere un renovado énfasis en la suficiencia, en reparar y reutilizar, para terminar con el “consumismo” vacío y derrochador de los recursos naturales (Challenger 1998).

Para México, el desarrollo sustentable implica dos cosas fundamentales. Por un lado, mejorar los niveles de vida de la población mediante el desarrollo económico y social, y por el otro, asegurar que las pautas de producción y consumo no rebasen las capacidades de carga de los ecosistemas que proveen los espacios y las materias primas que posibilitan este desarrollo. Sin embargo, cabe enfatizar que en un país como México la *falta* de desarrollo, en términos de servicios básicos y oportunidades para el empleo digno y bien remunerado, sobre todo en el campo, es una de las fuerzas motrices que subyace al deterioro de los recursos naturales (Challenger 2003). Así, la deforestación, las invasiones de ANP y de cauces de ríos, la tala clandestina, la caza furtiva, el cultivo en pendientes pronunciadas, etc., todos son síntomas de la pobreza rural, y todos conducen a la degradación ecológica, que a su vez reduce la productividad de los ecosistemas, lo que agrava aún más la pobreza. Es un círculo vicioso que sólo puede romperse mediante la provisión de crédito rural, infraestructura y servicios básicos, y oportunidades diversas de empleo.

Los recursos naturales del país son la base de la economía, ya que proveen las materias primas para transformar en bienes y servicios. El conservar estos recursos mediante su aprovechamiento sustentable es, entonces, un asunto de seguridad y soberanía nacional. Por ello, su gestión no puede dejarse al azar político, ni debe sufrir grandes cambios en énfasis o aplicación, por lo que se requiere una política de Estado de desarrollo sustentable.

Una política de Estado de desarrollo sustentable debería ejercer una influencia orientadora sobre aquellos sectores del gobierno involucrados directamente en el aprovechamiento y transformación de los espacios y recursos naturales, basado en una estrategia congruente, integradora y normada, en el marco de una Agenda 21 nacional (aún por desarrollarse) y el ordenamiento ecológico, para asegurar un desarrollo que no degrada los recursos naturales. Sin embargo, existen divergencias en la manera de gestionar y reglamentar el aprovechamiento de recursos naturales similares, entre órdenes e instancias de gobierno distintas, una situación no apta para lograr el desarrollo sustentable. Por lo tanto, una vez identificadas las prácticas, técnicas y métodos más acordes con los principios del aprovechamiento sustentable, es indispensable homologar, en lo posible, las provisiones legales que reglamentan el uso de los recursos naturales.

Entre muchos aspectos puntuales que habrán de cumplirse, para que México pueda orientar mejor su desarrollo hacia uno que sea más sustentable, están las siguientes:

- Implementar la Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de la CONABIO.
- Aumentar la reforestación y la restauración ecológica.
- Ampliar el uso de la figura jurídica de “zona de restauración ecológica” (LGEEPA).
- Concretar la gestión de los recursos naturales en cuencas hidrológico-forestales.
- Impulsar el aprovechamiento forestal sustentable y su certificación.
- Reconocer el valor de los agroecosistemas tradicionales en la conservación de la biodiversidad y de los servicios ambientales, y establecer mecanismos para pagarlo.
- Impulsar el ecoturismo y el turismo sustentable.
- Ordenar las pesquerías del país y garantizar una pesca responsable.
- Gestionar adecuadamente los residuos sólidos, enfatizando el reciclaje y el reuso.
- Reducir la intensidad del uso de los materiales.
- Impulsar el uso de fuentes renovables de energía.
- Mayor coerción para la reducción de la contaminación industrial.

Con todo ello, entre otros aspectos, es posible avanzar hacia una sociedad y una economía más sustentables. Aún así, el ideal del desarrollo sustentable debe de entenderse como tal y no como una técnica: hay que tenerla en mente siempre y trabajar hacia lograrla, aunque esto va a requerir décadas, más que sexenios. Como la de otros ecosistemas en México, la conservación de los que existen en áreas templadas de montaña requiere considerar estos aspectos.

RETOS PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO.

EL BOSQUE MESÓFILO

Hemos visto que el bosque mesófilo de montaña es el ecosistema que mayor biodiversidad alberga relativo al espacio que ocupa: 10% de la flora nacional en sólo 0.5% del territorio nacional, por no mencionar los cientos de especies de vertebrados y miles de especies de invertebrados que también encuentran su hábitat preferente o exclusivo en estos bosques (Rzedowski 1993; Flores-Villela y Gerez 1994; Challenger 1998, Carleton *et al.* 2002).

Más allá de la cuenta numérica de su biodiversidad, se debe enfatizar la importancia de estos bosques para la conservación de las espe-

cies endémicas al país, tanto de plantas como de animales, hongos y microorganismos diversos: la histórica contracción de la distribución original de estos ecosistemas para encontrarse en su distribución actual, en archipiélagos de islas ecológicas esparcidas sobre las zonas montañosas del país, indujo la evolución vicariante de muchos taxa, que ha conducido a la especiación *in situ*, con ello, ha producido una aportación muy importante al conjunto de especies endémicas a México (Challenger 1998, Carleton *et al.* 2002). Desafortunadamente, el escaso interés que los biólogos y ecólogos prestaron a estos ecosistemas hasta hace 20 años o menos, ha repercutido en una deficiencia de estudios científicos sobre ellos, y en consecuencia en una probable subestimación importante del número de especies endémicas de flora y fauna que pueden contener.

Lo peor es que, dado el actual ritmo veloz de la destrucción y transformación de estos bosques, es probable que muchas de estas especies lleguen a extinguirse aún antes de que las hayamos descubierto. Una señal de que esta hipótesis bien podría ser cierta, son las cifras oficiales en torno a la lista de las especies mexicanas en riesgo, según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994. De acuerdo con un análisis efectuado por la Conabio (2002), los bosques mesófilos son los ecosistemas con el mayor número de especies amenazadas, raras, en peligro de extinción o sujetas a protección especial – más aún que las selvas altas perennifolias. Así que en total, los bosques mesófilos son el hábitat para 415 de las especies mencionadas en esta Norma (103 de ellas son plantas con flores y 131 son anfibios y reptiles), comparado con 381 especies que se encuentran en la selva alta perennifolia (el segundo ecosistema en cuanto al número de especies en la NOM-059).

Por añadidura, hemos esbozado la gran importancia de los bosques mesófilos en cuanto a los servicios ambientales que brindan; probablemente son los ecosistemas más importantes de México para la captación de agua, tanto por la alta precipitación típica de las zonas de bosque mesófilo, como por las aportaciones adicionales derivadas de la precipitación horizontal, proceso

que ningún otro ecosistema puede igualar (lo cual un bosque mesófilo secundario no puede hacer, con la misma eficacia que un bosque primario) (Challenger 2001, 2003).

En este sentido, la importancia de los bosques mesófilos para la economía y para satisfacer las necesidades de agua de la población, así como para la conservación de una parte importante de la biodiversidad, contrapuesta a los procesos actuales de transformación y destrucción de este ecosistema, debe conducir a una política que coloque al bosque mesófilo de montaña como la prioridad número uno para su conservación, protección y eventual restauración ecológica.

Una política de esta naturaleza requiere urgencia de actuación, y requiere de una gama de herramientas para su cumplimiento. Uno de las más importantes debe ser – y de hecho, está a punto de implementarse en una escala limitada – el pago del servicio ambiental de captura de agua, para así estimular la conservación de estos bosques por parte de los poseedores de las tierras forestales en donde se encuentran, para evitar la necesidad de transformarlos a otros usos por razones de necesidad económica.

EL BOSQUE DE CONÍFERAS Y ENCINOS

Al igual que el bosque mesófilo, hemos visto que los bosques de coníferas y encinos también albergan una biodiversidad asombrosa. A diferencia de los bosques mesófilos, sin embargo, la diversidad biológica de los bosques de coníferas y encinos no está distribuida en altas concentraciones dentro de pequeños espacios, sino al contrario, es la suma de muchas diferencias regionales en la composición de especies de flora y fauna (incluyendo muchas especies endémicas y de distribución restringida) en una superficie bastante grande, y que una vez ocupó más de la quinta parte del territorio nacional.

Por otra parte, al considerar las especies enlistadas en la NOM-059-ECOL-2001, no vienen inmediatamente a la mente las especies de los bosques de coníferas y encinos, sino de las selvas húmedas, el bosque mesófilo y los desiertos. De hecho, si bien hay muchas especies de estos bosques que sí se en-

cuentran en esta NOM (como son el oso negro, el águila real y el lobo gris, entre otras), el número no se compara con aquellas cuyo hábitat es la selva tropical húmeda o el bosque mesófilo.

En el rubro de los servicios ambientales, hemos visto que estos bosques son de muy alta importancia, sobre todo por el agua que captan y por los suelos que conservan -y por ende, por sus servicios al evitar la sedimentación de los cuerpos de agua y al atenuar desastres naturales.

Entre las amenazas más importantes que enfrentan estos bosques, está su conversión en tierras agropecuarias, un proceso que desde hace milenios se realiza, pero que prosigue hoy a un ritmo mucho más veloz; el aprovechamiento forestal irracional y no sustentable; y los incendios forestales, cercanamente relacionados con las actividades agropecuarias, pero que consumen anualmente una superficie de bosques mayor a aquella convertida directamente a esos usos (SEMARNAP 2000, p.89).

Los retos inmediatos para la conservación de estos ecosistemas deben afrontarse con base en una estrategia de doble aspecto: por un lado, hacer un esfuerzo para asegurar que el aprovechamiento forestal se lleva a cabo de forma sustentable. Dada la enorme carencia de información básica sobre los ciclos de vida de la mayoría de las especies forestales maderables y no maderables de estos ecosistemas – y mucho más en el caso de las especies no forestales – el estímulo a la investigación, docencia y capacitación en estos rubros es muy importante. Así mismo, la implementación de la NOM-083, que regula el uso del fuego en las tareas agropecuarias en zonas boscosas debe cumplirse cabalmente para evitar las pérdidas anuales de bosques debido a incendios forestales – ya que la vasta mayoría son accidentes evitables provocados por descuidos.

Por otra parte, la representación de los bosques de coníferas y encinos en el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas debe aumentarse sustancialmente. Para ello, se requiere el decreto de nuevas ANP, sobre todo de tipo reserva de la biosfera, ya que son las que mayor éxito han tenido a nivel nacional en cuanto al logro de

sus objetivos. La vastedad de la Sierra Madre Occidental podría dar cabida a por lo menos dos o tres ANP de este tipo. Por otra parte, la Sierra Madre del Sur, tanto en su porción guerrerense como en su porción oaxaqueña, carece por completo de esfuerzos importantes de conservación basados en ANP, y así también la Sierra Norte de Oaxaca, aunque, como se mencionó antes, los indígenas de la zona son excelentes custodios de sus recursos naturales. No obstante, la creación de reservas en estas regiones podría, potencialmente, contribuir mucho a una cobertura más completa y representativa de los bosques de coníferas y encinos en el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP), aunque requeriría esfuerzos mayores de conciliación, dados los muchos conflictos sociales en dichas zonas.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcérreca Aguirre, C., J. J. Consejo, O. Flores, D. Gutierrez, E. Hentschel, M. Herzig, R. Pérez-Gil, J. M. Reyes y V. Sánchez-Cordero 1988. *Fauna silvestre y áreas naturales protegidas*. Colección Medio Ambiente núm. 7, Fundación Universo Veintiuno, México.
- Bellingeri, M. e I. Gil Sánchez 1980. Las estructuras agrarias bajo el Porfiriato. Pp. 315-337 en *México en el siglo XIX, 1821-1910: historia económica de la estructura social* (C. Cardoso, ed.). Nueva Imagen, México.
- Blue Planet Biomes 2003. Sitios web: www.blueplanetbiomes.org/world_biomes.htm y <http://www.blueplanetbiomes.org/climate.htm>.
- Bubb, P. 1991. *The current situation of the cloud forest in northern Chiapas, Mexico*. Informe no publicado para Ecosfera, Pronatura y The Flora and Fauna Preservation Society.
- Carleton, M. D., Ó. Sánchez y G. Urbano Vidales. 2002. A new species of *Habromys* (Muroidea: Neotominae) from México, with generic review of species definitions and remarks on diversity patterns among Mesoamerican small mammals restricted to humid montane forests. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 115(3): 488-533.

- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre S.C., México.
- 2001. El bosque mesófilo de montaña y su importancia. Pp. 20-26 en *Taller sobre conservación y uso sustentable del bosque mesófilo de montaña en el centro de Veracruz, 9 y 10 de marzo de 2000: Memorias*. Instituto de Ecología, A.C. y Subsecretaría de Medio Ambiente del Gobierno Estatal de Veracruz, Xalapa.
- 2003. La situación actual del medio ambiente en Veracruz: los servicios ambientales y la conservación ecológica. *Memorias del Primer Simposio-Taller Internacional sobre Servicios Ambientales en el estado de Veracruz, del 11 al 14 de mayo de 2003*. Consejo Estatal de Protección al Ambiente del Gobierno del Estdo de Veracruz, Instituto de Ecología S.A. y Comisión Nacional Forestal, Huatusco, Veracruz.
- Cloud, J. 1988. Cloud forest, quetzals and coffee. *Animal Kingdom*.91(4): 32-35.
- CONABIO 2002. Cifras no publicadas sobre la distribución por ecosistema de las especies enlistadas en la NOM-059-ECOL-1994. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México.
- Cook, S. F. y W. Borah 1980. *Ensayos sobre la historia de la población, 3: México y California*. Siglo XXI, México.
- Crosby, A. W. 1986. *Ecological imperialism: The biological expansion of Europe, 900-1900*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Daniel, T. F. 1993. Mexican Acanthaceae: Diversity and distribution. Pp. 541-558 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Nueva York.
- Dickens, C. 1980. *Hard Times*. Penguin, Londres.
- Flores Villela, O. y P. Gerez 1994. *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- García, E. 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación climática Koeppen*. Segunda edición, Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Gentry, A. H. 1982. Neotropical floristic diversity: Phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69(3): 557-593.
- Gibson, C. 1967. *Los aztecas bajo el dominio español, 1519-1810*. Siglo XXI, México.
- Gligo, N. y L. Morello 1980. Notas sobre la historia ecológica de América Latina. Pp. 129-157 en *Estilos de desarrollo y medio ambiente en América Latina*. (Sunkel, O. y N. Gligo, eds.). Fondo de Cultura Económica, México.
- Gómez-Pompa, A. 1985. *Los recursos bióticos de México (Reflexiones)*. Inireb y Alhambra mexicana, México.
- Graham, A. 1993. Historical factors and biological biodiversity in Mexico. Pp. 109-127 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Nueva York.
- Green, B. H. 1996. *Countryside Conservation: Ecology, Planning and Management*. Routledge, Londres.
- Halfiter, G. 1992. Áreas naturales protegidas de México: una perspectiva. Pp. 269-281 en *México ante los retos de la biodiversidad* (Sarukhán, J. y R. Dirzo, comps.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Hamilton, L. S., J. L. Juvik y F. N. Scatena 1995. The Puerto Rico tropical montane cloud forest symposium: Introduction and workshop synthesis. Pp. 1-23 en *Tropical montane cloud forests* (L. S. Hamilton, J. L. Juvik y F. N. Scatena, eds.). Serie: ecological studies núm. 110, Springer Verlag, Nueva York.
- ICNSDI 1980. *North-South: A Program for Survival*. Independent Commission on North – South Development Issues. MIT Press, Massachusetts.
- INE 2003. *Manual de prácticas, criterios e indicadores para el Programa por servicios ambientales*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, México (documento no publicado).
- INF 2001. Cartografía de recursos forestales y uso del suelo. *Inventario Nacional Forestal 2000 (cifras*

- preliminares*). Subsecretaría de Gestión Ambiental, SEMARNAT.
- IUCN, UNEP y WWF 1980. World Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales, Gland, Suiza.
- Köppen, W. 1948. *Climatología*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Lavin, M. y M. Luckow 1993. Origins and relationships of tropical North America in the context of the Boreotropics hypothesis. *American Journal of Botany* 80: 1-14.
- Martin, P. S. y B. E. Harrell 1957. The Pleistocene history of temperate biotas in Mexico and Eastern United States. *Ecology* 38(3): 472-480.
- Miranda, F. 1959. Posible significación del porcentaje de géneros bicontinentales en América tropical. *Anales del Instituto de Biología* 30: 117-150.
- Mosely, S. 2001. *The Chimney of the World: A History of Smoke Pollution in Victorian and Edwardian Manchester*. White Horse Press, Cambridge.
- Nixon, K. C. 1993. The genus *Quercus* in Mexico. Pp. 447-458 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Nueva York.
- Nolasco, M. 1985. *Café y sociedad en México*. Centro de Ecodesarrollo, México.
- Ortiz Monasterio, F., J. Fernández Tijero, A. Castillo, J. Ortiz Monasterio y A. Bulle. 1987. *Tierra Profanada: historia ambiental de México*. Colección Divulgación. Serie; historia. Instituto Nacional de Historia e Antropología y Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, México.
- Porter, D. H. 1998. *The Thames Embankment: Environment, Technology, and Society in Victorian London*. University of Akron Press, Akron, Ohio.
- Radford University 1996. *Biogeography Introduction to Biomes*. Sitios web: <http://www.runet.edu/~swoodwar/CLASSES/GEOG235/biogeog.html> y <http://www.runet.edu/~swoodwar/CLASSES/GEOG235/biomes/intro.html>
- Ramamoorthy, T. P. y M. Elliott 1993. Mexican Lamiaceae: Diversity, distribution, endemism and evolution. Pp. 513-539 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Nueva York.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.
- 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* 14: 3-21.
- 1993. Diversity and origins of the fanerogamic flora of Mexico. Pp. 139-144 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Nueva York.
- 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana* 35: 25-44.
- SEMARNAP 2000a. *La gestión ambiental en México*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.
- 2000b. *Balance del Programa de Áreas Naturales Protegidas 1995-2000*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.
- Sousa, M. y A. Delgado 1993. Mexican Leguminosae: Phytogeography, endemism and origins. Pp. 459-511 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Nueva York.
- Strahler, A. N. y A. H. Strahler. 1984. *Elements of physical geography*. Wiley and sons., Londres.
- Styler, B. T. 1993. Genus *Pinus*. A Mexican purview. Pp. 394-420 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Nueva York.
- Tamayo, J. L. 1990. *Geografía moderna de México*. Trillas, México.
- Toledo, V. M., J. Carabias, C. Mapes y C. Toledo 1985. *Ecología y autosuficiencia alimentaria*. Siglo XXI, México.
- Toledo, V. M., J. Carabias, C. Toledo y C. González Pacheco 1989. *La producción rural en México: alternativas ecológicas*. Colección Medio Ambiente, núm. 6. Fundación Universo Veintuno, México.
- Toledo, V. M. y Ma. de J. Ordoñez 1993. The biodiversity scenario of Mexico: A review of

- terrestrial habitats. Pp. 757-777 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Nueva York.
- Turner, B. L. y G. M. Nesom 1993. Biogeography, diversity and endangered or threatened status of Mexican Asteraceae. Pp. 559-575 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Nueva York.
- UNEP/WCMC 2000. *Global distribution of original and remaining forests*. Programa del Medio Ambiente de las Naciones Unidas, World Conservation Monitoring Centre sitio web: www.unep-wcmc.org/forest/original.htm
- UNESCO 2003a. *Frequently asked questions on Biosphere Reserves*. UNESCO – MAB sitio web: www.unesco.org/mab/nutshell.htm
- 2003b. *World Network of Biosphere Reserves*. UNESCO–MAB sitio web: www.unesco.org/mab/brlist.htm
- Villaseñor Luque, A. 1987. *Caficultura moderna en México*. Agrocomunicación Saenz, Colín y Asociados, Chapingo.
- WCED 1987. *Our common future*. World Commission on Environment and Development, Oxford University Press, Oxford.
- Wendt, T. 1993. Composition, floristic affinities and origins of the canopy tree flora of the Mexican Atlantic slope rainforests. Pp. 595-680 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, Nueva York.
- Williams-Linera, G. 1992. El bosque de montaña: un ecosistema muy frágil. Pp. 51-58 en *Los recursos vegetales*. (Castillo-Campos, G. y Ma. T. Mejía-Saulé, eds.). Serie: Problemática ambiental en el estado de Veracruz. Instituto de Ecología, Xalapa.
- Williams-Linera, G., R. H. Manson y E. Isunza Vera 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8(1): 73-89.
- WWF 1994. *People-centred forest conservation and development in Oaxaca*. World Wide Fund for Nature, Godalming, Surrey.
- Yellowstone Net 2002a. *Yellowstone National Park*. Sitio web de Yellowstone Net: www.yellowstone.net/
- 2002b. *Yellowstone National Park History*. Sitio web de Yellowstone Net: www.yellowstone.net/history.htm.

DESARROLLO DE LA LEGISLACIÓN AMBIENTAL EN MÉXICO

José Manuel Vargas Hernández

Director jurídico del Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Periférico sur 5000
Col. Insurgentes Cuicuilco, Del. Coyoacán, México 04530, D. F.
Correo-e: jmvargas@ine.gob.mx

Desde hace pocas décadas la humanidad ha observado el nacimiento y el desarrollo de una nueva disciplina jurídica, como resultado de la reacción humana y social a la problemática ambiental, disciplina a la que se le ha denominado Derecho Ambiental, Derecho del Ambiente, Derecho Ecológico y Derecho del Entorno, que son las voces más comunes para nombrar al ordenamiento jurídico ambiental.¹ Concepto, por demás relativamente nuevo y muy poco explorado por los juristas, dado el poco interés concedido a esta materia hasta hace poco, el objeto del Derecho Ambiental es regular las conductas humanas y fenómenos para perpetuar la vida y asegurar la continuidad de los procesos naturales.² Considero que esta joven rama del derecho en México no tarda en alcanzar su autonomía plena, si tomamos en cuenta que constituye la expresión jurídico-formal moderna de un hecho tan antiguo como la propia aparición del hombre sobre la tierra, *i.e.*, las relaciones hombre-sociedad-naturaleza, en las que no es posible concebir una existencia humana al margen de la naturaleza, o en eterno conflicto con ella.

Asimismo los problemas surgen con motivo de las actividades humanas, que se caracterizan, las más de las veces, por decisiones intelectivas que se ubican al margen del orden natural, siendo éste un atributo de los ecosistemas que es posible alterar. Es necesario orientar las conductas individuales y sociales para evitar, en lo posible, las perturbaciones al medio ambiente que van en contra de la lógica ecológica-natural. Don Andrés Molina

Enríquez³, autor de *Los grandes problemas nacionales*, señalaba en 1909 como problemas de la nación mexicana los siguientes: la propiedad, el crédito territorial, la irrigación, la población y el problema político. Así, los problemas de tipo ambiental reciben un tratamiento científico de parte del autor, sobre todo en el tercer problema, la irrigación, donde comienza a describir la naturaleza de la vida vegetal. La protección del ambiente ha sido precisada como el conjunto de medidas de toda índole para la preservación de los bienes ambientales, o en su caso, el restablecimiento del orden ecológico violado a consecuencia de una agresión al mismo.⁴

Para situar al Derecho ecológico dentro de las diversas ramas del derecho recordemos la división clásica de derecho público y privado. En la actualidad el Derecho Ecológico “cae sustancialmente dentro del Derecho Administrativo” que al mismo tiempo es una rama del Derecho Público⁵. Este Derecho Ecológico, integrado por un conjunto de disposiciones de distinto rango y eficacia, constituyen una nueva rama jurídica que ha tenido un significado muy especial: la consagración de las normas jurídicas, reglas e instituciones para la conservación del medio natural y el establecimiento de nuevas relaciones sociedad-naturaleza. Ramón Martín Mateo⁶ sintetiza estas conceptualizaciones del Derecho Ambiental y afirma que es aquél que «incide sobre conductas individuales y sociales para prevenir y remediar las perturbaciones que alteran el equilibrio».

Dentro de la división clásica entre Derecho Público y Derecho Privado⁷, puede afirmarse que el Derecho Ambiental se ubica en el primero, aunque pueden converger disposiciones de otra naturaleza en razón de su propio objetivo. Así, la legislación privada no queda excluida tanto en lo que hace a relaciones de vecindad de suma trascendencia en la materia, como a la posible reclamación de compensaciones y reparaciones en caso de daños producidos al entorno.⁸

Dentro de este contexto, los componentes principales de la gestión ambiental son: la política, el derecho y la administración ambiental. En consecuencia no sólo comprenden acciones materiales para la preservación y restauración del equilibrio ecológico y la protección al ambiente, sino también una adecuada planeación, regulación y organización de toda la materia ambiental, esto es, la gestión ambiental supone un conjunto de actos normativos y materiales que buscan una ordenación del ambiente, que van desde la formulación de la política ambiental hasta la realización de acciones materiales que garanticen el propósito general.

En cuanto a la política internacional es conveniente destacar la congruencia que México ha observado con los principios del Derecho Internacional y los compromisos adquiridos en materia ambiental, siempre dentro de un marco de respeto a la soberanía nacional y en beneficio de los recursos naturales y del medio ambiente. La trascendencia de los asuntos ambientales al ámbito internacional ha motivado que también desde éste ángulo se pretenda conceptualizar al Derecho Ambiental. En este sentido, se le designa como: «El conjunto de normas internacionales que regulan solamente un aspecto de los problemas humanos con el medio ambiente, que es el aspecto de la contaminación en las diferentes zonas o áreas de espacio con las que el ser humano tiene contacto o en las que tiene interés actual o potencial».⁹

Este artículo está dirigido, en una fase inicial, hacia las bases constitucionales de la legislación ambiental y ecológica; posteriormente se realizará una síntesis sobre la misma

normatividad, manifiesto que los conceptos vertidos en el presente trabajo quedan bajo mi responsabilidad.

CONSIDERACIONES GENERALES

Es bien sabido que el gobierno mexicano se estructura sobre la base de los principios de una República representativa y federal, compuesta por tres niveles de gobierno que son: el federal, el local o estatal y el básico, correspondiente a los municipios. Esto resulta fundamental para precisar cómo se distribuyen las competencias en materia ambiental, conforme a la legislación mexicana.

Fue a principios de 1968 que Suecia propuso una Conferencia sobre el Medio Humano ante el Consejo Económico y Social; con apoyo de este Consejo la Asamblea General, dictó el 3 de diciembre de 1968, su primera resolución sobre Problemas de Medio Humano.¹⁰ La preocupación de la comunidad internacional por la degradación del medio ambiente, se reflejó en las propias Naciones Unidas que acogieron las respuestas internacionales a los problemas de medio ambiente y tras las Conferencias de París de 1968, Londres de 1970, y las reuniones de Nueva York, Praga y Ginebra en 1971, tuvo lugar la Conferencia de Estocolmo en 1972.¹¹ Como consecuencia de esta conferencia se crearon organizaciones especializadas, con lo que se institucionalizó el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) con sede en Nairobi, Kenya, y se estableció el Día Mundial del Medio Ambiente. Las Naciones Unidas han creado también, conectados con el PNUMA un Centro Internacional de Formación de Ciencias Ambientales (CIFCA) para los países de habla hispana. En la Cumbre de Río de Janeiro (1992), se aprobó la agenda 21, la cual aboga por conducir cambios en el desarrollo de las actividades económicas, la correspondiente declaración de Río, las Previsiones sobre los bosques, y los Convenios relativos al cambio climático y la biodiversidad.¹²

En nuestro país la experiencia ambiental se remonta al 23 de marzo de 1971, cuando se promulgó la Ley Federal para Prevenir y Controlar la

Contaminación Ambiental.¹³ En este primer momento, en enero de 1971, se reformó la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en el artículo 73 fracción XVI 4a, que se otorga al Consejo de Salubridad General las facultades necesarias para dictar las medidas para prevenir y combatir la contaminación ambiental.¹⁴

Con fundamento en las disposiciones de dicho ordenamiento se derivaron diversos reglamentos, los que culminaron con el Programa Integral de Saneamiento Ambiental, de mayo de 1980, estudiándose además las funciones de los tres órganos que tuvieron como misión específica la protección del ambiente: el Consejo de Salubridad; la Comisión Intersecretarial de Saneamiento Ambiental y la Subsecretaría de Mejoramiento del Ambiente dependiente de la Secretaría de Salubridad y Asistencia.

Posteriormente se publicó, en el *Diario Oficial de la Federación* del 11 de enero de 1982, la Ley Federal de Protección al Ambiente, que profundizó en más aspectos ambientales que la ley que le antecede, ampliando sus horizontes y específicamente dándole toda la fuerza punitiva de una regulación que permitió prevalecer el interés público y social en la procuración de un ambiente limpio y sano.

El fundamento Constitucional de las normas secundarias que regulan la conducta humana y social frente a los recursos naturales y los ecosistemas, se encuentran en los Artículos 25 sexto párrafo, 26, 27 tercer párrafo, 73 fracción XVI 4ª y fracción XXIX-G, así como el 115 y 124, que se relacionan con la competencia de los Gobiernos de los Estados y Municipios, y su participación en la temática ambiental.

En el Artículo 25 párrafo sexto Constitucional se establece el postulado del cuidado del medio ambiente con motivo de la regulación del uso de los recursos productivos por los sectores social y privado. Esta idea fue incorporada a la Constitución Política, mediante Decreto publicado en el *Diario Oficial de la Federación* del 3 de febrero de 1983.

Congruente con lo anterior, el Artículo 26 Constitucional establece que, como una consecuencia de la intervención estatal en la economía

de la Nación, “El Estado organizará un sistema de planeación democrática del desarrollo nacional que imprime solidez, dinamismo, permanencia y equidad al crecimiento de la economía para la independencia y la democratización política, social y cultural de la Nación”. Se trató así de concertar acciones que fueran congruentes entre sí para, de esta forma, aprovechar los recursos sustentables del país evitando su sobreexplotación.

En el artículo 27 constitucional se plasma la idea de la conservación de los recursos naturales como un elemento totalizador de la protección al ambiente. Este concepto ecológico se introduce mediante decreto publicado en el *Diario Oficial de la Federación* del 10 de agosto de 1987.

La tercera de estas bases es la contenida en el Artículo 73 fracción XVI 4a. Constitucional, que se refiere a la idea de la prevención y control de la contaminación ambiental, con un concepto ambiental dentro del rubro de salubridad general, dentro del ámbito de competencia de la Secretaría de Salud.

La cuarta base es la referente al Artículo 73 fracción XXIX-G que fue reformada por el mismo decreto que modificó al Artículo 27 tercer párrafo, constituyendo ambos la reforma ecológica constitucional. De conformidad con dicho precepto, el Congreso de la Unión tiene la facultad para expedir leyes que establezcan la concurrencia del gobierno federal, de los gobiernos de los estados y de los municipios, en el ámbito de sus respectivas competencias, en materia de protección al ambiente y preservación y restauración del equilibrio ecológico.

A partir del establecimiento de las bases constitucionales para la protección al ambiente en su conjunto, se puede observar como la Constitución Política distribuye las facultades en esta materia entre la federación, estados y municipios en el ámbito de sus respectivas competencias, aunque esta cuestión atañe más específicamente al estudio de la gestión ambiental.

Este nuevo esquema de distribución de competencias, la llamada «concurrencia» ha sido objeto de crítica en el sentido que una “ley secundaria ni sus reglamentos pueden establecer el ámbi-

to de competencia de gobierno, ya que esto debe estar en la Carta Magna”,¹⁵ pues con ello se contraviene el artículo 124 de la propia Constitución, que establece “Las facultades que no están expresamente concedidas por esta Constitución a los funcionarios federales, se entienden reservadas a los Estados”.

LA INCLUSIÓN FORMAL DEL TEMA AMBIENTAL

El principio de la conservación de los recursos naturales en general, se incorporó a la Constitución Política de 1917 como resultado de los profundos cambios con respecto a la Constitución de 1857, en cuanto a las ideas sobre la función social de la propiedad privada, la cual dejó de ser un derecho absoluto: esto trajo como consecuencia cambios en el sistema de propiedad privada. Así, la Constitución de 1857 establecía que «la propiedad de las personas no puede ser ocupada sin su consentimiento», y otorgaba todo tipo de protección al propietario, por lo que éste podía disponer de sus tierras y aguas conforme a su voluntad y no cabía la protección de los recursos naturales. Por su parte, el sistema de propiedad establecido en la Constitución Política de 1917 descansa en la premisa de que la propiedad de las tierras y las aguas pertenece originariamente a la Nación, que tiene el derecho de transmitir el dominio de ellas a particulares, constituyendo la propiedad privada, pero conservando el dominio de las mismas, así como el de revertir dicho dominio a través del derecho de expropiación.

El propósito fundamental de los constituyentes fue que en la legislación mexicana «quedara establecido como un principio básico, sólido e inalterable, que sobre los derechos individuales a la propiedad, estuvieran los derechos superiores de la sociedad representada por el Estado, para regular su repartición, su uso y su conservación...».

Esto es, tal como quedó también asentado en el artículo 27, que la Nación tendrá en todo tiempo el derecho de imponer a la propiedad privada las modalidades que requiera el interés público, por lo que en nuestra Constitución quedó explícita la función social de la propiedad privada. Es

importante resaltar que, en este punto, nuestra Carta Magna se anticipó a las Constituciones de muchos otros países.

Los párrafos tercero y cuarto de este artículo otorgan a la Nación el dominio inalienable e imprescriptible de todos los recursos naturales del suelo, el subsuelo, la plataforma continental y los zócalos submarinos de las islas, los mares territoriales y patrimoniales, los ríos y lagos, las lagunas y los esteros y, en general, la propiedad originaria de todas las tierras y aguas en su espacio geográfico y legal. Una conclusión inmediata de él es la obligación y el derecho que la Nación tiene de legislar y regular sobre el empleo y la protección de dichos recursos.

De este artículo se desprende, además de la LGEEPA, la Ley de Aguas Nacionales, que regula todo lo relativo al uso y protección de las aguas en el territorio nacional, incluyendo diversos aspectos de su posible contaminación.

Otras ideas del párrafo tercero del artículo 27 constitucional están ligadas a las anteriores, por ejemplo, la disposición en virtud de la cual la Nación tendrá en todo tiempo el derecho de regular el aprovechamiento de los recursos naturales susceptibles de apropiación, en beneficio social, con objeto de hacer una distribución equitativa de la riqueza pública y cuidar de su conservación.

En términos actuales, este párrafo se traduce en el derecho de la Nación para asegurar la conservación de los recursos naturales y consagra la función social de la propiedad privada, pues queda claro que los atributos propios del dominio pueden ser limitados por razones de interés público. La importancia ambiental de este principio es evidente, pues de él depende la potestad del Estado para exigir la limitación de ciertos atributos de la propiedad privada.

El tercer principio, que también es parte del ya mencionado párrafo tercero, se refiere a la conservación de los recursos naturales y establece, «...que con ese objeto se dictarán las medidas necesarias para... evitar la destrucción de los elementos naturales y los daños que la propiedad pueda sufrir en perjuicio de la sociedad».

Teniendo en cuenta la época en que se redactó este artículo, no puede menos que sorprender la claridad de la concepción ambiental que está implícita en él y la amplitud de su ámbito, sobre todo si se recuerda que este tipo de conceptos se comenzaron a incorporar en las constituciones de otros países latinoamericanos hasta la década de los años 60.

Es evidente que las ideas del párrafo tercero de este artículo sobre la distribución equitativa de los recursos naturales y su conservación están vinculadas entre sí, pues con frecuencia, la inequidad en la distribución acarrea el deterioro o la sobreexplotación de dichos recursos.

Por otra parte, la idea de «conservación de los recursos», no se opone al «aprovechamiento de dichos recursos», pues lo que se consagra en la Constitución es el derecho de la Nación de regular dicho aprovechamiento en beneficio social.

En estas ideas queda también implícita que, en nuestra Nación, los recursos naturales deben ser utilizados racionalmente, esto es, de tal modo que se permita su conservación, lo que puede deducirse del mismo párrafo tercero que impone al Estado el deber de adoptar las medidas necesarias para evitar la destrucción de los recursos naturales.

Cabe mencionar que algunos autores han definido a los recursos naturales como “Todo medio de subsistencia de la gente que éstas obtienen directamente de la naturaleza”,¹⁶ o se ha dado en llamar “recursos a los distintos elementos de los cuales el género humano se sirve para satisfacer sus necesidades o exigencias”.¹⁷

En el régimen Constitucional de los recursos minerales, corresponde a la Nación el dominio directo de todos los minerales o sustancias que en vetas, mantos, masas o yacimientos, constituyan depósitos cuya naturaleza sea distinta de los componentes de los terrenos. En el mismo Artículo 27 Constitucional se establece el dominio de la Nación sobre estos recursos asignándoles el carácter de inalienables e imprescriptibles y que la explotación, el uso o el aprovechamiento de los mismos, por los particulares o por sociedades constituidas conforme a las leyes mexicanas, no podrá realizarse sino mediante concesiones otor-

gadas por el Ejecutivo Federal, de acuerdo con las reglas y condiciones que establezcan las leyes.

De esta forma nuestra Constitución establece las bases fundamentales para una política de protección de los recursos minerales. En efecto, el dominio directo que la Nación tiene sobre estos recursos le permite controlar en todos sus aspectos la explotación de los mismos, dotando al Ejecutivo Federal de la capacidad de velar por la protección de éstos, a través del establecimiento de reservas nacionales.

Estas normas constitucionales fueron desarrolladas por la Ley Minera, de fecha 26 de junio de 1992, y sus modificaciones del 24 de diciembre de 1996 y su reglamento publicado el 29 de marzo de 1993. La Ley Minera establece que las personas que se beneficien con minerales o sustancias sujetos a la aplicación de la citada Ley están obligados a “*Sujetarse a las disposiciones generales y a las normas técnicas específicas aplicables a la industria minerometalúrgica en materia de equilibrio ecológico y la protección al ambiente*” (artículo 37 fracción II).

Continuando con la lectura ambiental de este ordenamiento jurídico, nos encontramos con criterios de protección a los recursos naturales no renovables constituidos por los minerales. En el artículo 20 se establece que las obras y trabajos de exploración, dentro de las áreas naturales protegidas, únicamente podrán realizarse con autorización de la autoridad que tenga a su cargo las referidas áreas; también el artículo 39 establece que “*en las actividades de exploración, explotación y beneficio de minerales o sustancias, los concesionarios mineros deberán procurar el cuidado del medio ambiente y la protección ecológica, de conformidad con la legislación y la normatividad en la materia*”. Asimismo el derecho para realizar las obras y trabajos de exploración o de explotación se suspenderá cuando éstos “*causen o puedan causar daños a bienes de interés público, afectos a un servicio público o de propiedad privada*” (artículo 43 fracción II).

En cuanto a los asentamientos humanos, se encuentran regulados con una fuerte impronta ambiental, desde 1976. En esta época se reformó la Constitución Política en su Artículo 27 tercer

párrafo, para precisar que la regulación del aprovechamiento de los recursos naturales susceptibles de apropiación sería hecha en beneficio social, pero fundamentalmente, para vincular esta idea con la de lograr el desarrollo equilibrado del país y el mejoramiento de las condiciones de vida de la población rural y urbana.

Como consecuencia de lo anterior, se agregan las medidas necesarias para ordenar los asentamientos humanos y establecer adecuadas provisiones, usos, reservas, y destinos de tierras, aguas y bosques, a efecto de ejecutar obras públicas y de planear y regular la función, conservación, mejoramiento y crecimiento de los centros de población, con lo que quedaron establecidos los principios fundamentales que habrían de presidir la ordenación de los asentamientos humanos. La misma reforma constitucional de 1976, estableció un sistema de concurrencia del gobierno federal, estatal y municipal en materia de asentamientos humanos, que culminó con la expedición de la Ley General de Asentamiento Humanos, publicada en el *Diario Oficial de la Federación* del 26 de mayo de 1976.

La referida ley de 1976 fue abrogada por la Ley General de Asentamientos Humanos vigente, publicada en el *Diario Oficial de la Federación* del 21 de julio de 1993, y modificada el 5 de agosto de 1994, creándose un sistema en el que destaca la idea del ordenamiento territorial de los asentamientos humanos y el desarrollo urbano de los centros de población, tendientes a mejorar el nivel y la calidad de vida de la población urbana y rural, mediante la conservación y mejoramiento del ambiente en los asentamientos humanos. Establece como causa de utilidad pública la preservación del equilibrio ecológico y la protección al ambiente en los centros de población (artículos 3° fracción XIII y 5° fracción VIII).

En el *Diario Oficial de la Federación* del 3 de febrero de 1983 se publicó la reforma al Artículo 4° Constitucional, en el cual se consagró como una garantía individual el Derecho a la Salud.

Esta reforma al campo del Derecho ecológico es el origen de los mayores esfuerzos dirigidos a la prevención y control de la contaminación am-

biental para los efectos de la salud humana. Uno de los efectos de las alteraciones ambientales es que son causa directa o indirecta de los desequilibrios de la persona como ente individual, es decir, pueden alterar el funcionamiento de su organismo y llegar a enfermar o exacerbar padecimientos que el individuo ya tenía. Para el Derecho Ecológico, el derecho de la salud tiene que ver con el manejo de los recursos naturales, entre los que encuentran: el agua, el suelo, el aire, los ecosistemas, entre los más importantes.

En el *Diario Oficial de la Federación* del 3 de febrero de 1983, se adicionó y reformó el artículo 115 constitucional con el fin de dar una transformación al régimen municipal. El carácter ecológico de esta reforma se puede observar en la fracción V que señala: “*Los municipios, en los términos de las leyes federales y estatales relativas, estarán facultados para formular, aprobar y administrar la zonificación y planes de desarrollo urbano municipal; participar en la creación y administración de sus reservas territoriales; controlar y vigilar la utilización del suelo en sus jurisdicciones territoriales; intervenir en la regularización de la tenencia de la tierra urbana; otorgar licencias y permisos para construcciones, y participar en la creación y administración de zonas de reservas ecológicas.*”

A este conjunto de bases constitucionales se une el artículo 124 Constitucional, estableciendo que todas las facultades que no se encuentran conferidas expresamente a la Federación se entienden reservadas para las entidades federativas.

Como resultado del proceso de reformas a los artículos 27 y 73 Constitucionales, se abrió el cause a una nueva legislación denominada Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, publicada en el *Diario Oficial de la Federación* del 28 de enero de 1988, y sus modificaciones del 13 de diciembre de 1996. De la exposición de motivos de dicha reforma se destacan los siguientes propósitos:

- Establecer un proceso de descentralización ordenado, efectivo y gradual de la administración, ejecución y vigilancia ambiental a favor de las autoridades locales.

- Ampliar los márgenes legales de participación ciudadana en la gestión ambiental, a través de mecanismos como la denuncia popular, el acceso a la información ambiental y la posibilidad de impugnar por medios jurídicos los actos que dañen al ambiente en contravención de la normatividad vigente.
- Reducir los márgenes de discrecionalidad de la autoridad, a fin de ampliar la seguridad jurídica de la ciudadanía en materia ambiental.
- Incorporar instrumentos económicos de gestión ambiental, al igual que figuras jurídicas de cumplimiento voluntario de la ley, como las auditorías ambientales.
- Fortalecer y enriquecer los instrumentos de política ambiental para que cumplan eficazmente con su finalidad.
- Incorporar definiciones de conceptos hoy considerados fundamentales como los de sustentabilidad y biodiversidad, a fin de aplicarlos en las distintas acciones reguladas por el propio ordenamiento.
- Asegurar la congruencia de la LGEEPA con las leyes sobre normalización, procedimientos administrativos y organización de la Administración Pública Federal.

Para el logro de tales propósitos la reforma se enfocó en los siguientes rubros: distribución de competencias; instrumentos de política ambiental; biodiversidad; contaminación ambiental; participación social e información ambiental; responsabilidades, procedimientos administrativos y sanciones, y denuncia popular.

En el mismo *Diario Oficial de la Federación* del 13 de diciembre de 1996 se publicó la reforma al Código Penal Federal para incluir el Título vigésimo quinto, Capítulo único "Delitos ambientales".

En una reforma más o menos reciente de los artículos 4º quinto párrafo y 25 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, se ve materializado en el primero la garantía de que *toda persona tiene derecho a un medio ambiente adecuado para su desarrollo y bienestar*, mientras que en el segundo se incorpora el concepto de *sustentable*, con lo cual se establece la base consti-

tucional del desarrollo sustentable en nuestro país (*D.O.F.* 28 de junio de 1999).

De igual forma en el *Diario Oficial de la Federación* del 23 de diciembre del mismo año se publicó la reforma al artículo 115 Constitucional que otorga a los municipios la prestación de las funciones y servicios de agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento; disposición de sus aguas residuales y limpia, recolección, traslado, tratamiento y disposición final de residuos, entre otras y la facultad de participar en la creación y administración de zonas de reservas ecológicas y en la elaboración y aplicación de programas de ordenamiento en esta materia, así como celebrar convenios para la administración y custodia de las zonas federales.

LEGISLACIÓN FORESTAL Y DE FAUNA

De los preceptos constitucionales referidos, se derivan una serie de cuerpos normativos que regulan materias relacionadas con la protección del ambiente y de los recursos naturales, de los que destaca la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, ya que son el instrumento jurídico que regula de manera global los aspectos relacionados con las citadas materias. No obstante lo anterior, las Leyes de Aguas Nacionales, de Pesca, la General de Desarrollo Forestal Sustentable, la General de Vida Silvestre, además de contener disposiciones relativas a la explotación y aprovechamiento de recursos naturales, incluyen regulaciones relacionadas con la protección y conservación de los mismos.

La biodiversidad se encuentra definida en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otros, los ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas. La actividad forestal es materia ambiental, ya que los bosques de nuestro país son un recurso natural, además de que la

tala de los bosques, si no se basa en los principios de desarrollo sustentable, puede llegar a ser fatal, tanto para las personas que dependen de dicha actividad, como para los recursos de nuestro país.

En este sentido, la rectoría del Estado sobre los recursos forestales del país se establece en el artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, particularmente en el párrafo tercero que señala que “La Nación tendrá en todo tiempo el derecho de imponer a la propiedad privada las modalidades que dicte el interés público, así como el de regular, en beneficio social, el aprovechamiento de los elementos naturales susceptibles de apropiación, con objeto de hacer una distribución equitativa de la riqueza pública, cuidar de su conservación, lograr el desarrollo equilibrado del país y el mejoramiento de las condiciones de vida de la población rural y urbana...”.

La Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable vigente reglamentaria del artículo 27 y 13 fracción XXIX G Constitucional, reconoce como legítimos dueños de los recursos forestales a los propietarios y poseedores de los terrenos en donde éstos se encuentren, y cuyo aprovechamiento está sujeto a un régimen de control a través de autorizaciones expedidas por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, y a la presentación de avisos e informes por parte de los interesados. Este ordenamiento establece las bases de la política forestal en el contexto del Programa Nacional Forestal 2001 – 2006 publicado en el *Diario Oficial de la Federación* de 27 de septiembre de 2002, en el que “La visión de futuro del sector forestal en el año 2025 es la guía para los esfuerzos de la sociedad y el gobierno. Esta visión permite comprender que el futuro no es lo que irremediamente sucederá, sino el producto de una actitud colectiva para imaginar con claridad cómo se desea que éste sea y decidir las acciones necesarias para hacerlo realidad. Esta visión señala las principales características del sector forestal que queremos construir para afirmar un compromiso de largo plazo con la sociedad mexicana”, en el cual destaca la planeación del aprovechamiento de los recursos forestales, a tra-

vés del uso de instrumentos como el Inventario Nacional Forestal y la zonificación de los terrenos forestales, a fin de propiciar el desarrollo sustentable.

En esta materia, como en otras, fortalecer la capacidad de gestión del Gobierno Federal, de los Estados y de los Municipios es uno de los propósitos fundamentales que se recogen en la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable publicada en el *Diario Oficial de la Federación* de 25 de febrero de 2003, para lo cual se crea el Servicio Nacional Forestal Nacional, como un organismo que tendrá por objeto la conjunción de esfuerzos, instancias, instrumentos, políticas, servicios y acciones institucionales para la atención eficiente y concertada del sector forestal. La Federación, los Estados y los Municipios establecerán las bases de coordinación para su integración. Estará conformado por:

1. El Titular de la SEMARNAT.
2. El Secretario de la Defensa Nacional.
3. El Titular de SAGARPA.
4. Los gobernadores de los Estados y Jefe de Gobierno del D.F.
5. El Titular de la Comisión Nacional Forestal.
6. El Titular de la PROFEPA.
7. Los titulares de las dependencias o entidades que tengan a su cargo la atención de las distintas actividades o materias relacionadas con el sector forestal.

Con el propósito de fortalecer la coordinación institucional, la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable se vincula con la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, para armonizar, en un solo documento las autorizaciones de aprovechamiento de recursos forestales y forestaciones con el impacto ambiental por obras y actividades de competencia federal, a fin de facilitar la gestión administrativa de los particulares frente a la autoridad federal, y bajo la directriz de un programa de simplificación administrativa.

DISTRIBUCIÓN DE COMPETENCIAS

MATERIA	FEDERACIÓN	ESTADOS Y D.F.	MUNICIPIOS
Política forestal	Formula y conduce la política nacional	Diseña, formula y aplica la política forestal en las entidades federativas ¹	Diseña, formula y aplica la política forestal del municipio. ²
Instrumentos de política forestal	Diseña, organiza y aplica	Aplica criterios de política forestal	Aplica los criterios federales y estatales en las materias que les estén reservadas.
Servicio nacional forestal		Coadyuva en la adopción y consolidación	Apoya en su adopción y consolidación
Programas forestales	Los elabora, coordina y aplica, en ámbitos nacional y regional (sexenalmente y a largo plazo)	Elabora, aplica y coordina, vinculándolos con los programas nacionales y regionales así como con su Plan Estatal de Desarrollo	
Programas forestales regionales		Participa en la elaboración de programas de largo plazo, de ámbito interestatal o por cuencas hidrológico – forestales	
Sistemas de ventanilla única	Aplica y promueve	Impulsa el establecimiento de este sistema	Participa en su establecimiento
Inventario forestal y de suelos	Realiza el inventario nacional y determina los criterios e indicadores para los inventarios estatales.	Elabora, monitorea y mantiene actualizado el Inventario Estatal Forestal y de Suelos, incorpora su contenido al Sistema Nacional de Información Estatal.	Coadyuva con el gobierno de la entidad en la realización y actualización del Inventario estatal
Uso doméstico de los recursos forestales		Compila y procesa la información y la incorpora al Sistema Estatal de Información Forestal	Participa en coordinación con la Federación
Zonificación forestal	La lleva a cabo en todo el país		Participa en la planeación y ejecución
Registro forestal nacional	Diseña, organiza y administra		
Reforestación y forestación	Emite normas y vigila su cumplimiento en zonas de conservación y restauración	Elabora y aplica programas en zonas degradadas que no sean competencia de la Federación. Elabora estudios de recomendación a la Federación	

(Continúa)

DISTRIBUCIÓN DE COMPETENCIAS

MATERIA	FEDERACIÓN	ESTADOS Y D.F.	MUNICIPIOS
Normas Oficiales Mexicanas	Elabora, expide y vigila su cumplimiento		
Bienes y servicios ambientales	Elabora y adopta metodologías para su valoración	Promueve los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas forestales	
Mercado de bienes y servicios ambientales	Establece las bases e instrumentos para promoverlo		
Participación de propietarios y poseedores de los recursos forestales	Genera mecanismos para su impulso; en la protección, vigilancia, ordenación aprovechamiento, cultivo, transformación y comercialización.	Impulsa su participación directa en la protección, vigilancia, ordenación, aprovechamiento, cultivo, transformación y comercialización	
Educación y cultura forestal		Promueve programas y proyectos de capacitación e investigación forestal.	Promueve programas y proyectos de educación, capacitación e investigación forestal
Acuerdos de cooperación forestal	Los celebra en el ámbito nacional e internacional	Celebra acuerdos y convenios de coordinación	Celebra acuerdos de cooperación y concertación
Instrumentos económicos para promover el desarrollo forestal	Diseña, desarrolla, aplica y propicia	Diseña, desarrolla y aplica instrumentos para el desarrollo forestal de la entidad	
Fondo forestal mexicano	Lo promueve		
Uso de fuego		Lo regula en las actividades relacionadas con las agropecuarias, que pudieran afectar los ecosistemas forestales.	
Incendios forestales	Previene y combate. Aplica el programa nacional de prevención de incendios forestales	Ejecuta acciones de prevención, capacitación y combate	Participa y coadyuva en las acciones de prevención y combate
Restauración de ecosistemas forestales afectados por incendios		Promueve programas y participa en ellos.	

(Continúa)

DISTRIBUCIÓN DE COMPETENCIAS

MATERIA	FEDERACIÓN	ESTADOS Y D.F.	MUNICIPIOS
Genético forestal		Impulsa programas de mejoramiento	
Terrenos forestales	Deslinda, posee y administra los terrenos nacionales	Realiza y supervisa las labores de conservación, protección y restauración de los terrenos estatales.	
Medidas de sanidad	Las establece y ejecuta las acciones de saneamiento forestales	Lleva a cabo acciones de saneamiento.	Lleva a cabo acciones de saneamiento en su ámbito territorial
Manejo forestal sustentable	Promueve el uso de prácticas, métodos y tecnologías	Presta asesoría y capacitación	Diseña, desarrolla y aplica incentivos para promoverlo. Promueve participación de organismos públicos, privados y no gubernamentales en proyectos
Productores forestales	Promueve el desarrollo y fortalecimiento de las organizaciones.	Los asesora y capacita en la elaboración y ejecución de programas de manejo forestal	
Infraestructura en regiones forestales	Promueve e invierte en su mejoramiento.	Promueve e invierte en su mejoramiento.	Promueve su construcción y mantenimiento
Cadenas productivas forestales	Coadyuva con los agentes correspondientes.	Asesora y orienta a ejidatarios, comuneros, comunidades indígenas y otros productores forestales en el desarrollo de su organización	
Pueblos y comunidades indígenas		Brinda atención en los asuntos relacionados con la conservación y mejoramiento de su hábitat natural	
Producción forestal		Fortalece y amplía su participación	
Inspección y vigilancia forestal	Lleva a cabo las visitas y labores de vigilancia	Lleva a cabo acciones de acuerdo a convenios con la Federación	Participa en la vigilancia forestal de acuerdo con los convenios establecidos

(Continúa)

DISTRIBUCIÓN DE COMPETENCIAS

MATERIA	FEDERACIÓN	ESTADOS Y D.F.	MUNICIPIOS
Auditorías técnicas preventivas	Las desarrolla		
Materias primas forestales	Regula, expide y valida la acreditación de su legal procedencia		
Infracciones en materia forestal	Impone medidas de seguridad y sanciones	Hace del conocimiento de las autoridades federales	Hace del conocimiento de las autoridades competentes de los delitos federales
Combate a la tala clandestina	Participa en programas de prevención.	Lleva a cabo acciones de prevención y combate	Participa y coadyuva en los programas de prevención y combate.
Uso de suelo en terrenos forestales	Define y aplica las regulaciones. Expide, por excepción, el cambio de uso de suelo de los terrenos forestales		
Vedas forestales	Elabora estudios de modificación o levantamiento de vedas.	Elabora estudios de recomendación al ejecutivo.	
Producción de plantas			Desarrolla y apoya viveros y programas.
Recursos forestales y métodos de marcaje	Expede las autorizaciones para su aprovechamiento		
Avisos de plantaciones forestales	Recibe los avisos de plantaciones forestales comerciales y de recursos forestales no maderables		
Servicios técnicos forestales	Regula, controla y evalúa su prestación		
Transporte de materias primas forestales	Lo regula, así como el de productos y subproductos forestales.		Regula y vigila la disposición final de residuos provenientes de la extracción de materias primas forestales.
Avisos y permisos para el combate y control de plagas	Los expide, así como los certificados y demás documentación fitosanitaria.		

(Continúa)

DISTRIBUCIÓN DE COMPETENCIAS

MATERIA	FEDERACIÓN	ESTADOS Y D.F.	MUNICIPIOS
Centros de almacenamiento y transformación de materias primas forestales	Expide permisos para su funcionamiento.		Expide licencias o permisos (previo a su instalación) para el establecimiento de centros de almacenamiento o transformación de materias primas.

1 En concordancia con la política nacional. 2. En concordancia con la política nacional y estatal.

En el fomento de las actividades productivas en materia forestal, el Ejecutivo Federal a través de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, y con fundamento en la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, ha implementado programas para el desarrollo del sector forestal, como el PRODEFOR y el PRODEPLAN para impulsar el aprovechamiento del bosque nativo y el establecimiento de plantaciones forestales comerciales, el primero con aportaciones de recursos financieros de los gobiernos de los estados para el cumplimiento de sus propósitos.

En la conservación de los recursos forestales ha sido activa y siempre oportuna la participación de los gobiernos de los estados y de los municipios en las acciones de combate y control de los incendios forestales, y más aún, en la planeación a corto plazo de las medidas que hagan cada vez más eficiente la detección, llegada y tiempo de control de los mismos, en beneficio económico y ambiental para toda la sociedad.

Para lograr el aprovechamiento sustentable de los recursos forestales, la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable y sus disposiciones reglamentarias establecen los documentos y sistemas de control que deberán utilizar los particulares para acreditar la legal procedencia de las materias primas forestales, lo que garantiza una mayor protección de dichos recursos.

Asimismo, con un esquema de infracciones y sanciones fortalecido, se permite actuar a la autoridad dentro de un marco jurídico que garantiza una mayor eficacia y contundencia en los actos de inspección y vigilancia de los recursos forestales que rompan la cadena de lo ilícito e inhiban la conducta infractora.

Ante la enorme riqueza de recursos forestales con que cuenta el país y la imperiosa necesidad de su protección y preservación, es necesaria, sin duda alguna, la colaboración de los gobiernos de los estados con la participación, en su caso, de municipios, en el ámbito territorial de su competencia para la asunción de las siguientes funciones:

- I. Impulsar la vinculación interinstitucional en el marco del Servicio Nacional Forestal y de los sistemas y esquemas de ventanilla única para la atención eficiente de los usuarios del sector;
- II. Programar y operar las tareas de prevención, detección y combate de incendios forestales en la entidad, así como los de control de plagas y enfermedades;
- III. Inspección y vigilancia forestales;
- IV. Imponer medidas de seguridad y las sanciones a las infracciones que se cometan en materia forestal;
- V. Requerir la acreditación de la legal procedencia de las materias primas forestales;

- VI. Otorgar los permisos y avisos para el combate y control de plagas y enfermedades;
- VII. Recibir los avisos de aprovechamiento de recursos forestales maderables, no maderables, de forestación, y los de plantaciones forestales comerciales;
- VIII. Autorizar el cambio de uso del suelo de los terrenos de uso forestal;
- IX. Autorizar el aprovechamiento de los recursos forestales maderables y no maderables y de plantaciones forestales comerciales;
- X. Dictaminar, autorizar y evaluar los programas de manejo forestal, así como evaluar y asistir a los servicios técnico forestales; o
- XI. Evaluar el impacto ambiental de las obras o actividades forestales a que se refiere el artículo 28 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.

Lo anterior se establece sin que en ningún momento se pierda la rectoría del Estado sobre los recursos forestales y, principalmente, sin la necesidad de que los gobiernos de los estados regulen en sus leyes locales materias que se encuentran expresamente otorgadas a la Federación y con ello pudieran, en primer lugar, rebasar la esfera de su competencia con consecuencias jurídicas que anulen sus esfuerzos por proteger a los recursos naturales que se encuentran en la entidad federativa de que se trate, y en segundo lugar, restar eficacia a las acciones del gobierno federal.

De la aplicación de esta última disposición se pueden citar importantes convenios celebrados entre el gobierno federal y los gobiernos de los estados con la participación de los municipios, principalmente en materia de inspección y vigilancia, cuyos resultados están teniendo un beneficio para los dueños y poseedores del recurso forestal y al mismo tiempo la protección del propio recurso.

En materia de vida silvestre, la preservación, la protección y el aprovechamiento de la flora y fauna silvestre se encuentran regulados por la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente la cual incorporó en el Título Segundo, Capítulo III denominado "Flora y Fauna

Silvestre", los criterios de sustentabilidad de los recursos flora y fauna silvestres, los cuales deberán considerarse en el otorgamiento de concesiones, permisos y en general, de toda clase de autorizaciones para el aprovechamiento, posesión, administración, conservación, repoblación, propagación y desarrollo de dichos recursos naturales.

En este sentido, el aprovechamiento extractivo y no extractivo de la flora y la fauna silvestre en actividades económicas se encuentra sujeto a un régimen de autorizaciones y licencias expedidas por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), cuando los particulares garanticen su reproducción controlada o desarrollo en cautiverio o semicautiverio o cuando la tasa de explotación sea menor a la de renovación natural de las poblaciones, de acuerdo con las normas oficiales mexicanas que al efecto expida la SEMARNAT.

Congruente con lo anterior, la Semarnat expidió la Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-059-2001, que tiene por objeto identificar las especies o poblaciones de flora y fauna silvestres en riesgo en la República Mexicana mediante la integración de las listas correspondientes, así como establecer los criterios de inclusión, exclusión o cambio de categoría de riesgo para las especies o poblaciones, mediante un método de evaluación de su riesgo de extinción (D.O.F. 6 de marzo de 2002).

Asimismo, para realizar la colecta de especies de flora y fauna silvestre con fines de investigación científica, los interesados deberán obtener autorización expedida por la Semarnat, y quedarán sujetos a los términos y formalidades que se establezcan en las normas oficiales mexicanas que se expidan.

Cabe señalar que para el aprovechamiento de flora y fauna silvestre, los titulares de las autorizaciones requieren del consentimiento expreso del propietario o legítimo poseedor del predio en que éstas se encuentren.

En México la conservación, protección, aprovechamiento y desarrollo de la fauna silvestre es una materia concurrente entre la Federación, los estados y municipios en el ámbito de sus respectivas competencias de conformidad con la Ley

General de Vida Silvestre, la cual tiene por objeto establecer la concurrencia del Gobierno Federal, de los gobiernos de los estados y de los municipios, en el ámbito de sus respectivas competencias, relativa a la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre y su hábitat en el territorio de la República Mexicana y en las zonas en donde la Nación ejerce su jurisdicción.

El ejercicio de la actividad cinegética dentro del territorio mexicano se encuentra regulado por un conjunto de disposiciones que se articulan entre sí, para brindar seguridad al turismo cinegético y garantizar el aprovechamiento sustentable del recurso fauna. Para precisar el alcance de sus disposiciones se define lo que se deberá entender por licencia de caza: el documento mediante el cual la autoridad competente acredita que una persona está calificada, tanto por sus conocimientos sobre los instrumentos y medios de las actividades cinegéticas, como de las regulaciones en la materia, para realizar la caza deportiva en el territorio nacional.

También se define por vida silvestre a “los organismos que subsisten sujetos a los procesos de evolución natural y que se desarrollan libremente en su hábitat, incluyendo sus poblaciones menores e individuos que se encuentran bajo el control del hombre, así como los ferales.” (fracción XLI, artículo 3°).

La Ley General de Vida Silvestre reconoce que las actividades de conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre se respetarán, conservarán y mantendrán los conocimientos, innovaciones y prácticas de las comunidades rurales que entrañen estilos tradicionales de vida pertinentes para la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre y su hábitat y se promoverá su aplicación más amplia con la aprobación y la participación de quienes posean esos conocimientos, innovaciones y prácticas. Asimismo, se fomentará que los beneficios derivados de la utilización de esos conocimientos, innovaciones y prácticas se compartan equitativamente.

La Ley General de Vida Silvestre confiere a la hoy Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, la facultad de organizar los cuerpos de inspección y vigilancia del cumplimiento de las

disposiciones en la materia. Las autoridades federales, locales y municipales deberán concurrir para el logro del objetivo de la ley, así como de la difusión de la enseñanza especializada y de los conocimientos necesarios para la conservación y fomento de la fauna silvestre.

Congruente con lo anterior se presentó un paquete de iniciativa de reformas a la legislación ambiental, que culminó con reformas a la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, Ley Forestal y Ley General de Bienes Nacionales y a la Ley General de Vida Silvestre, publicadas las tres primeras en el *Diario Oficial de la Federación* del 31 de diciembre de 2001, y la última el 10 de enero de 2002, cuyo propósito principal es reforzar los mecanismos de coordinación para fortalecer la capacidad de gestión ambiental de los gobiernos de los estados y de los municipios en los asuntos de competencia federal.

Aunado a lo anterior se publicó en el *Diario Oficial de la Federación* del 6 de febrero de 2002, el Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones del Código Federal y Federal de Procedimientos Penales, en el apartado correspondiente a los “Delitos Contra el Ambiente y la Gestión Ambiental”.

También se reformó la Ley de Planeación (*D.O.F.* 23 de mayo de 2002) para dar una mayor consistencia a la planeación nacional del desarrollo con la inclusión de las variables ambiental, económica, sociales y culturales.

A principios de 2003 se publicó la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (*D.O.F.* 25 de febrero de 2003). Dicho ordenamiento tiene por objeto regular y fomentar la conservación, protección, restauración, producción, ordenación, el cultivo, manejo y aprovechamiento de los ecosistemas forestales del país y sus recursos, así como distribuir las competencias que en materia forestal correspondan a la Federación, los Estados, el Distrito Federal y los Municipios. Entre sus principales aportaciones se encuentran:

- Contribuir al desarrollo social, económico, ecológico y ambiental del país.

- Promover la organización, capacidad operativa, integralidad y profesionalización de las instituciones públicas de la Federación, Estados, Distrito Federal y Municipios, para el desarrollo forestal sustentable; y
- Respetar el derecho al uso y disfrute preferente de los recursos forestales de los lugares que ocupan y habitan las comunidades indígenas.
- Definir los criterios de la política forestal, entre muchos otros.

Cabe mencionar que el 8 de septiembre de 2003 se publicó en el *Diario Oficial de la Federación* la nueva Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, que tiene por objeto garantizar el derecho de toda persona al medio ambiente adecuado y propiciar el desarrollo sustentable a través de la prevención de la generación, la valoración y la gestión integral de los residuos sólidos urbanos y de manera especial; prevenir la contaminación de sitios con estos residuos y llevar a cabo su remediación.

La modificación al marco jurídico ambiental tiene entre otros propósitos establecer las bases para llevar a cabo un proceso de descentralización ordenado, gradual y efectivo de diversos asuntos ambientales en favor de los gobiernos locales; ampliar los márgenes de la participación social en la gestión ambiental, fundamentalmente en la toma de decisiones, el acceso a la información ambiental y el derecho al ejercicio de acciones para impugnar los actos de autoridad; fortalecer y enriquecer los instrumentos de la política en la materia; reducir los márgenes de discrecionalidad de la autoridad; ampliar la seguridad jurídica de la ciudadanía en materia ambiental e incorporar conceptos fundamentales como los de sustentabilidad y biodiversidad, a fin de aplicarlos a las distintas acciones reguladas por el propio ordenamiento, así como el cumplimiento de los compromisos asumidos por nuestro país en los tratados y convenciones internacionales en la materia.

Actualmente, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente cuenta con

disposiciones reglamentarias en las siguientes materias:

- Impacto Ambiental (Nuevo reglamento publicado en el *D.O.F.* el 30 de mayo de 2000 abrogó al reglamento del 7 de junio de 1988).
- Residuos Peligrosos (Publicado en el *D.O.F.*, 25 de noviembre de 1988).
- Contaminación Originada por la Emisión del Ruido (Publicado en el *D.O.F.*, 6 de diciembre de 1982).
- Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica (Publicada en el *D.O.F.*, 25 de noviembre de 1988).
- Prevención y Control de la Contaminación Generada por los Vehículos Automotores que Circulan por el Distrito Federal y los Municipios de su Zona Conurbada (Publicado en el *D.O.F.*, 25 de noviembre 1998).
- Para el Transporte Terrestre de Materiales y Residuos Peligrosos. (Publicado en el *D.O.F.*, 7 de abril de 1993).
- Áreas Naturales Protegidas (Nuevo reglamento publicado en el *D.O.F.* de 30 de noviembre de 2000).
- Auditoría Ambiental (Nuevo reglamento publicado en el *D.O.F.* de 29 de noviembre de 2000).

Como puede notarse, en México se ha tenido un avance legislativo en materia ambiental, y en los últimos años se ha hecho un esfuerzo por renovar el marco jurídico ambiental, mismo que se integra con la legislación sectorial que a continuación se señala:

- Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable que abrogó a la Ley Forestal
- Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos
- Ley de Pesca.
- Ley General de Vida Silvestre que abrogó a la Ley Federal de Caza.
- Ley de Aguas Nacionales.
- Ley General de Bienes Nacionales.
- Ley General de Salud

- . Ley Federal de Sanidad Vegetal
- . Ley Federal del Mar.
- . Ley Minera.
- . Ley General de Asentamientos Humanos.
- . Ley Orgánica de la Administración Pública Federal.
- . Nuevo Reglamento Interior de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Antes Sedue, Sedesol, Semarnap hoy Semarnat *D.O.F* 21 de enero de 2003).

En este contexto, la materia ambiental presenta un desarrollo importante dentro del Sistema Jurídico Mexicano; sin embargo, aún no es suficiente para salvaguardar nuestra riqueza natural y garantizar la protección al ambiente que constantemente exige una revisión minuciosa de sus contenidos en temas como el acceso a los recursos genéticos, el uso de la biotecnología y la bioseguridad, el adecuado manejo de los residuos peligrosos, el riesgo ambiental; tópicos que se enlistan como puntos importantes en las agendas nacional e internacional.

NOTAS

- 1 Paulo Alfonso Leme Machado indica que para designar al Derecho Ambiental se utilizan las expresiones «Derecho del medio Ambiente» o «Derecho del Ambiente», siendo la más apropiada ésta última, como expresión más auténtica en virtud de su procedencia latina y el estado más puro que guarda con el italiano y francés, igualado al término inglés «environment», igualmente, señala que «Derecho del Entorno» es otra de las formas de llamar a este Derecho (citado en Pigretti 1979: 194).
- 2 Brañes 1987: 26,
- 3 Molina Enríquez 1983: 151.
- 4 Millán López 1975: 152.
- 5 Baquero Rojas 1997: 3.
- 6 Martín Mateo 1977: 79.
- 7 «Derecho Público es el que se compone de las leyes establecidas para la utilidad común de los pueblos considerados como los cuerpos políticos, a diferencia del Derecho Privado, que tiene por objeto la utilidad de cada persona considerada en particular e independientemente del cuerpo social». Escriche 1977: 320.
- 8 Martín Mateo, Ramón, *op. cit.*: 88.
- 9 Citado en Szekely 1976: 100.
- 10 Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente 1973.
- 11 Bustamente 1995: 25.
- 12 Jaquenod de Zsögön 1996: 49.
- 13 Zarkin Cortés 2000: 51.
- 14 García Saavedra *et al.* 1997: 84.
- 15 García Saavedra *et al.* 1997: 133.
- 16 Gutiérrez Nájera 1998: 1.
- 17 Pigretti 1997: 11.

BIBLIOGRAFÍA

- Baquero Rojas, Edgard 1997. *Introducción al derecho ecológico*. Colección Textos Jurídicos Universitarios. Editorial Harla, México.
- Brañes, Raúl 1987. *Derecho Ambiental Mexicano*. Segunda edición. Editorial Fundación Universo Veintiuno, México.
- Bustamente Aksina, Jorge 1995. *Derecho ambiental. Fundamentación y normativa*. Editorial ABERALDO Perrot, Buenos Aires.
- Diario Oficial de la Federación* 2002 (6 de marzo). Segunda sección. SEGOB, México.
- Escriche, Joaquín 1977. *Diccionario de legislación y jurisprudencia*. Tomo II. Editorial Temis, Bogotá, Colombia.
- García Saavedra, José David y A. Jaimes Rodríguez. *Derecho ecológico mexicano*. Editorial UniSon, México.
- Gutiérrez Nájera, Raquel 1998. *Introducción al estudio del derecho ambiental*. Editorial Porrúa, México.
- Jaquenod de Zsögön, Silvia 1996. *Iniciación al derecho ambiental*. Editorial Dykinson, Madrid.
- Martín Mateo, Ramón 1977. *Derecho ambiental*. Instituto de Estudios de Administración Local, Madrid, España.
- Millán López, Adolfo Enrique 1975. Defensa de la naturaleza y protección del ambiente. Consideraciones generales. En: *Revista de Derecho Administrativo y Fiscal*. Año XV, número 43, La Coruña, España.

- Molina Enríquez, Andrés. 1983. *Los grandes problemas nacionales*. Cuarta edición. Editorial Era, México,
- Pigretti, E. 1979 La protección jurídica del ambiente natural. En: *Revista de Derecho Comercial y de las Obligaciones*. Año 12, número 67. Buenos Aires, Argentina.
- Pigretti, Eduardo 1997. *Derecho ambiental*. Ediciones de Palma, Buenos Aires.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente 1973. *Acción para el medio ambiente. Ejecución y prioridades del Programa*. Ginebra, Suiza.
- Szekely, Alberto 1976. El medio ambiente. En: *Revista de la Facultad de Derecho*. Tomo XXVI, números 103-104. UNAM, México.
- Zarkin Cortés y Sergio Salomón 2000. *Derecho de protección al ambiente*. Editorial Porrúa, México.

PROCESOS DE USO Y GESTIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES COMUNES

Leticia Merino Pérez

Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México,
Ciudad Universitaria, México 04510, D. F.
Correo-e: *lmerino@servidor.unam.mx*

México ha sido por décadas un país con altas tasas de deforestación, aunque entre las distintas fuentes que han documentado este proceso existen diferencias importantes. La hoy extinta Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) estimaba que durante la década de 1980 a 1990 la pérdida de bosques fue de 370,000 hectáreas anuales, mientras que otros autores estimaban que las superficies forestales en el mismo período desaparecieron a razón de 1,500,000 hectáreas por año. Para la década de 1990 a 2000, con base en el análisis de las diversas cifras disponibles, en 1996 se estimaba que la deforestación oscilaba en un intervalo de 320,000 a 670,000 hectáreas anuales. Por otra parte, en el *Inventario Nacional Forestal* de 1994, el área afectada por procesos de degradación y fragmentación forestales fue evaluada, en 22.2 millones de hectáreas. De este modo se estimaba que 29% de las selvas y 11% de los bosques templados sufrían entonces procesos de deterioro.

La preocupación por la deforestación es cada vez más común entre actores sociales de grupos muy diversos; su origen y consecuencias son continuamente debatidos en círculos políticos, científicos y ambientalistas. Desde hace ya más de dos décadas, los gobiernos de algunos de los países afectados y distintas agencias internacionales han desarrollado una gama de acciones para enfrentar la destrucción de los bosques, a menudo con pobres resultados.

Entre los diferentes diagnósticos sobre las causas de la deforestación y las propuestas para la gestión y uso de los bosques, existen diferencias sig-

nificativas. Los factores comúnmente citados para explicar las pérdidas forestales integran una larga lista que incluye: la expansión de la agricultura y la ganadería, la tala, la pobreza, el crecimiento de la población, la riqueza, la deuda externa, los incendios forestales y la tenencia colectiva de la tierra, entre otros. Desde la perspectiva de este trabajo es útil distinguir entre los factores que actúan de manera directa y los que influyen indirectamente en el deterioro de los bosques, en los contextos en que operan los factores del primer tipo. Entre las causas directas de la deforestación se encuentran las prácticas de uso de los recursos naturales, particularmente las que implican cambio de uso del suelo forestal a favor de usos agropecuarios y que se asocia a más del 60% de las pérdidas de bosques tropicales; la tala insustentable de madera,¹ tanto aquella que se realiza con fines comerciales, como la que se destina a uso doméstico y los incendios incontrolados en las áreas boscosas. Sin embargo, es menos frecuente que se reconozca que estos procesos no se generan de forma independiente, sino que se asocian a una amplia y diversa gama de elementos y procesos que operan indirectamente en el deterioro de los bosques; entre ellos se encuentran algunos factores macro-económicos como la deuda externa, las políticas monetarias y de apertura comercial, además de la cultura de las poblaciones y las condiciones demográficas. También han tenido una fuerte incidencia en el deterioro forestal algunas políticas públicas, particularmente las de promoción del desarrollo agropecuario en antiguas regiones forestales

templadas y las que promovieron la colonización de las selvas tropicales. A estos factores se suman condiciones que podemos considerar “estructurales” del sistema económico, como las fallas que hasta ahora presentan los mercados, con respecto a valorar correctamente el conjunto de bienes y servicios que prestan los bosques y otros ecosistemas, y que generalmente se manejan como “externalidades” a ese sistema.

Ninguno de los factores causantes de la deforestación y en general, de degradación de los ecosistemas, actúa ni se expresa de manera aislada; en los procesos de deterioro de los recursos se conjugan elementos y dimensiones de distintas naturalezas; su comprensión cabal exige recuperar la dinámica y articulación de los elementos que en ellos se conjugan. Más allá del rigor académico la comprensión resulta importante ya que, sin una teoría de las causas y consecuencias de la deforestación, las propuestas para enfrentarla corren el riesgo de resultar inocuas e, incluso, de producir efectos perversos inesperados. Las fallas en las políticas públicas en este campo obedecen, en muchos casos, a concepciones incorrectas sobre la articulación de los procesos ecológicos y los sistemas sociales.

Por otra parte, la mayoría de los análisis sobre la deforestación y degradación de los ecosistemas se realizan a un nivel macro, omitiendo las relaciones y expresiones de los procesos socioambientales en la escala local. Las formas en que las personas interactúan con sus recursos, principalmente en las comunidades forestales, suelen hacerse de lado en esos estudios, a pesar de que las comunidades son usuarias directas de los recursos y de que las reglas prácticas de uso de las comunidades afectan significativamente la condición de los bosques. El presente análisis pretende mostrar cómo las reglas o instituciones comunitarias operan como mediadoras de la acción de los mercados, los factores demográficos, los cambios tecnológicos y las políticas públicas sobre los usos de los bosques y otros ecosistemas naturales, particularmente en las regiones templadas. No obstante, al proponer mayor atención a la escala local de los procesos, no se considera que esta

escala sea el único nivel de análisis pertinente para la comprensión del deterioro de los ecosistemas sino, simplemente, que resulta fundamental, pues las comunidades locales son los sujetos directos que ejercen el manejo de los ecosistemas en que habitan y de los que en buena medida dependen para subsistir.

Las más de las veces, las concepciones del deterioro del ambiente natural que descuidan el papel de las comunidades locales en la gestión de los recursos, niegan la posibilidad de que las comunidades se constituyan en sujetos protagónicos de las estrategias de preservación y/o uso sostenible de los bosques. Una influencia muy poderosa en estas posiciones ha sido la tesis enunciada por Hardin (1968) en el artículo *La tragedia de los comunes*, publicado en 1968 en la revista *Science*. En este breve trabajo identificó los sistemas de propiedad comunitaria con las situaciones de “acceso abierto”, caracterizadas por la ausencia de restricciones o controles para el uso de los recursos naturales. A partir de este supuesto Hardin sostuvo que, en contextos de recursos limitados, las decisiones racionales de cada individuo “dan lugar a un dilema irracional para el grupo”, planteando que cada usuario de un bien colectivo tiende a maximizar el uso individualizado de ese recurso en el corto plazo lo que conduce, invariablemente, a su sobreexplotación. La tesis de la tragedia de los comunes ha sido utilizada para referirse a una variedad muy amplia de problemas, desde el deterioro de los bosques comunales hasta los procesos globales de cambio climático, generando la percepción de que gran parte de los recursos clave, para la sobrevivencia de la sociedad mundial, enfrentan el riesgo inminente de una “tragedia de los comunes”. Sin embargo, al considerar la destrucción como un destino ineludible de los bienes comunes, se niega la existencia de las comunidades humanas,² como entidades portadoras de historia, identidad y valores. Desde la perspectiva de Hardin “los usuarios de los recursos parecieran estar siempre sujetos a condiciones estáticas e inamovibles, que escapan absolutamente a su control” (Ostrom 1991: 2), esto soslaya las posibilidades de comu-

nicación, coordinación y consenso, que resultan de la experiencia compartida.

La aplicación de tesis como la mencionada, a la formulación de políticas ambientales, se ha traducido en la idea de que sólo la propiedad privada o el control estatal, pueden sentar las bases para los estilos de manejo de los recursos que resulten racionales, desde perspectivas ecológicas y económicas. Se parte de una noción idealizada de los mercados y del estado, vistos como “panaceas institucionales universales” (Ostrom 1990: 21) y propuestos como requisitos indispensables para la conservación y la sustentabilidad.

Muchos países del Tercer Mundo, luego del fin de la época de la colonización europea, impusieron modelos de control estatal centralizado sobre vastas áreas de bosques y otros ecosistemas naturales como pastizales y hasta pesquerías, que habían sido manejadas tradicionalmente por comunidades locales. Este tipo de políticas pareciera suponer que “los Estados cuentan con la capacidad de conocer lo que es el manejo sustentable de los recursos en las más diversas condiciones, donde los gobiernos tienen la capacidad suficiente de monitorear que este manejo se cumpla, y que los costos de mantener las agencias gubernamentales que se encargan de estas funciones son nulos o mínimos” (Ostrom 1991: 41).

Otro grupo de propuestas ha apostado a la capacidad regulatoria de los mercados, haciendo de la privatización de los bienes comunes la alternativa privilegiada de acceso a los recursos naturales, suponiéndola capaz de hacer viables las prácticas de cuidado ambiental. Desde esta perspectiva, la propiedad comunal se percibe como ausencia de propiedad y se propone la creación de “derechos plenos de propiedad” (Demezets 1967), sin definir claramente en que consisten estos derechos. Todo ello suponiendo que la mera división de recursos comunes, en unidades más pequeñas, será capaz de inspirar racionalidad ecológica a las acciones de los usuarios. Se pasa por alto, en cambio, que “los incentivos de uso racional de la propiedad privada no son necesariamente compatibles con el uso sustentable de los recursos, particularmente en los casos de es-

pecies de lento crecimiento o de lenta maduración, cuando en términos económicos resulta más racional agotar los recursos que utilizarlos en una perspectiva de largo plazo, puesto que los derechos de propiedad privada permiten al propietario maximizar el valor presente del recurso, aun cuando el recurso no esté protegido de la extinción” (Feeny 1988:22). La apología de la privatización, como condición básica de sustentabilidad, también deja de lado aquellas situaciones en las que implementar la división de los bienes colectivos resulta imposible, como sucede con los recursos móviles como son el agua, las pesquerías o la fauna silvestre terrestre (Ostrom 1990: 40).

Frente a los dilemas que plantea el uso de los recursos comunes, existen diversos patrones de interacción posibles: uno es el uso individualista u “oportunista” de los recursos, otro es el de la acción coordinada (la elección de estrategias de cooperación) que desarrolla relaciones de reciprocidad. Las estrategias coordinadas o de “acción colectiva” pueden ser resultado de los procesos de aprendizaje que acompañan la evolución de los patrones de uso de los recursos, o bien surgir como resultado del cambio de las reglas generales que afectan las condiciones de apropiación de un sistema de recursos. En ambos casos los usuarios formulan y/o aceptan reglas de uso, además de que diseñan o adoptan sistemas de seguimiento y sanciones. La mayoría de las políticas públicas actúan basándose en los supuestos de que las estrategias de acción colectiva resultan obsoletas y de que las comunidades de usuarios son incapaces de desarrollar instituciones para regular el uso de los recursos comunes, acordes a las condiciones actuales; de allí que se considere indispensable una fuerte intervención de las autoridades gubernamentales, en todos los casos, para modificar las reglas de uso de los recursos y para vigilar y sancionar su cumplimiento.

Las políticas de nacionalización y/o privatización de los recursos comunes presumen que los colectivos de usuarios son inevitablemente incapaces de resolver los dilemas que plantea el uso de esos recursos. En cambio, suponen que la in-

tervención de autoridades ajenas y la imposición de soluciones externas a los grupos son siempre situaciones idóneas. Ignoran, igualmente, que a menudo estas medidas resultan en la creación de condiciones de acceso abierto a los recursos, incluso allí donde existían normas locales para regular su uso.

Este análisis busca hacer énfasis en la necesidad de fundamentar las políticas públicas en la comprensión de los factores que fortalecen o bloquean los esfuerzos de las comunidades por enfrentar los dilemas de la gestión colectiva de los recursos. No proponemos, como ya se ha mencionado, que en la construcción de políticas que favorezcan la sustentabilidad las medidas locales resulten suficientes, si bien reconocemos la existencia de una gran diversidad de problemas y la necesidad de una amplia gama de opciones. Entre estas opciones ubicamos las estrategias de cooperación que los propios usuarios desarrollan, en función de la información de que disponen y de su experiencia en el uso de los recursos. No debe suponerse tampoco que las instituciones de autorregulación del uso de los recursos constituyan instancias ideales; pero sí reconocerse, más bien, que su construcción es resultado de un trabajo laborioso, costoso y no exento de contradicciones.

El análisis de casos reales, incluyendo muchos de la abundante literatura sobre el tema, muestran que la “tragedia de los comunes” no es un destino ineludible, sino que ocurre cuando las comunidades de usuarios no son capaces de operar bajo los acuerdos existentes, ni de responder adecuadamente a los cambios de condiciones. Esto es “cuando los usuarios y/o las autoridades externas fallan en establecer regímenes de gestión capaces de regular funcionalmente aspectos clave como son: quiénes pueden apropiarse de las unidades de recursos; el tiempo, la cantidad, la ubicación y la tecnología de apropiación; quiénes están obligados a aportar para mantener el sistema de recursos; cuáles son las formas y mecanismos de seguimiento de las actividades de apropiación y las obligaciones de provisión³ de los usuarios; las instancias de resolución de los conflictos que pueden surgir sobre estos aspectos y, por último,

los mecanismos para modificar las reglas, cuando ello resulte necesario” (Ostrom 1990: 23).

Contra la opinión generalizada, distintos casos muestran que la gestión colectiva de los bienes comunes por parte de comunidades locales, particularmente las comunidades que cuentan con una historia de manejo conjunto de un territorio, pueden presentar ventajas respecto a otros tipos de propiedad. Entre las posibles ventajas se encuentra la posibilidad de manejar los recursos comunes partiendo de horizontes temporales de largo plazo, con base en el hecho de que, a menudo, estos recursos representan para las comunidades un capital productivo fundamental y un elemento de identidad. Con base en estas razones, y teniendo en cuenta que las familias y las comunidades campesinas no subordinan el manejo o la conservación de los recursos a la obtención de altas tasas de ganancia, las tasas de descuento del uso sostenido (tasas de pérdida de valor) de los recursos poseídos por comunidades campesinas, tienden a ser menores que las de usuarios privados, particularmente si se trata de empresas o inversionistas. Por otra parte, en muchas comunidades campesinas existe un capital social⁴ que tiende a mantener un potencial bajo de conductas oportunistas asumidas por individuos o grupos.

La actuación de las autoridades externas puede afectar significativamente los resultados de la gestión comunitaria, imponiendo medidas que desconozcan las instituciones y el capital social comunitario o, por el contrario, fortalecer las instituciones civiles de gestión colectiva, al reconocer el derecho de las comunidades a organizarse para acceder a sus recursos y proporcionarles información más amplia sobre los sistemas de recursos de la que ellas carezcan y que requieran para manejarlos sustentablemente.

Para comprender las formas en que interactúan las distintas condiciones que intervienen en los procesos de deterioro de los ecosistemas, al incidir en las evaluaciones costo-beneficio de las comunidades de usuarios y en su comportamiento hacia los bienes colectivos, es importante reconocer diversos tipos de elementos, relaciones y escalas que incluyen:

- i. Las condiciones sociales de las comunidades ubicadas en ecosistemas naturales, particularmente las que se refieren al capital social de que disponen.
- ii. Las reglas comunales para el uso de los recursos de los ecosistemas.
- iii. Las características y condiciones de los ecosistemas, teniendo en cuenta aspectos como el valor de los recursos forestales, el nivel de deterioro, la intensidad y los patrones de uso y las presiones a que están sujetos.
- iv. Las diversas políticas públicas, que en distintas formas han afectado las prácticas comunales de uso de los ecosistemas.

El análisis de los procesos de deterioro o conservación de los recursos abarca tres escalas: aquí se enfatiza la escala local de los procesos, escala en la que se realizan cotidianamente la mayoría de las acciones y decisiones directas de uso de los recursos. En este plano ocurren la mayoría de los problemas de apropiación y provisión de los sistemas de recursos y se definen la mayoría de las “*reglas operacionales*” que establecen límites directos al uso de los recursos. Una segunda escala es la de las regiones. El análisis regional de la problemática de los ecosistemas resulta relevante, puesto que la historia de las políticas y de las presiones de los mercados sobre los ecosistemas responde, en buena medida, a dinámicas regionales. Estas diversas historias han derivado en dinámicas particulares y en diferentes condiciones de los ecosistemas templados en las distintas regiones del país. En México, es en la escala regional en la que se definen parte de las “*reglas de elección colectiva*”, que se refieren a la formulación de las políticas y los sistemas de manejo del entorno natural. Por último, es conveniente recurrir a la escala nacional para el análisis de algunos temas de políticas públicas, incluyendo políticas forestales y de conservación, así como políticas agrarias y agropecuarias. La mayoría de las “*reglas constitucionales*”⁵ que influyen en el uso de los recursos ecosistémicos (principalmente los forestales) en México corresponden a leyes y normas federales. Estas reglas establecen

el marco general que define cuestiones tales como: la capacidad, o incapacidad, legal de las comunidades de usuarios de participar en la definición de las opciones locales de manejo de los recursos; los actores con derecho a definir las reglas de elección colectiva y las cuotas de poder con que ellos cuentan para actuar. Dentro de las reglas de constitución se encuentran también los arreglos de mercado que establecen los parámetros económicos en los que puede desarrollarse el manejo de los recursos comunes (Ostrom E. 1997).

Los distintos niveles de este esquema constituyen campos articulados, que interactúan y se influyen mutuamente. Las relaciones entre los diversos factores y escalas que inciden en los procesos de deterioro o conservación de los ecosistemas no son ni lineales, ni exclusivas; la forma en que se conjugan y el peso de los distintos elementos en estos procesos son particulares a cada caso.

EL CAPITAL SOCIAL Y LAS INSTITUCIONES LOCALES

Suele utilizarse el término *comunidad* de forma muy general, considerando que las comunidades son grupos de personas unidos por elementos de identidad, como pueden ser las relaciones de parentesco, la afinidad de intereses, la existencia de tradiciones, visiones o creencias compartidas. El concepto de comunidad incluye, aunque rebasa, la connotación agraria del término, es decir, aquella utilizada en el campo de los estudios rurales en México y que define a la comunidad como el conjunto de poseedores de derechos agrarios (ejidales o comunales), sus familias y el territorio que poseen. Las comunidades constituyen espacios donde se desarrollan y se expresan una amplia gama de procesos y funciones, son espacios sociales de gran densidad que a menudo representan un *locus* (sitio) para el conocimiento, son instancias de regulación y manejo de recursos, son fuente de identidad y, además, la encarnación de distintas instituciones; son, por último, un objeto de control desde la perspectiva del Estado.

Elinor Ostrom ha propuesto que las comunidades son, potencialmente, sujetos capaces de construir reglas propias para el uso de los recursos comunes y capaces de asumirlas, haciendo viable el uso sostenido y la permanencia de esos recursos en el largo plazo. En distintos trabajos de esta autora y sus colaboradores, se expone cómo algunas comunidades han construido instituciones capaces de resolver los retos relacionados con la apropiación de las unidades de los recursos comunes y los que plantea la provisión para el mantenimiento de los sistemas de recursos. Algunas de estas comunidades han elaborado opciones de manejo adecuadas a sus condiciones sociales y ecológicas. En este apartado retomamos la concepción de E. Ostrom (1990, 1997 y Ostrom y Ahn 2001) sobre las instituciones locales, que las considera fundamentalmente como conjuntos de reglas en uso en contextos particulares; reglas que son construidas, consensuadas y modificadas por los propios usuarios de los recursos en comunidades determinadas.

Ostrom no plantea que la gestión comunitaria de los recursos pueda ser sostenible en todos los casos, reconoce la extensa presencia de situaciones que replican la “tragedia de los comunes”. Sin embargo no asume la ausencia de cooperación entre los usuarios de los recursos comunes y el deterioro consecuente, como el desenlace inevitable de la gestión colectiva. Ostrom critica el abuso de los supuestos de amplia generalización y de modelos deterministas, en el que caen muchas de las explicaciones sobre los usos de los recursos naturales. Propone, en cambio, un marco para el análisis que posibilite reconocer los diversos factores que determinan la viabilidad, o el fracaso, de las instituciones de manejo de los recursos comunitarios y de las formas en que estos factores se relacionan.

En el marco de la teoría de la acción colectiva, Ostrom propone que la existencia de instituciones comunitarias sólidas depende de una serie de condiciones de los grupos de usuarios:

i. Algunas de estas condiciones se refieren a la economía de las comunidades y de las fami-

lias, y son tales, como *el nivel de dependencia del recurso* que éstas presentan para lograr subsistir. Otra condición se refiere a que *la tasa de descuento del aprovechamiento sea menor para los usuarios de los recursos, en comparación con los beneficios potenciales de la preservación de los ecosistemas.*

ii. Otro grupo de condiciones de los grupos de usuarios de los recursos, que favorecen el desarrollo de instituciones sólidas, tiene que ver con la articulación de las comunidades con los sistemas políticos; este es el caso de la *autonomía de los usuarios para definir reglas de acceso a los recursos.*

iii. Un tercer tipo de características de las comunidades de usuarios, que posibilita la existencia y permanencia de instituciones de manejo de los recursos comunes, se refiere al capital social de las comunidades.

En un sentido amplio, entendemos el concepto de *capital* como el conjunto de medios disponibles para fortalecer las capacidades productivas humanas. Si el *capital físico* se refiere a los instrumentos físicos e infraestructura utilizados en la producción, intercambio y consumo de bienes y servicios, el *capital social* incluye aquellos aspectos de las estructuras sociales, normas y arreglos institucionales, que facilitan las capacidades productivas (Ostrom 1997: 207). El capital social se basa en las relaciones sociales de las comunidades humanas que les permiten desarrollar *conocimientos y visiones comunes, entendimiento mutuo, rendición de cuentas y confianza* entre sus miembros (Ostrom *op. cit.*), condiciones indispensables de la constitución y vigencia de cualquier acuerdo social. “El concepto de capital social enfatiza diversos factores que no son novedosos, pero que a menudo han sido ignorados durante el apogeo de la economía neoclásica y las teorías de elección racional: confianza, redes y formas de compromiso cívico e instituciones y reglas racionales e irracionales. La contribución del capital social radica en que ubica estos factores, aparentemente diversos, en el marco de la acción colectiva... requiere a los teóricos de la ac-

ción colectiva⁷ salir del mundo del puro razonamiento y asumir problemas empíricos de políticas públicas” (Ostrom y Ahn 2001).

El capital social permite la confianza entre los miembros de un grupo y la certidumbre sobre la rectitud de sus conductas en relación con los bienes comunes, condiciones indispensables para construir patrones de manejo regulado de los propios bienes comunes. De este modo, se contempla al capital social como un atributo de los individuos y de sus relaciones, que fortalece su capacidad de resolver problemas de acción colectiva. El capital social representa un valor básico para el desarrollo y la conservación del capital comunitario, natural o construido, físico o humano. A la vez, los esfuerzos y la actividad colectiva que exige la gestión de los recursos comunes crea oportunidades para el desarrollo de capital social, en tanto promueve la cooperación, la discusión, el desarrollo de normas colectivas, de formas de organización y de nuevos roles, así como de espacios de comunicación y de resolución de conflictos.

El concepto de capital social ha sido utilizado para dar cuenta de una variedad muy amplia de procesos, desde la existencia de desarrollo económico, hasta la presencia de gobiernos democráticos. En este trabajo el uso de esta categoría se acota al *capital social para el manejo de recursos*, esto es el capital social que permite a las comunidades la construcción de instituciones para el manejo de este tipo de recursos comunes⁸ naturales como son los bosques y otros ecosistemas, por ejemplo los de regiones templadas.

El capital social no constituye algo dado o una cualidad inmutable, presente en algunas comunidades y ausente en otras. En tanto que es resultado de relaciones sociales que sostienen los miembros de una comunidad,⁹ este capital se conserva, se incrementa o se deteriora, como resultado de las prácticas sociales de sus miembros y de otros actores involucrados en la vida comunitaria. El desarrollo de las condiciones que permiten la acción colectiva requiere de un esfuerzo deliberado, constante y consistente por parte de los actores sociales, “las cualidades esenciales de construcción de conocimiento común, de existencia de

comunidades de entendimiento, de patrones de responsabilidad social y confianza mutua en las relaciones humanas ... no suceden espontáneamente como características de la vida en un estado de naturaleza; requieren inteligibilidad y destreza de parte de seres humanos que saben como pensar y usar sus capacidades racionales para resolver problemas y construir relaciones mutuamente productivas” (Ostrom 1997:147).

En este trabajo se consideran, como elementos de capital social comunitario, las cualidades que Elinor Ostrom considera “atributos de los usuarios” y que favorecen la construcción de instituciones sólidas. Estos atributos se refieren a:

- i. La presencia de normas de confianza y reciprocidad entre los miembros del grupo que utilizan un determinado recurso.
- ii. La existencia de un entendimiento común sobre el funcionamiento del sistema de recursos y las formas en que las acciones de los usuarios lo afectan, así como de una visión compartida sobre la comunidad y sus problemas.
- iii. La existencia de experiencia organizativa previa entre los integrantes del grupo (Ostrom y Ahn 2001: 97)

Estas dimensiones son utilizadas como variables en el análisis que aquí se desarrolla. Estas condiciones permiten construir distintas capacidades, elementos de capital social para el manejo comunitario de los bosques y otros ecosistemas, como son: la formación de recursos humanos, la inversión (productiva y social) de las ganancias de la producción comunitaria, la democratización de los procesos de toma de decisiones, la institucionalización de las prácticas de deliberación, la construcción de consensos, el desarrollo de prácticas de rendición de cuentas que permiten que el uso y gestión de los recursos naturales comunes sea más sostenible y participativo (Allieri y Ahn 2000:12).

Tanto el análisis directo de varias comunidades, como los resultados de distintos trabajos sobre las prácticas de uso de los recursos naturales,

muestran que las condiciones que hemos identificado como elementos de capital social tienden a estar presentes en muchas comunidades indígenas (Merino 1997, Merino *et al.* 2000). A menudo, para estas comunidades las condiciones representan elementos de identidad y cultura. Esta reflexión sobre la identidad cultural resulta cercana al sentido con que el filósofo andaluz Ibn Khandún, entendía el término cultura y que implicaba a la vez: (1) un lugar; (2) habitado o cultivado por gente que lo mantiene en buen estado, en contraste con las tierras baldías o las ruinas y (3) los actos de cultivar, construir, instituir;¹⁰ esto es, una comunidad de tierra, cultivos y cultos, y también de prácticas de reproducción social. La identidad étnica es producto de la participación individual y colectiva en formas de vida, racionalidad, fantasía y conducta particulares a un grupo. Constituye un fenómeno de larga duración histórica; no obstante, ni la identidad, ni las comunidades étnicas son estáticas, son el resultado de las relaciones sociales que sus miembros recrean y mantienen entre sí y con actores externos a las comunidades.¹¹

Es frecuente que los discursos ambiental e indigenista manejen una imagen generalizada de comunidad, como unidad dotada de cualidades intrínsecas y que habla con una sola voz. Cuestionando este supuesto, se propone en cambio que la heterogeneidad y la estratificación sociales son comunes en la mayoría de las comunidades indígenas y campesinas del México actual, como a muchas comunidades rurales en el mundo. Suponemos, además, que la elaboración de la historia y la identidad comunales siempre envuelve formas de invención que tienen que ver con el poder, ya que no todos participan, ni se benefician igualmente de la construcción y la reproducción de las comunidades. La heterogeneidad puede referirse a una gran variedad de condiciones, nivel educativo, ocupación, diferencias religiosas, étnicas, culturales, de género, de generación. Estas condiciones pueden tener o no una acción directa sobre las instituciones comunitarias. La heterogeneidad afecta el manejo y gobierno de los ecosistemas naturales (bosque, pradera, ma-

torral, humedal u otros) cuando se traduce en condiciones significativamente diferenciadas de acceso a los recursos comunes y en desigualdades en la capacidad de decisión sobre las reglas que rigen su uso y mantenimiento. Esto sucede a menudo en comunidades con altos niveles de estratificación social y diversidad étnica, donde los grupos más pobres tienden a ser marginados de estas capacidades. Como lo muestran diversos casos, en comunidades que se hallan en estas condiciones, es común que una pequeña elite domine el manejo de los ecosistemas naturales y se beneficie inequitativamente de éstos.

En el contexto rural mexicano la comunidad puede coincidir con el núcleo agrario, como sucede en muchas comunidades de ese tipo que tienden a ser más incluyentes que los ejidos; o bien, puede ser más amplia que el núcleo agrario, como es el caso de la mayoría de los ejidos del país o, incluso, puede ser más reducida que la comunidad agraria, como acontece en aquellas comunidades indígenas que integran varias localidades, entre las que no existen lazos comunitarios reales¹². En los ejidos, los derechos agrarios sólo son transferibles a un heredero pero, como resultado de la conclusión oficial del reparto agrario y del crecimiento poblacional, una mayoría creciente de familias de los ejidos carece de derechos agrarios que conceden el acceso a los bienes comunes. Entre distintas comunidades encontramos que la posesión de derechos agrarios suele ser un factor importante de diferenciación social, aunque determina en buena medida las estrategias de sobrevivencia a las que las familias pueden recurrir. En las distintas regiones campesinas e indígenas del país la migración, permanente y temporal, se ha convertido en una opción cada vez más necesaria para lograr la subsistencia familiar. La migración tiende a ser mayor entre quienes carecen de derechos ejidales. Además, a partir de la posesión o carencia de estos derechos, los jefes de familia adquieren o no el estatus de "propietarios", que les permite participar en las asambleas ejidales donde se discuten y se deciden muchos aspectos de la vida de las comunidades, que a menudo rebasan el ámbito de lo estrictamente

agrario. La marginación de los espacios de decisión resulta más significativa en los casos de ejidos que poseen “recursos comunes” de fuerte importancia social y económica, como sucede en muchos ejidos forestales. En los ejidos que han desarrollado una economía forestal, el acceso o carencia de derechos agrarios tiene impactos directos sobre la estratificación socioeconómica. En la mayoría de los ejidos del centro, norte y sur del país, son casi siempre los hombres de mayor edad quienes poseen derechos ejidales; los jóvenes se encuentran generalmente marginados de las estructuras económicas y políticas de sus comunidades de origen, sea que vivan en ellas, o no. En las comunidades agrarias, en cambio, todos los hombres hijos de comuneros tienen derechos agrarios. La parcelación de las tierras agrícolas y la apropiación particular de las parcelas son condiciones presentes en la mayoría de las comunidades, por lo que los derechos comunales no siempre garantizan el acceso a la tierra,¹³ pero el acceso a los bienes comunes y la participación en asambleas comunales, son derechos abiertos a todos los jefes de familia nativos de las comunidades.

La estructura de gestión de los ejidos y comunidades está definida por el reglamento agrario, que establece dos órganos de representación: el comisariado (ejidal, o de bienes comunales) que cuenta con presidente, secretario y tesorero (propietarios y suplentes) y el comité de vigilancia, en el que existen los mismos cargos. Algunas comunidades indígenas, particularmente en Oaxaca, han incorporado y adecuado la estructura de dirección agraria municipal e, incluso, la de las empresas forestales comunales, a las formas de organización tradicional: el “sistema de usos y costumbres” y el “sistema de cargos” (Klooster 1997, Merino *et al.* 1997). En estos casos, se han desarrollado formas modernas de institucionalidad para el manejo de los recursos con base en el *capital social* y en las tradiciones organizativas de las comunidades, dotando a las nuevas instituciones de un prestigio, consenso y capacidad de movilización, que difícilmente hubieran adquirido de otra manera.

En el marco de los sistemas de organización tradicional se desarrollan las actividades de apropiación y provisión de los bienes comunes y las funciones de participación y gobierno de las comunidades. Tanto el sistema de cargos, como los usos y costumbres comunales favorecen en muchos casos valores y actitudes de cooperación, reciprocidad, autonomía comunitaria, participación y transparencia, dentro de una ideología general de servicio a la comunidad. No son estas, sin embargo, las únicas fuerzas e intereses vigentes en los espacios étnicos comunitarios. Las desigualdades en el acceso a los recursos económicos y políticos ocasionan que las instancias de organización tradicional puedan ser, también, definidas en favor de intereses caciquiles, concentrando recursos y marginando a sectores importantes de las comunidades. Más allá de la pertenencia étnica, la prevalencia de relaciones horizontales al interior de una comunidad fortalece su capital social, mientras que una estructura basada en relaciones fundamentalmente verticales, caracterizada por diferencias dramáticas de las capacidades y el poder, deteriora el capital social, y produce una organización social débil y desintegrada (Allieri y Ahn 2000:12).

Se ha mencionado que desde la teoría de la acción colectiva, las normas son consideradas instituciones, instrumentos que regulan el comportamiento de los individuos y, por ello, proveen el marco en el que los seres humanos interactúan. A partir de las instituciones, vistas en este sentido, se establecen muchas de las relaciones de cooperación y competencia presentes en las sociedades. Las instituciones son conjuntos de reglas, procedimientos de cumplimiento, y normas morales y éticas designadas para limitar la conducta de los individuos” (North 1981:201-202). Para E. Ostrom “las instituciones pueden definirse como conjuntos de reglas en uso, que determinan quien es elegible para tomar decisiones en un espacio determinado, que acciones se permiten y cuáles se prohíben, que series de reglas se utilizarán, que procedimientos se seguirán, que información debe o no debe proveerse y cuáles serán las consecuencias de las acciones de los individuos sobre los recursos que poseen, usan o manejan en común” (Ostrom 1990:51). Las instituciones afectan las

acciones de los individuos al influir la disponibilidad de información y recursos, moldeando los incentivos y estableciendo reglas básicas para las transacciones sociales. Las reglas o instituciones ejercen una acción determinante en la vida de los grupos sociales y, a la vez, son resultado de la historia y las acciones de estos grupos. En su naturaleza de estructuras sociales son, simultáneamente, medios de las prácticas de reproducción social y resultados de su implementación.

Las instituciones para el manejo de los recursos comunes pueden considerarse también como una dimensión del capital social de las comunidades, interdependiente de los otros elementos de ese capital que ya se han mencionado. Las instituciones se construyen sobre la base de normas de confianza y reciprocidad, de las visiones compartidas sobre los recursos comunes y de las experiencias de organización de los grupos. A su vez, la operación de instituciones sólidas favorece la existencia de sinergias que mantienen las relaciones de confianza y, en general, provee las condiciones en las que el desarrollo de experiencias de organización colectiva es viable. En sentido inverso, la insuficiencia o la falta de adecuación de las instituciones tienden a deteriorar las relaciones, las perspectivas comunes y la organización de los grupos.

Las instituciones locales se desarrollan, mantienen y recrean, buscando responder a una amplia serie de fines: el uso, el manejo y la preservación de los recursos naturales, el gobierno de las comunidades, la preservación y construcción de espacios de identidad comunitarios, el acceso a los servicios y su mantenimiento, entre muchos otros. El tema central es el análisis de la institucionalidad involucrada en el manejo de los ecosistemas naturales comunes. En los procesos de creación y desarrollo de instituciones comunitarias, el capital social con que cuentan los grupos les permite resolver tres dilemas centrales para la acción colectiva: el problema de la "oferta" o creación de nuevas instituciones, el problema de la credibilidad del compromiso de quienes son afectados por las reglas y el problema de monitoreo del cumplimiento de las reglas comunitarias. "En ámbitos locales la creación de insti-

tuciones propias de las comunidades es viable si existen entre sus miembros un sentido de comunidad y relaciones de confianza ... Por otra parte, hablar de reglas comunes implica que las personas cuyas estrategias son afectadas por las normas: conocen su existencia, esperan que sus conductas sean monitoreadas y puedan ser sancionados en condiciones de incumplimiento" (Ostrom 1990:45).

Para lograr patrones de uso sostenidos de los recursos, las reglas de uso deben dar respuesta a dos tipos de problemas: a) los problemas de apropiación, que se refieren a la forma en que los usuarios cosechan unidades de recursos. Las reglas de este tipo buscan evitar la pérdida de beneficios en el mediano y largo plazos y reducir la incertidumbre y el conflicto sobre los derechos de asignación. Las reglas de apropiación deben también atender la asignación espacial y/o temporal de acceso al recurso, prescriben quienes tienen derecho a cosechar unidades del recurso, la dimensión de la cosecha, los sitios y tiempos de cosecha y la tecnología utilizada. Por ello, las reglas particulares utilizadas para regular las prácticas de apropiación afectan los costos del seguimiento de las mismas, así como las conductas estratégicas que tienden a ocurrir entre los usuarios y entre quienes dan seguimiento a los usos de los bienes comunes: (Ostrom 1990:48) y b) los problemas de provisión, que se refieren, en cambio, a los efectos de las distintas formas de asignar la responsabilidad de construir, restaurar o mantener en el tiempo el sistema de unidades del recurso. La solución de los problemas de mantenimiento requiere determinar el tipo y nivel de intervención necesarios para mantener el recurso a través del tiempo (Ostrom 1990: 49). Los problemas de apropiación se refieren a los flujos de las unidades de recursos, los problemas de provisión se refieren a los acervos o contenido de los sistemas de recursos. Si los problemas de apropiación no son resueltos, los problemas de provisión no pueden abordarse. Por último, la congruencia entre las respuestas a uno y otro tipo de problemas es una condición fundamental para la funcionalidad de las reglas.

El hecho de pensar los problemas de uso de los recursos de uso común (RUC)¹⁴ como dilemas de acción colectiva, conlleva dos supuestos generales: 1) que los usuarios de un RUC enfrenten una variedad de problemas de apropiación y provisión, cuyas estructuras varían de un caso a otro y, 2) que al diseñar y usar reglas para el uso de los RUC los usuarios deban contar con instancias de negociación y decisión de distintos niveles. Este último supuesto implica que la comprensión y el diseño de las instituciones, para la gestión de los RUC, exige considerar diversos niveles de análisis.

Todas las reglas están “anidadas” en otros conjuntos de reglas, las cuales definen como puede cambiarse el primer conjunto de normas. Ostrom (1991), junto con otros institucionalistas como G.W. Ostrom (1994) consideraron tres niveles generales de reglas:

- i. Reglas operacionales, que se refieren a la solución de los problemas de apropiación y provisión, a las situaciones típicas de los “dilemas de los comunes”. Las reglas operacionales afectan de manera directa las decisiones cotidianas que realizan los usuarios. Establecen también quiénes y cómo dan seguimiento a las acciones de los otros, que información debe intercambiarse y cual requiere guardarse, así como los estímulos y sanciones a aplicarse frente a diferentes situaciones.
- ii. Reglas de elección colectiva, que afectan indirectamente las elecciones operacionales al definir quienes tienen derecho a participar en el diseño y sanción de las reglas y de las formas en que este diseño y sanción se lleven a cabo. Estas reglas son utilizadas por los usuarios, sus autoridades, o autoridades externas, al formular políticas de manejo de un RUC.
- iii. Reglas de elección constitucional que afectan las actividades operacionales, al influir sobre los distintos tipos de reglas que se utilizarán para constituir los espacios de elección colectiva y de definir quienes son elegibles para participar en ellos (Ostrom 1990: 52). En síntesis, el análisis del nivel de constitución se refiere a las normas que determinan

las formas en que se elaboran las reglas (operacionales y de acción colectiva).

En los hechos, estos tres niveles de reglas se traslapan constantemente. Puede ilustrarse la situación general con el ejemplo provisto por los ecosistemas templados de montaña como los bosques: en México el uso de los recursos forestales está sujeto a distintos niveles y tipos de reglas. Desde las primeras décadas del siglo XX, el estado ha considerado a los bosques como recursos de interés patrimonial para la nación, en consecuencia el manejo de los recursos forestales ha estado sujeto a una fuerte intervención gubernamental. El nivel de regulación oficial para el uso de los bosques es significativamente mayor al que se aplica para las actividades agropecuarias. El aprovechamiento maderable de los recursos requiere ser autorizado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat)¹⁵. Para obtener el permiso de aprovechamiento, los productores deben presentar un programa de manejo forestal basado en inventarios forestales y, en algunos casos, también una manifestación de impacto ambiental (Ley Forestal 1997, art. 11 y 12). La Ley y el Reglamento forestales, reglas de elección colectiva, y algunas reglas operacionales. La Ley Forestal es a su vez reglamentaria del artículo 27 de la Constitución Política, que rige la tenencia de la tierra y los recursos naturales. El artículo 27 Constitucional se ubica en el nivel de las reglas constitucionales que enmarcan a las distintas leyes y normas que aplican en este campo.

En las comunidades asentadas en áreas forestales, el uso de los recursos forestales está sujeto a una serie de normas y acuerdos generados por los propios grupos de propietarios y usuarios. Estas reglas operacionales influyen directamente en las decisiones sobre el uso de los recursos que los individuos realizan cotidianamente. Estas normas locales de uso se refieren a una gama, más o menos amplia, de recursos comunes. En muchos casos las normas locales se articulan con los programas de manejo y con la legislación forestal de manera funcional y, en otros casos, interactúan de forma contradictoria.

Con base en un amplio análisis empírico, E. Ostrom considera que la existencia de instituciones locales sólidas y funcionales para el manejo de los recursos naturales de acceso común, depende de una serie de condiciones:

- i. La delimitación de los grupos de usuarios y de las fronteras del recurso.
- ii. La congruencia de las reglas en uso con las condiciones locales (ecológicas y socioeconómicas).
- iii. La participación de los distintos grupos de usuarios en la definición de las reglas operacionales.
- iv. El seguimiento sistemático del cumplimiento de las reglas.
- v. La aplicación de sanciones graduadas para los infractores.
- vi. La existencia de mecanismos para arreglar controversias sobre las diferentes interpretaciones de las reglas.
- vii. El reconocimiento, por parte de las instancias de gobierno, del derecho de los grupos locales para diseñar sus propias instituciones.

La presencia de estas condiciones depende no sólo de la existencia de elementos de capital social en las comunidades, sino también y de manera crítica, de las relaciones de las instituciones comunitarias con los sistemas políticos de distintos niveles y escalas. Las instituciones comunales están sujetas a una constante dinámica de transformación, las reglas deben modificarse, desecharse y construirse, para hacer frente al cambio de las condiciones de los grupos de usuarios, de los recursos comunes y de las condiciones externas (de intercambio, valoración, presión, etc.) que los afectan. La innovación institucional, como creación de nuevas reglas, depende de dos factores generales: la base de conocimiento disponible sobre las dinámicas ecológicas de los recursos y su estado, y los costos, objetivos y subjetivos, del cambio. En estos costos influyen las normas constitucionales y de acción colectiva. Pero en todos los casos las capacidades de autorregulación de una comunidad deben construirse, mantenerse y desarrollarse; “las

capacidades creativas y duraderas de las sociedades humanas están asociadas con los patrones de relaciones de auto-organización y auto-gobierno que se diseñan en las comunidades de entendimiento, teniendo en cuenta las especificidades de tiempo y lugar en circunstancias ecológicas y culturales particulares y que son construidas con base en estándares de rectitud, reciprocidad y confianza mutua” (Ostrom 1997).

La consideración explícita de los factores sociales, en todo análisis, diagnóstico y gestión, dirigidos a la conservación de ecosistemas naturales como los de las regiones templadas de montaña en México, puede significar la diferencia entre el éxito y el fracaso que ha acompañado en el pasado a muchas iniciativas.

NOTAS

- 1 Contra la opinión popular, la extracción de madera no es siempre un factor de deforestación. En el contexto de planes de manejo silvícola adecuados, los bosques sujetos a extracciones forestales no sólo se mantienen, sino que pueden incrementar sus existencias de madera, al tiempo que continúan prestando un conjunto de variados servicios ambientales. Existen distintas propuestas y metodologías para definir y evaluar la sustentabilidad del manejo forestal como las del Forest Stewardship Council, Smart Wood y el Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible (ver Johnson y Cabarle; *Surviving the Cut*, World Resources Institute 1994).
- 2 En un sentido general, en este texto se entiende a la comunidad como un grupo caracterizado por el manejo de actitudes y objetivos comunes, que se desarrollan a partir de la experiencia y las creencias sociales compartidas.
- 3 Las actividades de apropiación se refieren a la extracción de unidades de recursos y las de provisión a la inversión en la preservación de los sistemas de recursos.
- 4 Que en este trabajo entendemos en el sentido de experiencias e identidades compartidas,

relaciones de confianza y reciprocidad, conocimientos y perspectivas comunes y experiencia de organización.

- 5 En el sentido de constituirse. Aunque aquí se plantea una fuerte equivalencia entre el nivel de análisis local y las reglas operacionales, el nivel regional y las reglas de elección colectiva, y el nivel nacional y las reglas constitucionales, considero que las escalas de análisis y las instituciones / reglas de distintos niveles no equivalen completamente entre sí. En primera instancia, en cada una de las escalas ocurren muchos otros procesos además de definición de reglas / instituciones; por otra parte, pueden operar reglas de acción colectiva en escalas locales y establecerse reglas constitucionales en escenarios regionales.
- 6 De la sustitución de los sistemas de recursos comunes por otros usos del suelo.
- 7 De manera muy sintética, los problemas de acción colectiva se refieren a la forma en que los grupos asumen las condiciones de apropiación (de las unidades de los recursos) y de provisión (de los sistemas de recursos) de los recursos comunes, que eviten su sobreexplotación y agotamiento y permitan su conservación. Nos referimos a este tipo de problemas en la parte inicial de este texto.
- 8 La concepción de recursos comunes va más allá del campo de los recursos naturales, incluyendo también distintos recursos de capital (en el sentido económico).
- 9 El capital social puede crearse también a partir de las relaciones de una comunidad con otras instancias (otras comunidades, agencias de gobierno, u otro tipo de actores).
- 10 Citado por V. Ostrom, 1997:203
- 11 No planteo que la presencia de capital social sea extensiva a todas las comunidades indígenas, menos aún que sea exclusiva a ellas.
- 12 Como ejemplo, en la región de la Montaña, en el estado de Guerrero existen comunidades que llegan a integrar 60 localidades.
- 13 Los derechos de los comuneros particulares sobre parcelas agrícolas no cuentan con reconocimiento oficial en el contexto del regl-

amento agrario vigente. El Programa de Certificación y Derechos Ejidales (PROCEDE) sólo recientemente trabaja con comunidades indígenas, generalmente sólo ha delimitando únicamente los linderos comunales, sin embargo al interior de las comunidades se reconocen los derechos de particulares, miembros de la comunidad a las parcelas agrícolas.

- 14 El término inglés *common pool resources* puede traducirse como recursos de acceso común; sin embargo, esta expresión resulta poco clara y se ha optado por hablar de recursos de uso común que en este trabajo se abrevian como RUC. Otra posibilidad de traducción sería la de "recursos de acervo común"
- 15 A partir de diciembre de 2000 SEMARNAP pasó a denominarse SEMARNAT, dejando de estar involucrada en las actividades de pesca, que pasaron a la Secretaría de Agricultura y Ganadería (SAGARPA).

BIBLIOGRAFÍA

- Allieri, C. y B. Ahn 2000. *Evaluating Social Capital Formation in the World Bank Community Forestry Project: Oaxaca, México*. Columbia University School of International and Public Affairs. Program in Economic and Political Development, The Applied Workshop in International Development Team.
- Demezets, H. 1967. Toward a theory of property rights, *American Economic Review*, 57.
- Feeny, D. H. 1988. The Demand for and Supply of Institutional Arrangements. In *Rethinking Institutional Analysis and Development: Issues, Alternatives and Choices*. V. Ostrom, D. Feeny, and H. Pincht (eds.), pp. 159-209. Institute for Contemporary Studies Press, San Francisco: (citado por Ostrom, E. 1990, p.23).
- Hardin, G. 1968. The Tragedy of the commons. *Science* 162 No. 859.
- Klooster, D. 1997. *Conflict in the Commons. Rules and around a common resource management in San Miguel Peras, Oaxaca, Mexico*. Doctoral Dissertation, University of California, Los Angeles.
- Merino, L. (coord.) 1997. *El manejo forestal comunitario en México y sus perspectivas de sustentabilidad*.

- Ed. CRIM-UNAM, SEMARNAP, World Resources Institute y Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible. México.
- 1999. La gestión colectiva de los recursos forestales. *Revista de Comercio Exterior* 49(12). Diciembre 1999. México.
- Merino, L., Gerez P. y S. Madrid 2000. Políticas, instituciones comunitarias y uso de los recursos comunes en México. En: *Sociedad, derecho y medio Ambiente. Primer informe del programa de investigación sobre aplicación y cumplimiento de la legislación ambiental en México*. CONACYT, UNAM, SEMARNAP. México.
- North, D. C. 1981. *Structure and Change in Economic History*. New York: Norton. Citado por Feeny David, 1993; The Demand of and Supply of Institutional Arrangement.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press.
- 1991. *Crafting Institutions for Self-Governing Irrigation Systems*. Institute for Contemporary Studies, San Francisco, California.
- Ostrom, E. 1997. Esquemas institucionales para el manejo exitoso de los recursos comunes. *Gaceta Ecológica* 45:32-48. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAP, México.
- 2000. *El gobierno de los bienes comunes: la evolución de las instituciones de acción colectiva*. Ed. Fondo de Cultura Económica, México.
- 2000a. Social Capital: a Fad or a Fundamental Concept?. In: *Social Capital, a multifaceted Perspective*. The International Bank for Reconstruction and Development and The World Bank. Washington D.C. pp.172 – 214.
- Ostrom, E. y Ahn T. K. 2001. *A Social Science Perspective on Social Capital: Social Capital and Collective Action*. A report prepared for the Bundestag – Enquete Commission, Workshop in Political Theory and Policy Analysis, Indiana University.
- Ostrom, G. W. 1994. *Rules, Games & Common-Pool Resources*. The University of Michigan Press, Ann Arbor.

MARCO TEÓRICO Y PRÁCTICO PARA EL ANÁLISIS ECONÓMICO DE LOS PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES EN MÉXICO

José Carlos Fernández y Mayela García

Dirección de Economía Ambiental, Dirección General de Investigación
en Política y Economía Ambiental, Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT.
Correo-e: jcfernand@ine.gob.mx y lumaga@ine.gob.mx

INTRODUCCIÓN

El análisis de la pérdida de la biodiversidad y la búsqueda de alternativas para su conservación se ha concentrado, tradicionalmente, en las ciencias naturales más que en las ciencias sociales. Desde el punto de vista de las ciencias naturales, se han podido identificar diversas causas directas (o proximales) de la pérdida de biodiversidad (Wood *et al.* 2000) como son la alteración y transformación del hábitat, la sobreexplotación, la introducción de especies y enfermedades, la contaminación y el cambio climático. Todas estas causas directas son también relevantes para los ecosistemas templados, pues, por ejemplo, los bosques han perdido en la última década cerca de un 10% de su cobertura y un 25% de ellos se ha degradado (Velázquez *et al.* 2002). Sin embargo, la pérdida de la biodiversidad, al igual que otros problemas ambientales, está asociada con procesos socioeconómicos complejos, los cuales representan las causas últimas (o causas raíz) de esta pérdida. El entendimiento de las líneas de causalidad hasta las causas raíz, es una precondition para poder identificar los cambios e intervenciones efectivas, para la conservación y el desarrollo sustentable.

En diversos procesos de la gestión ambiental se han incorporado diversas consideraciones socioeconómicas, por ejemplo en los estudios de ordenamiento ecológico, en los planes de manejo y las manifestaciones de impacto regulatorio.¹ Sin embargo, estos análisis a menudo carecen de un

rigor suficiente y resultan ser una simple compilación de indicadores, que no logran informar de manera útil a la política pública o la gestión de los recursos naturales.

En los últimos años la literatura sobre la dimensión socioeconómica, en temas de conservación, ha crecido de manera importante y ha permitido avanzar en la construcción de un verdadero enfoque interdisciplinario para la conservación. Este apartado tiene por objetivo resaltar algunas herramientas del análisis socioeconómico que pueden ser de utilidad para el profesionista de la conservación. Por supuesto que una breve nota como esta no puede discutir en extenso todos los temas, por tanto, se recomienda al lector que consulte la literatura sugerida, para mayor información.

El apartado está dividido en cinco secciones: la primera aborda de manera general el problema de la conservación desde una perspectiva de sustentabilidad económica y apunta a algunas fallas del sistema económico para lograr un uso sustentable y la conservación de los ecosistemas naturales. La segunda sección vincula estos factores con su expresión a nivel local, a través del análisis de causas raíz. En la tercera sección se presenta el problema de la valoración ambiental de los servicios ambientales y, en la cuarta sección, se analiza el intervalo de instrumentos de política disponibles para corregir las fallas del sistema económico, con particular énfasis en los instrumentos a nivel municipal. Finalmente, la sección cinco presenta las conclusiones del tema.

1. LA SUSTENTABILIDAD Y LA DIMENSIÓN ECONÓMICA DE LA DEGRADACIÓN AMBIENTAL

Las fuerzas económicas, impulsadas por las decisiones de infinidad de agentes económicos, son los elementos que rigen la pérdida de la biodiversidad, el cambio climático y otros procesos de degradación ambiental. Decisiones tales como el cambio de uso de suelo de un predio forestal a uno agrícola, el uso de fuentes fósiles de energía y el uso de tecnologías contaminantes, se toman porque generan beneficios económicos para quien las realiza. Indudablemente, para poder cambiar estas decisiones debemos hacer que sean económicamente atractivas.

En el sistema económico, los precios actúan como señales de los costos y beneficios que generan diversas actividades, motivando a los agentes a llevar a cabo aquellas que producen el mayor beneficio. En principio, podríamos pensar que esto garantizaría que las actividades que generen un gran daño social no serían económicamente viables y que los precios que verían los agentes privados, reflejarían estos daños, ¿Por qué entonces resulta evidente que la contaminación, la deforestación y otras formas de degradación causan un daño a la sociedad, a menudo mayor al beneficio que recibieron a cambio quienes provocaron estos daños? He aquí una de las tres causas económicas principales de la degradación ambiental: el sistema de precios no incorpora los costos sociales de esta. De manera análoga, podemos agregar que tampoco los beneficios producidos por los bienes y servicios ambientales (regulación hidrológica, prevención de la erosión, regulación climática, entre otros) son reconocidos en los mercados. Estas fallas de los mercados, en este caso producidas por la presencia de *externalidades*,² tienen como consecuencia una degradación ambiental excesiva y socialmente inaceptable, y una conservación insuficiente de los recursos naturales.

Por otro lado, la actividad económica se encuentra limitada por las restricciones tecnológicas y por los insumos empleados. Esto incluye las restricciones impuestas por los sistemas natura-

les. La diversidad genética, la tasa de crecimiento de las especies, la capacidad de regulación climática de los bosques, la cantidad y el tiempo de asimilación de los contaminantes, entre otros, son factores limitativos de la actividad económica. Sin embargo, estas limitaciones a menudo no son consideradas por quienes deciden degradar o destruir los ecosistemas por varios motivos. Quizá no sea posible acordar los límites por la *falta de definición de derechos de propiedad*³ o porque son *recursos de acceso abierto*⁴ o porque son *bienes públicos*⁵ o porque *carecemos de información suficiente* sobre la naturaleza de los sistemas naturales. Este es el segundo factor económico de la degradación ambiental.

Finalmente, un tercer aspecto a considerar, en la interfase entre la economía y los sistemas naturales, es el tratamiento del largo plazo. La sustentabilidad no sólo tiene que ver con lo que pasa hoy, sino con lo que ocurrirá en el largo plazo. Los agentes económicos también se preocupan por el futuro, sin embargo, en sus decisiones tienden a privilegiar el hoy por encima del futuro, preocupándose únicamente por sus intereses inmediatos y propios, sin prestar atención al futuro colectivo, es decir, sin tomar en cuenta los intereses de las futuras generaciones. En este caso, existe un precio por dejar de consumir hoy y postergar el consumo o la producción hacia el futuro: la tasa de interés, que, en términos prácticos, es el tipo de cambio del consumo presente por el consumo futuro. Sólo estamos dispuestos a sacrificar el consumo, hoy, si los beneficios futuros son por lo menos igual a los de hoy más los intereses. Por tanto, un beneficio hoy vale más que ese mismo beneficio mañana; es decir, descontamos el futuro y entre más largo sea el tiempo de espera, menos vale ese beneficio que puede obtenerse hoy. Considérese el siguiente ejemplo: si descontáramos el valor de toda la producción mundial a 200 años (con una tasa de descuento del 5% anual) obtendríamos el valor equivalente a una buena casa, y si la tasa fuera del 10%, el valor del PIB mundial en 200 años sería equivalente al valor de un coche usado. Esta forma de razonar explica porqué un individuo estaría dis-

puesto a sacrificar toda la producción mundial en 200 años ¡a cambio de un buen auto hoy!

Como resultado, los problemas ambientales tales como el cambio climático, la extinción de especies y los desechos nucleares, que tienden a ser problemas de mucho más largo plazo que decenas o cientos de años, resultan irrelevantes desde el punto de vista económico convencional (Heal 1998). Esta escasa valoración del muy largo plazo, ocasionada por la tiranía del presente, es el tercer factor económico de la degradación ambiental. Evidentemente, el muy largo plazo entraña un problema de equidad y de solidaridad intergeneracional, ya que las decisiones de la sociedad de hoy afectan a las generaciones futuras. Las decisiones irreversibles son un caso que resulta particularmente complejo de analizar en este contexto.

La sustentabilidad, por lo tanto, consiste en tres puntos esenciales (Heal 1998):

- el dar un valor positivo al muy largo plazo,
- el reconocimiento del valor del capital natural y,
- el reconocimiento de las restricciones que imponen los sistemas naturales sobre la actividad económica.

La economía ambiental tiene, como parte de su quehacer central, precisamente el análisis y el diseño de propuestas para estos tres problemas fundamentales. Como se hará más evidente en las siguientes secciones, esta formulación aparentemente simple resulta muy poderosa para enfrentar el análisis de las causas raíz de la degradación ambiental y para el diseño de políticas públicas.⁶

2. LAS CAUSAS RAÍZ DE LA DEGRADACIÓN AMBIENTAL

Una de las metodologías más interesantes para el análisis de las causas socioeconómicas subyacentes de la degradación ambiental es la desarrollada por el Fondo Mundial para la Naturaleza-WWF (Wood *et al.* 2000).⁷ Dicha metodología permite ligar los procesos físicos y biológicos con los factores socioeconómicos a diferentes escalas, desde lo

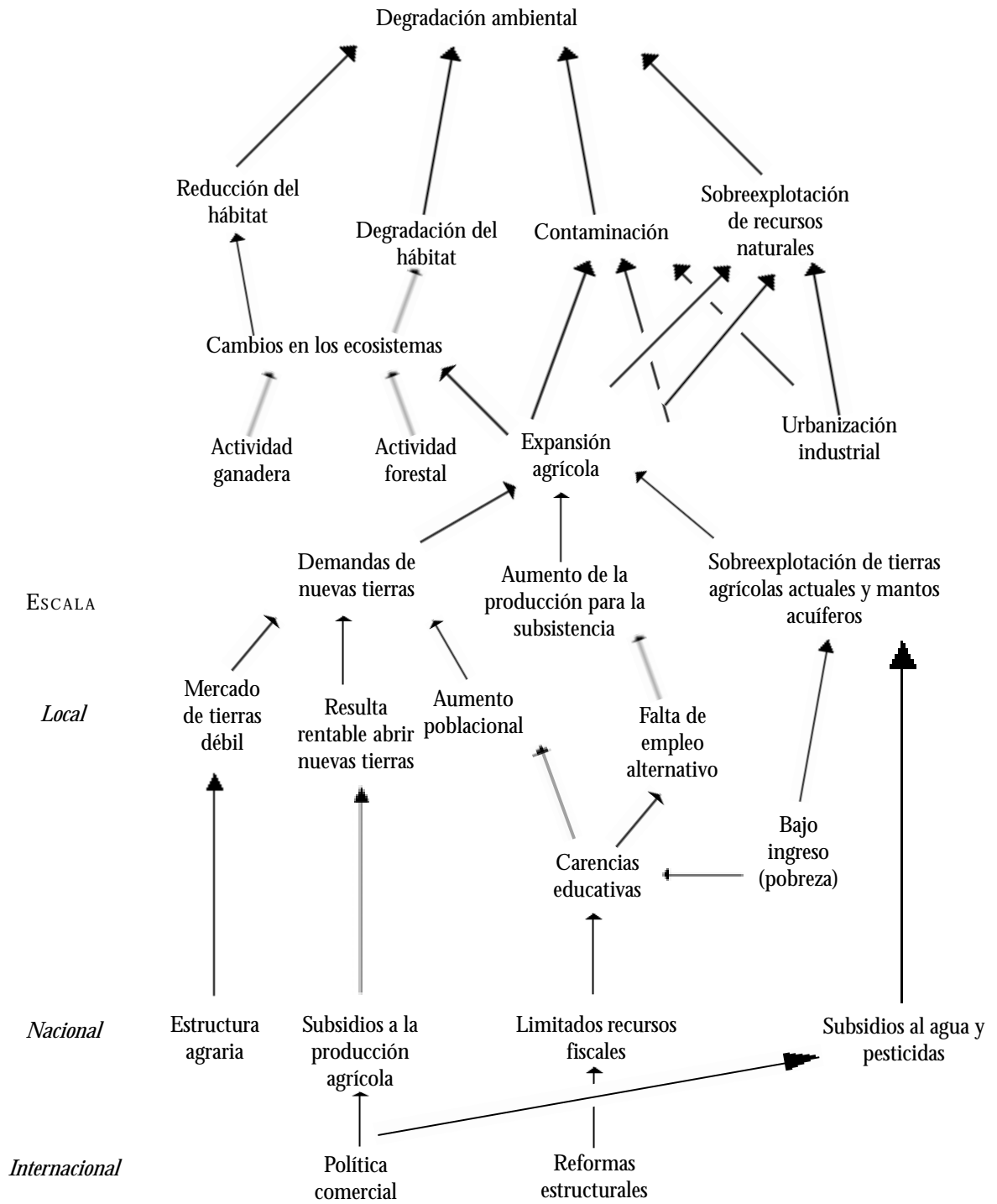
local hasta lo regional. En esta sección se presenta una breve descripción de la metodología planteada por WWF y una propuesta de aplicación para los ecosistemas templados en México.

La metodología de causas raíz busca dar respuesta a tres cuestiones básicas (WWF/MPO 1999): ¿cuáles son las fuerzas socioeconómicas y las circunstancias que conducen a la degradación ambiental?, ¿cómo se relacionan entre sí? y, ¿qué factores son clave a nivel local, regional, nacional o internacional? En la literatura se pueden identificar diversos procesos generales que han sido considerados como conductores de la degradación ambiental: el cambio demográfico, la pobreza y la desigualdad, las políticas públicas, los mercados y la política, las políticas macroeconómicas, y el cambio social y del desarrollo. Por supuesto que para cada caso específico es necesario analizar su expresión concreta, la importancia relativa de cada uno de ellos y la forma en cómo interactúan entre sí. Esto no resulta siempre trivial ya que la distancia en tiempo y espacio, entre el factor y su efecto, dificulta a menudo su identificación y la medición de su influencia.

En la figura 1 (ver página siguiente) se presenta un ejemplo del tipo de relaciones que pueden existir. Como puede observarse, las relaciones pueden ir ganando complejidad de manera importante. En el ejemplo propuesto sólo se profundiza y de manera parcial, en los factores que inciden sobre la expansión agrícola, pero se encuentran factores a diversos niveles que van desde la política comercial internacional hasta la falta de alternativas de empleo a nivel local. A partir de este análisis, sin embargo, se hace evidente la relevancia y la complejidad de los factores socioeconómicos para entender los procesos de degradación ambiental. Una vez identificados los componentes socioeconómicos asociados a la degradación es posible analizarlos a mayor profundidad para identificar qué factores emplean los agentes económicos en sus decisiones y cómo podrían éstos ser alterados por la política pública.

Tal y como se mencionó anteriormente, muchas de las causas económicas se relacionan con problemas relativos a los precios, los cuales, mu-

FIGURA 1. EJEMPLO DEL ANÁLISIS DE CAUSAS RAÍZ



chas veces no reflejan los verdaderos costos y beneficios sociales (por ejemplo, los insumos agropecuarios), con problemas de manejo de los derechos de propiedad (por ejemplo, lo poco dinámico del mercado de tierras) y con un horizonte muy corto de planeación, como es el caso de los hogares con pobreza evidente que tienen necesidades vitales hoy y no pueden invertir a futuro.

Otro aspecto importante a resaltar del ejemplo es que la definición de un espacio real de análisis local tiene una serie de conexiones no obvias y que se hallan dislocadas geográficamente. Esto hace que la delimitación de la zona de estudio, desde un punto de vista socioeconómico, haga aún más complejo el problema de delimitación de áreas típicamente realizado con un sesgo ecológico. En el análisis de causas raíz podemos identificar estos elementos externos a la dimensión estrictamente local, pero que inciden de manera importante en las decisiones de los agentes económicos.

No es la intención, ni está dentro del alcance del presente trabajo, el dar un desglose detallado de las causas raíz de la degradación en ecosistemas templados. Estas causas tendrán una relevancia distinta en cada región específica, por lo que más que profundizar en el desglose, se invita al lector a que realice su propio análisis de causas raíz para su área específica de trabajo.

Como parte del proceso de identificación de las causas raíz es necesario contar con información sobre la naturaleza de las distintas causas —proximales y de raíz— para poder caracterizar su importancia en el contexto global, es decir, necesitamos indicadores. Un conjunto de indicadores de sustentabilidad tiene múltiples objetivos:

- Identificar cambios importantes en el contexto y anticipar problemas,
- identificar la necesidad y el sentido de un cambio en nuestras respuestas, y
- evaluar la efectividad y eficacia de nuestras acciones

Los indicadores construyen piezas de información útil y sintetizada, cuyo objetivo es rela-

cionar dos o más variables que se consideran explicativas de un proceso, una acción o una política pública. Los indicadores intentan simplificar los fenómenos complejos y hacen posible valorar el estado general de un sistema. El propósito fundamental de un indicador es enviar una señal a un agente (ciudadano, dependencia gubernamental, empresa u organización civil), de tal forma que le ayude a evaluar una situación y le permita tomar decisiones pertinentes, de manera oportuna. En este sentido, no puede separarse al indicador de su grupo de usuarios objetivo. Una colección de indicadores puede combinarse para crear un valor único llamado índice.

Con lo anterior, resulta evidente que cada indicador socioeconómico que se emplee debe tener un propósito. Muy a menudo se observa que en los estudios sobre degradación ambiental o en planes de manejo, manifestaciones de impacto ambiental, entre otros, los indicadores socioeconómicos parecen más una simple compilación de estadísticas que no tienen sentido. Efectivamente, las estadísticas socioeconómicas sólo se convierten en indicadores útiles cuando se consideran en el contexto adecuado, es decir, cuando existen factores socioeconómicos que causan algún tipo de degradación ambiental.

3. LAS CONSECUENCIAS DE LA DEGRADACIÓN AMBIENTAL: EL VALOR DE LOS ECOSISTEMAS

Una mitad del problema consiste en identificar las causas raíz de la degradación de los ecosistemas templados, o de cualquier otro ecosistema; sin embargo, la otra mitad del análisis necesariamente tiene que ver con las consecuencias de la degradación. Desde un punto de vista antropocéntrico, la degradación ambiental puede tener consecuencias negativas en el bienestar de otros, ya sean los productores cuenca abajo, las ciudades vecinas, la población mundial en su conjunto o las generaciones futuras. Identificar la naturaleza del daño ocasionado por la degradación ambiental nos permite dar una perspectiva racional a la conservación. Si, como ocurre, las fuerzas socioeconómicas de la degradación están motivadas por agentes económi-

cos que buscan su bienestar, entonces la conservación también deberá estar motivada por el impacto que la degradación tiene sobre el bienestar de otros miembros de la sociedad. El contraste entre los beneficios que obtienen los intereses privados al degradar y la pérdida en valor en que incurre la sociedad (análisis costo-beneficio) es lo que puede justificar la intervención pública.

Identificar cuánto vale lo que perdería la sociedad como resultado de la degradación ambiental no es trivial. Conceptualmente, esto requiere de dos fases: en primer lugar, identificar los canales de impacto de la degradación ambiental, incluyendo el tipo de pérdida de valor en que se incurre, y segundo, proceder a la estimación del valor económico, seleccionando aquellos componentes de valor que parecen ser más críticos por su posible tamaño, por el grupo social afectado o por alguna otra razón de interés para el analista.

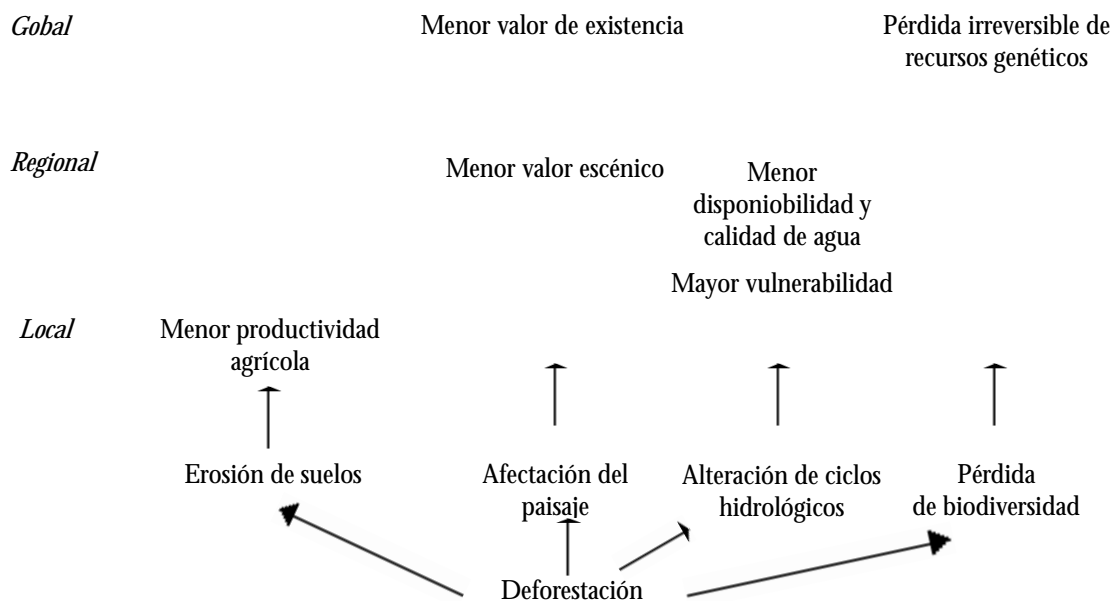
En la figura 2 se presenta un ejemplo, en el que se identifican las posibles pérdidas de valor asociadas con la deforestación. Como puede apreciarse, diferentes valores se pierden a diferentes escalas, requiriendo diversas metodologías de valoración.

El valor de los ecosistemas puede ser de muy diversa índole. La clasificación más reconocida de valores económicos reconoce dos grandes grupos: los valores de uso y los valores de “no uso”. El cuadro 1 presenta una taxonomía de estos valores.

Para medir estos valores en términos ambientales, la teoría económica ha desarrollado diversas técnicas. Por supuesto que existen limitaciones en estas técnicas y además existen dimensiones, tales como el valor cultural y espiritual, que no pueden ser traducidas a términos monetarios. Mitchell y Carson (1989) hicieron una clasificación de los métodos para estimar estos valores, basándose en dos de sus características. La primera de éstas es si los da-

FIGURA 2. EJEMPLO DE IDENTIFICACIÓN DE CONSECUENCIAS DE LA DEGRADACIÓN AMBIENTAL

ESCALA



CUADRO 1. TAXONOMÍA DE VALORES AMBIENTALES

<i>Valor económico total</i>	Valor de uso	Directo	Productos o servicios que usamos directamente, tales como madera y algunas plantas y animales.
		Indirecto	Componentes que no son usados directamente, sino que nos benefician a través de otros bienes y servicios. Ejemplos de estos son las funciones ecosistémicas y la provisión de hábitat (es decir, brindar un lugar donde una planta o animal, viva o crezca naturalmente).
		Opción	Se refiere a valores de uso directo o indirecto que puede tener un recurso a futuro. Por ejemplo, conservar un mineral nos brinda valor por la opción de poderlo usar mañana.
	Valor de no uso	Cuasi opción	Igual que el valor de opción, este componente se refiere al valor a futuro, que puede satisfacer necesidades que no conocemos hoy. Por ejemplo, conservar la diversidad genética en plantas nos da la opción de poder usarlas en el futuro, para buscar remedios a enfermedades que aún no conocemos.
		Existencia	Se refiere al valor del bienestar que nos produce el saber que algún componente de los ecosistemas existe. Es un valor intrínseco que le asignamos a un recurso, sin que implique la necesidad de usarlo.
		Herencia	Al igual que el valor de existencia, es el valor que asignamos al hecho de que los ecosistemas estén disponibles para las generaciones futuras, independientemente de nuestra valoración actual.

tos provienen de observaciones de personas que reaccionan a situaciones reales o si son resultado de preguntas hipotéticas (como “¿cuánto estaría dispuesto a pagar...?” o “¿qué haría si...?”). La segunda característica es si el método se basa directamente en valores monetarios o si éstos deben ser inferidos, a través de técnicas indirectas basadas en modelos de elección y comportamiento individual.

Con base en estas dos características, cualquier método para estimar valores ambientales puede situarse en cuatro categorías posibles de comportamiento: observado directo, observado indirecto, hipotético directo e hipotético indirecto. En el cuadro 2 se muestran estas categorías.

MÉTODOS DE OBSERVACIÓN DIRECTA: Incluyen el uso de precios de mercado, y el uso de resulta-

CUADRO 2. MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE VALORES AMBIENTALES

	COMPORTAMIENTO OBSERVADO	COMPORTAMIENTO HIPOTÉTICO
Directo	Directo observado Precios de mercado competitivo Mercados simulados	Directo hipotético Preguntas sobre disposición al pago Subastas
Indirecto	Indirecto observado Costo de viaje Valores hedónicos Gastos evitados Votos referéndum	Indirecto hipotético Clasificación (<i>ranking</i>) contingente Actividad contingente Referéndum contingente

Fuente: reproducido de Mitchell y Carson (1989).

dos obtenidos de mercados simulados específicamente para obtener valores individuales. Con estos métodos, las observaciones están basadas en elecciones realizadas por individuos, quienes buscan maximizar su utilidad conforme a las variables que les resultan relevantes y quienes tienen libertad de elegir la cantidad del bien a un precio determinado. Los datos muestran directamente valores en unidades monetarias, porque las decisiones las hacen los usuarios con base en precios.

Dentro de este primer rubro hay diferentes métodos que estiman los efectos físicos de un cambio ambiental en las personas, en la propiedad o en la maquinaria. Es decir, el efecto que tendría un cambio ambiental en los insumos, y por lo tanto en los costos y cómo se refleja éste en el valor de mercado del producto. Estos métodos se conocen como Métodos de valuación de mercado de los efectos físicos y se describen a continuación.

- *Enfoque de la función producción.* Esta técnica consiste en relacionar la producción en diferentes niveles y combinaciones de factores de producción (tierra, trabajo, capital, materia prima). Un cambio en el uso de alguno de éstos produce un cambio en la pro-

ducción, que está en función de dichos insumos. Dentro de estos factores es posible incluir los de carácter ambiental, esto siempre y cuando sean sujetos a medición y exista una idea clara de su efecto en la producción (calidad del aire, del agua, de la tierra, etc.).

- *Los costos de reposición.* Esta técnica estima el daño al ambiente por medio de los costos en que incurrirían los agentes, por un daño ambiental que deben reparar. Esta información puede obtenerse observando la cantidad que los afectados por un daño gastan en reparar dicho daño, o consultando a expertos que estimen lo que costaría la reparación del daño.

- *Método dosis-respuesta.* Estima el impacto físico de un cambio en el medio ambiente sobre un receptor. Algunos ejemplos son: el impacto de la contaminación del agua sobre las cosechas y la contaminación del aire en la corrosión de los metales.

- *Funciones de daño.* Esta técnica usa la información de las medidas de dosis-respuesta para el costo económico de un cambio ambiental. El impacto físico causado por este daño se convierte en unidades económicas, utilizando los precios de mercado de dichas unidades de producción.

· *El método del capital humano.* Este método estima el costo de los efectos negativos en la salud provocados por cambios en el medio ambiente. El costo económico de la mala salud se obtiene estimando su efecto en la productividad del trabajador. Cuando se usa ésta técnica, solo se considera el valor de una persona como unidad laboral (es decir, no se reconoce ningún otro tipo de pérdida en utilidad que provoque la enfermedad a la persona). Es importante señalar que para usar ésta técnica es necesario contar con datos y asesoría de expertos que puedan identificar el efecto de un cambio ambiental en la salud humana.

Es importante destacar que la cualidad principal de estos métodos es que se obtienen las estimaciones de los precios directamente de un mercado, lo cual permite contar con valores más precisos.

MÉTODOS DE OBSERVACIÓN INDIRECTA. También se basan en el comportamiento observado, que refleja una maximización de la utilidad del individuo. Uno de estos métodos indirectos está basado en las elecciones que hacen los individuos cuando se realiza un referéndum. Si se le ofrece a un individuo una cantidad fija de un bien a un precio dado y éste debe elegir si lo toma o lo deja, el comportamiento observado de este ejercicio revela si el valor que el individuo asigna a dicho bien es mayor o menor que el precio al que le fue ofrecido.

Los servicios que brindan los recursos ambientales no tienen un precio “de oferta”, sin embargo sus cantidades sí afectan las elecciones que los individuos hacen respecto a otras cosas, como las cantidades de los bienes de mercado. En estos casos, es posible inferir el valor de los servicios ambientales a través de la aplicación de algún modelo que relacione los bienes de mercado y los servicios ambientales. La mayoría de estos modelos están basados en el supuesto de que existe alguna relación de sustitución o complementariedad entre los servicios ambientales y los bie-

nes y servicios de mercado. Algunos ejemplos de estos modelos son los de precios hedónicos (cuya descripción se encuentra más adelante en este apartado), los modelos de gasto en limpieza y reparación de materiales dañados por la contaminación del aire, y el modelo de costo de viaje por visitar un sitio recreativo.

Los métodos empleados en este enfoque buscan inferir, indirectamente, las preferencias de los individuos por ítems del medio ambiente, examinando su comportamiento en los mercados que están ligados al medio ambiente. Algunos bienes y servicios son complementos de la calidad ambiental y otros son aproximaciones o sustitutos, de los cuales se pueden hacer inferencias. Por ejemplo, la calidad del agua y del aire puede influir en el precio de los bienes raíces.

Dentro de estos métodos se encuentran los siguientes:

- *Método de costo de viaje (MCV).* Se basa en el tiempo y costos en que un individuo incurre al visitar un lugar natural (costo de transporte, tarifas de entrada y el tiempo utilizado o salario sacrificado por visitar el lugar) como medida aproximada del precio y por lo tanto de su valor.
- *Método de comportamiento evasivo (CE) y Gasto defensivo (GD).* Este método se basa en las observaciones de los gastos en que incurren los agentes para protegerse de o compensar un deterioro ambiental. Las técnicas de comportamiento evasivo utilizan observaciones del comportamiento de las personas así como fuentes empíricas para recolectar información, lo cual incluye encuestas y consultas a expertos. Una de las limitaciones del método CE es que, en particular, asume que los individuos conocen el nivel de su riesgo ambiental, que reaccionan proporcionalmente a este riesgo y que su respuesta no está limitada.
- *Método de precios hedónicos (MPH).* Etimológicamente, hedónico significa “que posee cualidad afectiva, agradable o dolorosa”,⁸ precisamente de aquí nace el nombre de esta técnica

de valoración, ya que lo que busca es obtener el valor del “placer” que cada componente de un producto, genera para el consumidor del mismo. Por ejemplo, en el mercado de viviendas, uno esperaría que la calidad de determinado entorno ambiental tenga un valor para los consumidores de bienes raíces. Esta técnica ha sido usada para monetizar los beneficios de los recursos mediante su impacto sobre los precios de bienes y servicios de mercado. Se basa en el supuesto de que el valor que la gente asigna a la calidad ambiental puede ser inferido al observar lo que se pagan por bienes o servicios que incorporan atributos ambientales, es decir, supone que los precios de las propiedades reflejan la calidad del medio ambiente en la cual están situadas. Este método es muy limitado debido a la gran cantidad de información y conocimientos econométricos avanzados que requiere.

MÉTODOS HIPOTÉTICOS INDIRECTOS: La principal diferencia entre los métodos basados en la observación indirecta y los hipotéticos es que, en estos últimos, los datos provienen de las respuestas que los individuos dan a preguntas hipotéticas y no de elecciones hechas en el mundo real. Los modelos y técnicas usadas para hacer inferencias acerca de los valores de estos datos son, usualmente, las mismas que aquellas usadas en los métodos por observación indirecta.

También en la categoría de métodos hipotéticos indirectos encontramos la clasificación contingente, en la cual se le pide a los individuos que ordenen ciertos bienes y servicios ambientales de acuerdo con su preferencia. Los valores de los servicios ambientales se infieren de ésta clasificación.

MÉTODOS HIPOTÉTICOS DIRECTOS: Estos métodos plantean crear mercados hipotéticos y preguntar directamente a la gente acerca de los valores que asignan a los servicios ambientales. Por ejemplo, se puede preguntar a las personas cuánto están dispuestas a pagar por un determinado servicio ambiental.

Dentro de este rubro existe un método que intenta obtener las preferencias de las personas

mediante encuestas. Esto se debe a que existen ciertos bienes para los cuales no podemos calcular el precio usando métodos directos, ya que no existen mercados para dichos bienes. Por esto, la alternativa es conocer la disposición de las personas a pagar por un cambio en la calidad ambiental y esto se obtiene a través del método de valuación contingente.

Este método implica una serie de mercados hipotéticos —o contingentes— que buscan obtener la valuación directa que otorgan las personas a ciertos bienes o servicios ambientales. Consiste en preguntar a la gente, directamente, lo que estaría dispuesta a pagar por una mejora ambiental hipotética o bien, cuánto estaría dispuesto a recibir como compensación por sufrir un daño ambiental. Este método sirve para valuar el mejoramiento o deterioro del medio ambiente y tiene especial utilidad cuando se trata de bienes públicos, porque con él se puede determinar de manera aproximada lo que valen los bienes que no tienen ningún mercado.

Una técnica adicional, que puede ser de utilidad para el practicante de la conservación, es la llamada transferencia de beneficios que consiste, simplemente, en emplear las estimaciones de valor económico ya realizadas en otro sitio para aplicarlas al sitio de interés y que pueden ser de cualquiera de los cuatro tipos mencionados arriba. Una iniciativa para fomentar el uso de la transferencia de beneficios es el Inventario de Referencia de Evaluación Ambiental (EVRI, por sus siglas en inglés) desarrollado por la Agencia ambiental canadiense (Filion *et al.* 1999), la cual consiste en una base de datos de estudios de valoración que puede ser consultada. Es importante aclarar que el uso directo de valores desarrollados en otros sitios no es técnicamente válido, ya que deben realizarse diversos ajustes y debe asegurarse que los supuestos para su aplicación se cumplen, por ejemplo, al transferir un valor obtenido para una población con un ingreso promedio anual de 10,000 dólares *per capita* a un sitio con una población de ingresos menores a los 2,000 dólares, tendremos que hacer un ajuste por in-

greso. Una discusión sobre este tema puede encontrarse en (Azqueta 2002).

Por supuesto que para la transferencia de beneficios es mejor contar con estudios para regiones y casos similares, por lo que la consulta de estudios para México debiera ser una primera opción. A la fecha, en México se han realizado diversos estudios de valoración económica de bienes y servicios ambientales empleando distintas técnicas.

Uno de los ejercicios más interesantes es el llevado a cabo de manera sistemática por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, conocido como el Sistema de Cuentas Económico Ecológicas de México. Con él, el INEGI busca ajustar el producto interno bruto al incluirle el costo de la degradación ambiental y el agotamiento de los recursos naturales. Como habría de suponerse, el ejercicio tiene diversas limitaciones prácticas y ha ido agregando estimaciones para diferentes procesos, conforme las metodologías se van perfeccionando y se agregan otros datos disponibles. Para 2001 los costos de degradación se estimaban en casi uno por ciento del PIB y los de agotamiento en casi diez por ciento (INEGI 2003).

Esta sección no puede terminar sin antes hacer algunas puntualizaciones en relación con las limitaciones de estas estimaciones de valor económico. Primeramente, como puede ser evidente a partir de la taxonomía de valores presentada, el valor económico total exige que se valoren diferentes dimensiones mediante diversas técnicas. Sin embargo, esto conlleva costos de valoración, lo que sucede a menudo es que se realizan valoraciones parciales. Adicionalmente, existen problemas éticos con respecto a la valoración de ciertas cosas, como el valor estadístico de la vida, que se estima empleando técnicas de dosis - respuesta. Ya se habían mencionado también las limitaciones para incorporar la dimensión cultural o espiritual de los ecosistemas naturales. Por este motivo, las valoraciones económicas de bienes y servicios ambientales tienden a ser útiles para probar si la conservación de un recurso es socialmente deseable, pero no pueden servir para probar lo

que no es deseable, ya que puede haber subestimación del valor.

A pesar de esto, la valoración económica de los recursos naturales ha demostrado ser una herramienta útil para la justificación y diseño de políticas públicas, para la estimación de daños y montos de indemnización e, incluso, para elevar la conciencia pública.

VALORACIÓN DEL TIEMPO: la tasa de descuento. Uno de los problemas de la sustentabilidad económica es la falla de los mercados para considerar el muy largo plazo. Como resultado de esta falla, medidas de política pública que son deseables desde el punto de vista de las generaciones futuras no son elegidas por las generaciones presentes, porque no son consideradas como valiosas. En este caso, a diferencia de las externalidades, en las que podemos identificar a los terceros afectados, nos es imposible conocer las preferencias de las generaciones futuras con exactitud. Por tanto, son las generaciones presentes las que deciden sobre los niveles deseados de conservación y sólo consideran a las generaciones futuras como parte del valor de herencia que asignan a la conservación, aunque con información muy parcial e imperfecta sobre las necesidades que podrán tener.

¿Cómo decidimos cuánto consumir hoy y cuánto mañana? Los economistas han identificado que los agentes económicos en general son impacientes en su consumo, es decir que, dada la opción, prefieren consumir hoy a consumir mañana. De hecho, sólo estarán dispuestos a postergar el consumo hoy si esperan que el de mañana sea mayor. Las razones para esto son varias: la incertidumbre sobre sus propias necesidades futuras los hace preferir consumir hoy que saben lo que desean y la productividad del capital, que hace que una inversión hoy pueda crecer en el futuro, por lo que si no se consume hoy, la mejor opción sería invertir y obtener una mayor cantidad mañana.

La tasa de descuento es, en términos generales, el precio del tiempo, es decir, es el premio que debe existir en el futuro por demorar el consumo hoy sea aceptable. Con una tasa del 10 por ciento, por ejemplo, sólo estaremos dispuestos a sacrificar un

consumo de 100 hoy si mañana obtenemos por lo menos 110. Inversamente, 110 unidades de consumo mañana son iguales a 100 unidades hoy, esta práctica de estimación es conocida como descuento. La impaciencia del consumo no es homogénea para todos. Cuando existen factores que impiden a los agentes esperar (como el procurarse las necesidades básicas en los casos de extrema pobreza) la tasa de descuento será mayor.

Una de las formas de evitar esta “tiranía del presente” es emplear una tasa de descuento menor para el caso de proyectos ambientales. Ya se han propuesto algunas alternativas, aunque su uso aún no está muy difundido, como el descuento hiperbólico o el descuento *gamma* (Azqueta 2002, Heal 1998). Estas alternativas, básicamente, ponderan de manera más alta el futuro de lo que lo hace el descuento convencional. En la práctica cotidiana, lo más común es simplemente usar una tasa de descuento más baja, con una fórmula de descuento convencional cuando se trata de proyectos ambientales.

4. INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL

Como se indicó en la primera sección, existen fallas en el sistema económico que hacen que los agentes económicos no consideren el costo social de sus acciones, y que no reconozcan la contribución económica que hacen los ecosistemas. En esta sección se detallan algunas alternativas que pueden emplearse para corregir las fallas del sistema económico.

Una solución para las externalidades negativas, es un impuesto pigouviano,⁹ que es un impuesto que busca “cobrar” a cada individuo que genere un daño ambiental, los costos que este daño genera al resto de la sociedad, es decir, este impuesto se le aplica a cada unidad de producto no deseable (por ejemplo, a cada unidad de contaminación) en una proporción igual al daño marginal social que dicho producto causa. Es decir, este impuesto se le agrega al costo marginal privado, de esta manera, la maximización de utilidades requiere que el agente privado tome en cuenta los costos sociales. La implementación de

los impuestos piguvianos es a menudo difícil en la práctica, dado que es muy difícil la estimación de la función de daño marginal, además, generalmente suele enfrentar gran resistencia política.

En el caso de las externalidades positivas, las intervenciones de política deben dirigirse a recompensar a los proveedores de bienes y servicios ambientales que los mercados no reconocen. Ejemplos de estas medidas son los programas de pago por servicios ambientales, los programas de certificación ambiental y los subsidios a la conservación.

Algunas veces las distorsiones no son producto del mercado, sino que son consecuencia de la aplicación de otras políticas que, aunque pueden tener objetivos legítimos, lo hacen induciendo daños ambientales. Ejemplos de esto son los subsidios a los plaguicidas y al agua de uso agrícola donde, si bien puede ser un objetivo legítimo apoyar la producción agrícola, al hacerlo mediante la reducción del precio de insumos contaminantes o de recursos naturales escasos, se genera una contaminación excesiva y una sobreexplotación de los recursos. Estos casos son conocidos como *fallas de política* y su corrección requiere de reformas a los instrumentos de política. Con frecuencia esto no es políticamente atractivo, pero siempre existen opciones para neutralizar el efecto de la reforma, por ejemplo, dando el mismo monto de subsidio a través de otro mecanismo.

Existen también instrumentos de política a nivel municipal. No es la función de este trabajo el hacer un análisis exhaustivo de los instrumentos de política existentes. Sin embargo, para quienes son responsables de diseñar medidas de conservación a nivel local, puede resultar de interés el considerar las alternativas que existen a nivel municipal ya que esta es una escala de intervención a menudo citada, pero en la que no se cuenta con un menú específico de alternativas.

Para eliminar o mitigar algunas causas de la degradación ambiental, la participación de la federación resulta difícil por la propia heterogeneidad de éstas. Por lo tanto, las entidades federativas y los municipios ofrecen las escalas de intervención más relevantes para los ecosis-

temas templados. Dentro de los instrumentos más atractivos con que cuentan están sus facultades fiscales. El artículo 73 constitucional indica las atribuciones fiscales de la federación, mientras que el artículo 115 explica las atribuciones para los municipios; de esta manera, todo aquello que no estuviera expresamente previsto en la Constitución como facultades de la federación y de los municipios, y que además no se estipule como prohibición en el artículo 117 constitucional, serán facultades tributarias de las entidades federativas.

5. CONCLUSIONES

En estas breves páginas se ha pretendido ilustrar algunos de los retos que enfrenta el análisis socioeconómico de la degradación ambiental. Uno de los primeros retos consiste en establecer una relación causal entre la degradación y los procesos socioambientales, lo que implica que no sólo hay que encontrar las causas proximales, sino que hay que llegar a las causas raíz. Una vez identificados estos nexos, es necesario identificar la naturaleza de las fallas del sistema económico, sean estas fallas de mercado, de política o institucionales, pues esto nos dará una primera indicación del tipo de intervención de política que puede ser efectiva para resolver el problema.

Para modular la intervención o justificar la política, también es importante poder estimar en términos monetarios los valores de los ecosistemas. Esto puede hacerse con ciertas limitaciones a partir de un conjunto de metodologías económicas, aunque hay que emplearlas con cierta prudencia para evitar exceder sus capacidades.

Los instrumentos de política disponibles son muy diversos, aunque las políticas a nivel municipal presentan oportunidades muy interesantes para hacer más relevante la intervención a nivel local.

NOTAS

1 La manifestación de impacto regulatorio (MIR), es un documento público en el que las dependencias y organismos descentraliza-

dos federales deben justificar la creación o modificación de regulaciones. Las MIR deben remitirse a la Comisión Federal de Mejora Regulatoria (COFEMER) junto con los anteproyectos de las disposiciones legislativas y administrativas correspondientes, para su revisión y dictamen. El objetivo principal de la MIR es mejorar el proceso de elaboración y la calidad de los anteproyectos regulatorios que impliquen costos de cumplimiento para los particulares, al promover una discusión objetiva de sus ventajas y desventajas, y permitir una consulta más efectiva con los sectores productivos y el público en general.

- 2 Ocurre una externalidad cuando las acciones de un individuo afectan de manera positiva o negativa a terceros a los cuales no toma en cuenta en el momento de tomar la decisión. Por ejemplo, existe una externalidad negativa cuando al deforestar un predio, el dueño sólo considera sus beneficios y costos directos pero no toma en cuenta los daños que pudiera estar causando cuenca abajo o a otros beneficiarios de los servicios ambientales que prestaba el predio.
- 3 Si nadie cuenta con el derecho de propiedad de un bien o de un mal, será muy difícil negociar una distribución adecuada del mismo y finalmente asignarle un precio. Por ejemplo, sin derechos sobre el aire, los individuos no sabrían con quién negociar ya sea un permiso para contaminar o una compensación a cambio de que dejaran de contaminar. Este caso es también conocido como la tragedia de los comunes (Hardin [1968]). El Teorema de Coase establece que si los derechos de propiedad están bien definidos y los costos de transacción son bajos, los agentes podrán negociar niveles óptimos de contaminación o degradación ambiental.
- 4 Los recursos de acceso libre son aquellos sobre los que no es posible establecer barreras de entrada, todos pueden acceder a estos bienes. Las pesquerías no reguladas son ejemplos de acceso libre. Es importante distinguirlos de los recursos de propiedad común, que pue-

- den ser simplemente recursos de libre acceso limitado a ciertos agentes o pueden contar con instituciones de gestión colectiva que los hagan muy similares a las propiedades privadas.
- 5 Un bien público es un bien o un servicio cuyo consumo por una persona no impide que otros también lo consuman. Ejemplos de este tipo de bienes incluye la información, la defensa nacional y los paisajes, claramente el disfrute de un individuo no limita el disfrute de otros de los mismos bienes y servicios. En estos casos existe comúnmente el problema del “gorrón”, en el que el individuo no está dispuesto a contribuir a mantener un bien público.
 - 6 En este punto quizá convendría señalar al lector la diferencia entre “política” y “política pública”. La definición de política es el “arte de gobernar”, el uso de estrategias para mantener el poder y el conjunto de instituciones que conforman el Estado. Por otro lado, de acuerdo con Weimer y Vining (1992), una política pública es un curso de acción en una arena específica dirigido a una colectividad. La política pública ya instrumentada afecta a toda una comunidad, es decir, a un universo específico. Estas decisiones y cursos de acción guían y están guiados por las instituciones políticas.
 - 7 Puede encontrarse mayor información sobre la metodología en la página Web de WWF <http://www.panda.org> dentro del programa de macroeconomía.
 - 8 D. Runes, 1960, Dictionary of Philosophy. Philosophical Library, Inc., N. Y.
 - 9 Llamado así por su creador, Artur C.Pigou.

AGRADECIMIENTOS

A Adán Martínez, por su colaboración en la preparación de la información. Los comentarios críticos de O. Sánchez, Eduardo Peters y dos revisores anónimos enriquecieron esta contribución.

BIBLIOGRAFÍA

- Azqueta, D. 2002. *Introducción a la economía ambiental*. McGraw-Hill Profesional, Madrid.
- Filion, F., Frehs, J., Sprecher, D., y De Civita, P. 1999. Cómo revelar el valor económico de la biodiversidad: una nueva medida de incentivos para conservarla y protegerla. En: Avila Foucat, S., Colín Castillo, S. y C. Muñoz Villareal (eds). *Economía de la biodiversidad: Memoria del Seminario Internacional de La Paz, BCS*. SEMARNAT/CONABIO/USAID/DFID, México, 502 pp.
- Hardin, G. 1968. The Tragedy of Commons. *Science* 162.
- Heal, G. 1998. *Valuing the future: economic theory and sustainability*, Columbia University Press, New York.
- INEGI 2003. *Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México 1996-2001*, México D.F.
- Mitchel, R. C., y Carson, R. T. 1989. *Using surveys to value public goods: the contingent valuation method*. Johns Hopkins University Press, Washington D.C.
- Perloff, J. M. 1999. *Microeconomics*, Addison-Wesley, Massachusetts.
- Velázquez, A., Mas, J. F., y Palacio, J. L. 2002. Análisis del cambio de uso de suelo. Convenio INEGI-UNAM, Instituto de Geografía, UNAM, México D.F.
- Wood, A., Stedman-Edwards, P., y Mang, J. 2000. *The Root Causes of Biodiversity Loss*. W. W. Fund, Earthscan, Londres.
- Weimer, D. y A. Vining 1992. *Policy analysis*. Prentice Hall, EE.UU.
- WWF/MPO 1999. *User's Guide for Assessing the Socio-Economic Root Causes of Biodiversity Loss*. World Wildlife Fund for Nature- Macroeconomics for Sustainable Development Program Office.

SEGUNDA PARTE

ASPECTOS ECOLÓGICOS DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO

BIODIVERSIDAD: USO, AMENAZAS Y CONSERVACIÓN

Hesiquio Benítez Díaz y Mariana Bellot Rojas

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)
Liga Periférico-Insurgentes sur 4903 2º Piso, Col. Parques del Pedregal, 14010, México, D. F.
Correo-e: hbenitez@xolo.conabio.gob.mx y mbellot@xolo.conabio.gob.mx

¿QUÉ ES LA BIODIVERSIDAD?

El término biodiversidad se refiere a la variabilidad de la vida; abarca tres niveles de expresión: ecosistemas, especies y genes. Esta diversidad se expresa en los diferentes tipos de ecosistemas, el número de especies, el cambio de riqueza de especies de una región a otra, el número de especies endémicas, las subespecies y variedades o razas de una misma especie (Conabio 1998).

El Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB) define a la biodiversidad de la siguiente manera: por "diversidad biológica se entiende la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas" (CDB 1992).

MÉXICO, UN PAÍS MEGADIVERSO

La biodiversidad no se distribuye de manera homogénea en el planeta; en general, las regiones tropicales albergan las más altas concentraciones de biodiversidad. Sin embargo, si se considerara a la riqueza de especies como un indicador para comparar la diversidad biológica entre diversos países, se encontraría que un grupo reducido de éstos tiene representado hasta un 70% de las especies conocidas en el planeta. A estos países se les conoce como países megadiversos y entre ellos está Méxi-

co, junto con Australia, Brasil, China, Colombia, Congo, Ecuador, E.U.A, Filipinas, India, Indonesia, Malasia, Madagascar, Perú, Papua-Nueva Guinea, Sudáfrica y Venezuela (Mittermeier et al. 1997). Russell Mittermeier fue el primero en proponer el enfoque de "países megadiversos" en 1988, refiriéndose en un principio sólo a cuatro países; más tarde el concepto se amplió a 12 y después a 17. Entre los principales criterios que utilizó para definir a estos 17 países está el grado de endemismo. Para seleccionar a los países megadiversos hizo un análisis del endemismo vegetal, principalmente de plantas superiores, y de representantes del reino animal, entre los cuales se consideraron cuatro grupos de vertebrados: aves, mamíferos, reptiles y anfibios. Otros criterios que se utilizaron para determinar la megadiversidad fueron la diversidad de especies, de categorías taxonómicas superiores, de ecosistemas terrestres, de ecosistemas marinos y la presencia de ecosistemas forestales tropicales húmedos (estos últimos, conocidos por su alta riqueza de especies a escala mundial).

Ser un país megadiverso trae consigo la responsabilidad de garantizar la permanencia de estas especies y de sus hábitat. De acuerdo con la categorización de países megadiversos, México ocupa uno de los primeros cinco lugares con mayor biodiversidad en el mundo por su alto grado de riqueza y, en particular, por su alto índice de endemismos. Generalmente esta diversidad se asocia con los ecosistemas tropicales del país. Sin embargo, otros tipos de vegetación contribuyen

también de manera importante y, de los bosques templados, puede decirse que los bosques de pino y encino de México son los más diversos del planeta, en ellos podemos encontrar la mayor riqueza de especies de pinos con 55 especies (85% de las cuales son endémicas de México), y de encinos con 138 especies (son los segundos más diversos del mundo, pues 70% de sus especies les son endémicas) (Mittermeier y Goettsch 1992).

Además, México no sólo es un país con alta diversidad biológica, sino también cultural. En el país existen más de 60 grupos indígenas, muchos de ellos localizados en zonas con alta biodiversidad. No es casual que México pertenezca al grupo de países reconocidos como centros de origen y domesticación de varias especies, lo cual indica el uso que estos pueblos indígenas le han dado a la biodiversidad desde tiempos precolombinos. Muchas de estas especies domesticadas son hoy en día de amplio consumo en todo el mundo e incluyen: maíz, jitomate, calabazas, chile, algodón, chocolate, frijoles y aguacate, entre muchos otros (Challenger 1998:81). El proceso de domesticación implica una cercana asociación natural entre el hombre y estas especies. Este proceso, impulsado principalmente por las mujeres, inició hace cerca de 10,000 años cuando apareció la agricultura y se estableció la vida sedentaria. Esta interacción promovió una selección diferencial, en favor de aquellas semillas de plantas con ciertas características deseadas, lo cual ha llevado, a través de milenios, a la formación de nuevas variedades. En este sentido, como las diferentes culturas de la humanidad, las oriundas de México han tenido un papel importante en el pensamiento actual sobre el entorno natural, al demostrar la clara relación y dependencia del hombre y su sociedad con respecto a la biodiversidad. Para México, como país megadiverso, este aspecto reviste especial interés, por que resulta necesario realizar mayores esfuerzos de conservación de las variedades de estas especies así como de sus parientes silvestres.

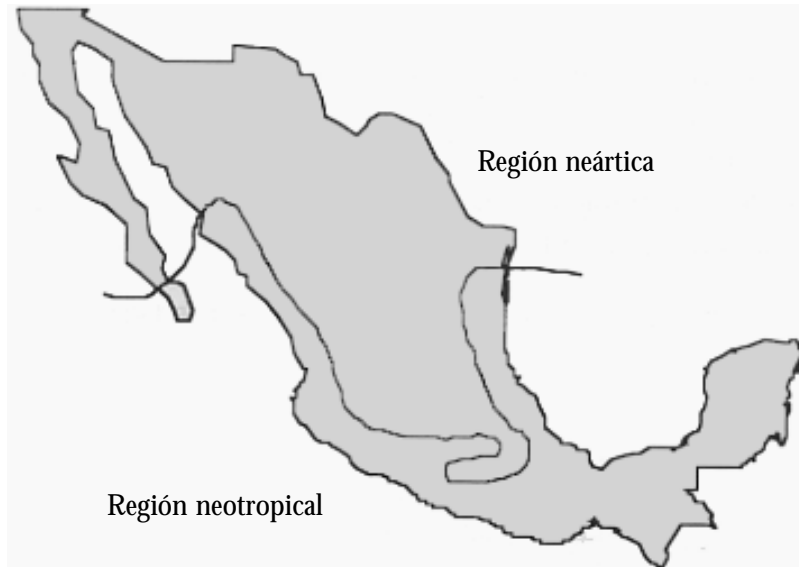
ALGUNOS DETERMINANTES HISTÓRICOS DE LOS ARREGLOS GEOGRÁFICOS DE LA BIOTA ACTUAL DE MÉXICO

Entre las causas que hacen de México un país de alta diversidad biológica están la topografía, la variedad de climas y una compleja historia, tanto geológica y biológica como cultural. Estos factores han contribuido a formar un mosaico de condiciones ambientales y microambientales que promueven una gran variedad de hábitat y de formas de vida (Sarukhán *et al.* 1996, citado en CONABIO 1998). México tiene un accidentado relieve con una compleja topografía; más del 65% del área del país se encuentra por encima de los mil metros sobre el nivel del mar y cerca del 47% de la superficie tiene pendientes superiores a 27%. Estas variaciones altitudinales, junto con otros factores como la situación latitudinal del país con relación a los grandes cinturones de vientos y los regímenes térmicos de las corrientes marinas que bañan las costas mexicanas, traen consigo variaciones climáticas. Esto hace que el país contenga prácticamente todos los grupos y subgrupos de climas posibles, y que existan variaciones de climas secos a húmedos en distancias de pocos kilómetros (Conabio 1998).

Aunado a las características anteriormente señaladas, México se caracteriza por su ubicación en dos de las principales regiones biogeográficas del planeta, la Neártica (característica de Norteamérica) y la Neotropical (característica de Centro y Sudamérica) las cuales hicieron contacto hace aproximadamente seis millones de años (figura 1).

La zona en la que se unen ambas regiones biogeográficas corresponde, muy gruesamente, al Istmo de Tehuantepec, donde se encuentran flora y fauna del norte y el sur de América, así como elementos de la biota endémicos que únicamente se encuentra en esta zona de transición (Mittermeier y Goettsch 1992).

FIGURA 1. REGIONES BIOGEOGRÁFICAS DE MÉXICO



Fuente: CONABIO (1998).

SERVICIOS QUE PROVEE LA BIODIVERSIDAD

La situación de México como país megadiverso trae consigo la responsabilidad de conservar la biodiversidad del país, ya no sólo por los endemismos que contiene, sino por los servicios que la biodiversidad en general nos provee.

La biodiversidad ha sido, desde el inicio de la humanidad, fuente de recursos y satisfactores esenciales para la supervivencia del hombre, lo que significa una fuerte dependencia, por parte de éste último. Por ello, el valor de la biodiversidad va más allá de los intereses utilitario, cultural y estético que las sociedades le han dado, ya que provee bienes y servicios esenciales para el funcionamiento del planeta y, por ende, para el bienestar de la sociedad.

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (Secretaría del CDB 2002) reconoce una serie de bienes y servicios que provee la biodiversidad, entre los cuales podemos mencionar los siguientes:

- estabilización y moderación del clima en el planeta.
- captación de agua.
- purificación del aire y el agua.
- capacidad de adaptación de los ecosistemas al cambio (resiliencia).
- destoxificación y descomposición de los desechos.
- moderación de las inundaciones, sequías, temperaturas extremas y fuerza del viento.
- generación y renovación de la fertilidad del suelo, incluido el ciclo de los nutrientes.

- polinización de las plantas, incluidos muchos cultivos.
- control de las plagas y enfermedades.
- mantenimiento de los recursos genéticos como contribución fundamental para las variedades de cultivos y razas de animales, los medicamentos y otros productos usados por el hombre.
- beneficios culturales y estéticos.
- suministro de madera, combustible y fibra
- suministro de vivienda y materiales de construcción.

En la medida en la que la biodiversidad se aproveche de manera sustentable, ésta representará una garantía del mantenimiento de estos servicios y, por lo tanto, del funcionamiento de los ecosistemas y la preservación de las especies que la componen. El reto es encontrar un balance que nos permita conservar y, al mismo tiempo, cubrir las necesidades de la población humana, misma que ha rebasado los 6 mil millones de habitantes.

Es claro en general que hemos hecho un uso poco sensato de la biodiversidad; sin embargo, no todo uso de la biodiversidad ha sido intensivo e irracional. Algunos pueblos indígenas y comunidades locales han logrado utilizar la biodiversidad alcanzando un cierto balance entre su aprovechamiento y su conservación. Pero una nueva agresión ha ocurrido, pues factores como la puesta en práctica de tecnologías agrícolas exóticas, el incremento de las presiones demográficas y la aculturación, se están afectando a muchas de las estrategias tradicionales de uso de la biodiversidad que han logrado persistir. En particular, en los ecosistemas templados de montaña, estas prácticas están en proceso de desintegración o de degradación ecológica y social (Challenger 1998).

LA CRISIS DE LA BIODIVERSIDAD

Si bien en el mundo se han descrito cerca de 1.8 millones de especies (esto es, se les ha asignado un nombre científico), se calcula que existen un

total de especies que va desde 13 hasta 100 millones en el planeta. Además del limitado conocimiento que poseemos al respecto, la tasa de extinción de especies actualmente es tan acelerada que algunos expertos se atreven a decir que al ritmo actual de pérdida de biodiversidad, para el año 2050 habremos perdido la mitad de las especies del planeta, muchas de ellas aun sin haberlas conocido formalmente para la ciencia.

Es difícil calcular realmente cuánta biodiversidad se está perdiendo, ya que como se mencionó anteriormente, sólo conocemos una pequeña parte de ella. Se estima que hemos perdido cerca del 60% de las selvas húmedas tropicales del planeta, en tanto que 25% de los mamíferos y 11% de las aves están amenazados (Mittermeier y Goettsch 1997). Sin embargo, para que pudiéramos obtener información más precisa sobre todas las especies del planeta harían falta miles de taxónomos más, dedicados exclusivamente a esta tarea por un periodo de varias décadas. A esta situación se le conoce como el “impedimento taxonómico”, ya que se requieren museos, colecciones científicas y especialistas capacitados y con recursos para ir al campo y hacer los análisis y descripciones necesarios. Aunado al esfuerzo para superar el impedimento taxonómico, es necesario conservar aquellas áreas representativas en términos de diversidad biológica, con el fin de evitar la pérdida de especies aún desconocidas.

Es importante mencionar que la columna vertebral de los sistemas de información en biodiversidad, es precisamente la información de ejemplares de museos y colecciones científicas, que dan la certeza de la presencia de especies en un tiempo y lugar determinados. A partir de esta información se pueden generar inventarios confiables que nos lleven a conocer la riqueza de especies, el recambio de las mismas a lo largo de gradientes, el endemismo, así como características particulares de las especies, entre otras. Esta información aunada a información ecológica, cartográfica, legal y socioeconómica, genera verdaderos sistemas que dan un valor agregado a esta información y que son útiles en la conformación

de estrategias para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad.

Es necesario contar con las herramientas y la información necesarias para conocer el estado y las tendencias de la biodiversidad, a fin de que los tomadores de decisiones estén lo mejor informados que sea posible, ya que es difícil proteger lo que no se conoce.

Para el caso de México, el número total de especies descritas o que cuentan con un nombre científico es de aproximadamente 64,878. El número total se basa en la suma de especies por grupo taxonómico para las que existen datos publicados. Sin embargo, las estimaciones sobre el número total de especies que se esperaría encontrar, asciende a un total de 212,932 especies (Conabio 1998). Considerando que aún existen muchas zonas geográficas del país que aún no han sido estudiadas a profundidad, se estima que este número podría ser incluso mayor.

El conjunto de presiones sobre la biodiversidad ha ocasionado lo que se conoce como la crisis de la biodiversidad, es decir, “la pérdida cualitativa y cuantitativa de especies, y el descenso en la diversificación de genes en los ecosistemas” (Espinosa y Llorente 1996). Se calcula que hasta el momento, México ha perdido alrededor del 95% de sus bosques tropicales y más de la mitad de sus bosques templados. Las causas de esta pérdida han variado históricamente; sin embargo, es posible afirmar que la principal causa de pérdida de biodiversidad ha sido la deforestación para diversos fines (ganadero, agrícola, industrial, etc.); es decir, la destrucción y la fragmentación del hábitat. Para poder combatir con mayor éxito la pérdida y el deterioro de la biodiversidad, resulta de particular importancia conocer las causas estructurales que originan la pérdida de biodiversidad.

CAUSAS DE PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD

Las causas de pérdida de biodiversidad son diversas. Sin embargo, hemos encontrado que se pueden englobar en dos grandes rubros: las inmediatas y las estructurales. Las primeras surgen como consecuencia de las segundas. (Stedman-Edwards 1998).

Las causas inmediatas de pérdida de biodiversidad son:

1. Pérdida de hábitat y fragmentación
2. Sobreexplotación de los recursos de la vida silvestre
3. Especies invasoras
4. Contaminación del suelo, agua y atmósfera

Las causas estructurales de pérdida de biodiversidad son:

1. Crecimiento demográfico
2. Ausencia y fallas de las instituciones
3. Fallas de mercado
4. Fallas de políticas
5. Fallas de información
6. Patrones no sostenibles de consumo y culturales
7. Expansión forzada del modelo hegemónico de desarrollo

El grado de impacto de estas causas varía a distintas escalas; es decir, local, regional o global. El mismo problema al mismo nivel puede tener impactos diferentes de región a región. Esto indica que las soluciones a las causas de pérdida de biodiversidad tienen que estar diseñadas con base en el contexto socio-cultural y físico de cada región o área. Para el caso de las causas de la pérdida de biodiversidad en los ecosistemas templados de montaña, es necesario evaluar no sólo las causas inmediatas como fragmentación por deforestación o incendios, sino también los factores socioeconómicos, es decir, las causas estructurales que están ejerciendo presión sobre estos ecosistemas.

Si las causas inmediatas de pérdida de biodiversidad tienen detrás de sí causas estructurales que responden a factores socioeconómicos, esto indica que las soluciones para atacar las causas inmediatas están, en gran medida, fuera del ámbito de los científicos y de los conservacionistas. De este planteamiento podemos deducir que las actuales medidas de conservación de la biodiversidad están principalmente orientadas a atacar las causas inmediatas (por ejemplo, la

pérdida de hábitat), por lo que tienen un efecto de respuesta y no de prevención. Esto da como resultado que estas medidas tengan un efecto parcial y a corto plazo. Debido a este fenómeno, si no se incide de manera profunda en los componentes estructurales, no tendremos avances significativos en la conservación de la biodiversidad.

Los modelos de conservación *in situ* que no contemplan a los habitantes humanos de las zonas por conservar, han demostrado ser limitados en su efectividad y, en muchas ocasiones, resultan en fuentes de conflictos sociales. En particular en los países megadiversos, las zonas con mayor riqueza biológica generalmente coinciden con aquellas que son ricas en comunidades locales y grupos indígenas, que presentan condiciones de pobreza y carecen de servicios básicos como: salud, agua potable, electricidad y comunicaciones, entre otros. Este problema se agudiza cuando hay desplazamientos humanos hacia zonas con alto grado de biodiversidad, ejerciéndose así una presión adicional en aquellas áreas donde se establecen. Esto repercute en la capacidad de recuperación de un ecosistema, alterando los ciclos biológicos del mismo. Los ecosistemas templados de montaña han sido afectados por distintos tipos de cambios en el uso del suelo.

CAMBIOS EN LA COBERTURA DE ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑAS EN MÉXICO

Al fin de tener una estimación de la dimensión en el cambio de uso de suelo, para los ecosistemas montanos templados de México en buen estado de conservación, se realizó un ejercicio comparando la cobertura vegetal en las décadas entre 1970 y 1990 utilizando información de uso de suelo y vegetación a escala 1:250,000 (ver cuadro 1). Tomando en cuenta el clima y la vegetación se seleccionaron diferentes polígonos, que se agruparon en cuatro clases: bosques de coníferas, bosques de latifoliadas, pastizales naturales y comunidades acuáticas y de suelos salinos. A fin de considerar solamente aquellos polígonos con vegetación conservada, no se tomaron en cuenta aquellos que indicaban vegetación secundaria.

Al analizar los 24,127 polígonos resultantes de la selección, la comparación muestra que durante estas dos décadas se produjo una importante reducción en la superficie forestal de cerca de 738,263 ha (14%) para bosques de coníferas, cerca de 335,455 ha (9.3%) para los bosques de latifoliadas, 28,721 (7.6%) en pastizales y de 4,900 ha para las comunidades acuáticas y de suelos salinos (ver cuadro 1).

CUADRO 1. CAMBIOS EN LA COBERTURA DEL SUELO, 1970-1990

FORMACIONES VEGETALES	NÚMERO DE POLÍGONOS		SUPERFICIE POR HA	
	S1 ¹	S2 ²	S1	S2
Bosque de coníferas	5,738	5,477	5,241,403.85	4,503,140.88
Bosques de latifoliadas	6,155	5,418	3,616,977	3,281,522.13
Pastizales naturales	636	577	378,866.84	350,145.33
Comunidades acuáticas y de suelos salinos	57	69	22,539.96	17,640.00

1. INEGI-INE 1973.
2. INEGI (ed.) 2001.

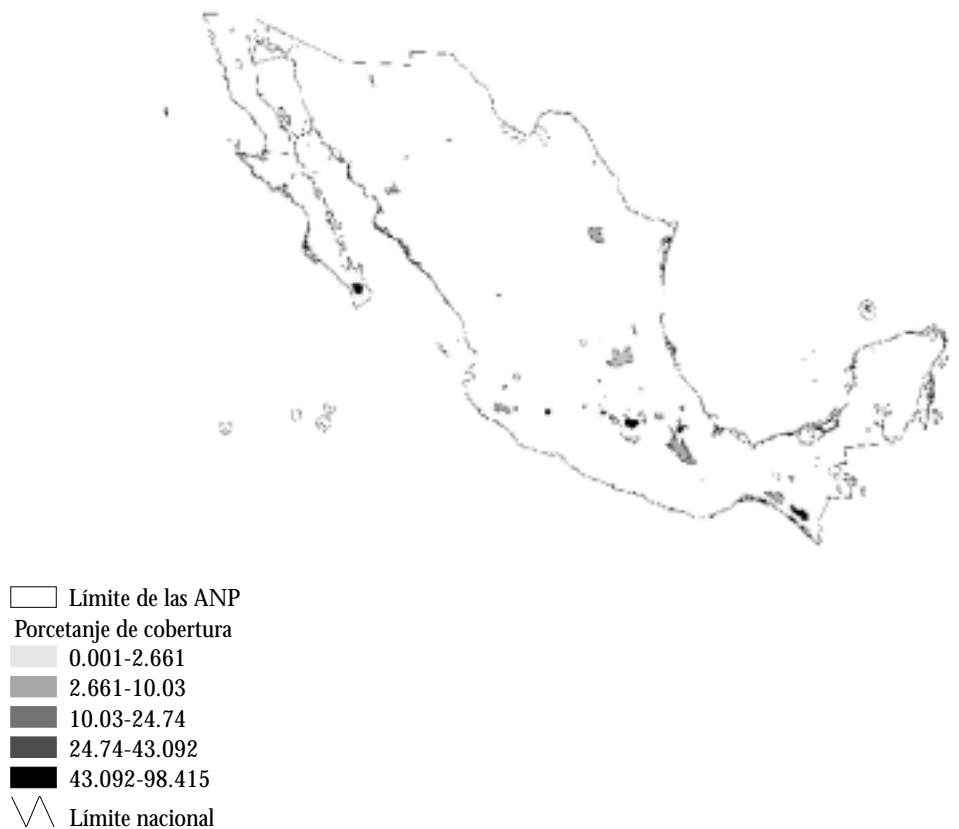
Evidentemente estos números nos indican la fuerte presión a la que estos ecosistemas se encuentran sujetos y la urgencia de establecer alternativas de conservación, manejo y aprovechamiento lo más pronto posible. Sin embargo, si comparamos la cobertura de dichos ecosistemas bajo el esquema federal de ANP para 1999 (105) vemos que la representación de los ecosistemas templados de montaña es muy limitada (34) (ver figura 2) y en muchos de ellos el porcentaje de vegetación montana conservada es muy variable (0.001-98.41%) (ver cuadro 2).

Por otro lado, si revisamos ejercicios de regionalizaciones enfocadas a la conservación como son las Regiones Prioritarias Terrestres para

la Conservación (Arriaga *et al.* 2000) o las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (Arizmendi y Márquez Valdelamar 2000), encontraremos una mejor representación de los ecosistemas montanos templados en las mismas, con altos índices de vegetación conservada (ver figuras 3 y 4).

Sin embargo, ninguno de estos ejercicios de análisis constituye, formalmente, un sistema de áreas naturales protegidas ni necesariamente terminará en decretos bajo tales categorías ya sea Federales o Estatales. Entonces, lo importante es que en estas regiones se desarrollen actividades de manejo y aprovechamiento que sean compatibles con la conservación y el uso sustentable de la

FIGURA 2. ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS CLASIFICADAS POR PORCENTAJE DE COBERTURA VEGETAL DE ECOSISTEMAS MONTANOS



CUADRO 2. ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS Y SU REPRESENTATIVIDAD EN ECOSISTEMAS MONTANOS TEMPLADOS

	SUPERFICIE ANP (HA)	PORCENTAJE DE VEGETACIÓN CONSERVADA
<i>Cinco primeras</i>		
Mariposa Monarca 1	1,368.73	98.41
El Chico	2,711.17	94.84
Gral. Juan N. Álvarez	1,042.00	73.65
Cerro de Garnica	973.10	71.69
Sacromonte	45.44	69.06
<i>Cinco últimas</i>		
Zoquiapan y anexas	19,417.44	2.06
Sierra Gorda	381,189.89	1.26
Nevado de Toluca	53,743.92	0.16
Cofre de Perote	11,470.64	0.01
Pico de Orizaba	19,504.42	0.001
Total de áreas naturales protegidas: 105 ¹		
Áreas naturales protegidas con vegetación montana: 342 ²		

1. Semarnap-INE 1999.

2. INEGI (ed.) 2001.

FIGURA 3. REGIONES TERRESTRES PRIORITARIAS CLASIFICADAS POR PORCENTAJES DE COBERTURA VEGETAL DE ECOSISTEMAS MONTANOS

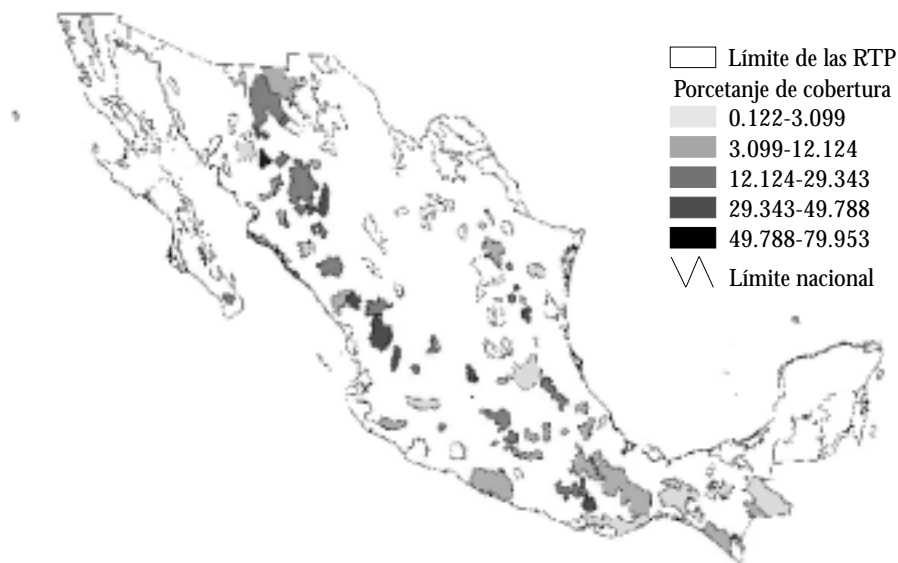
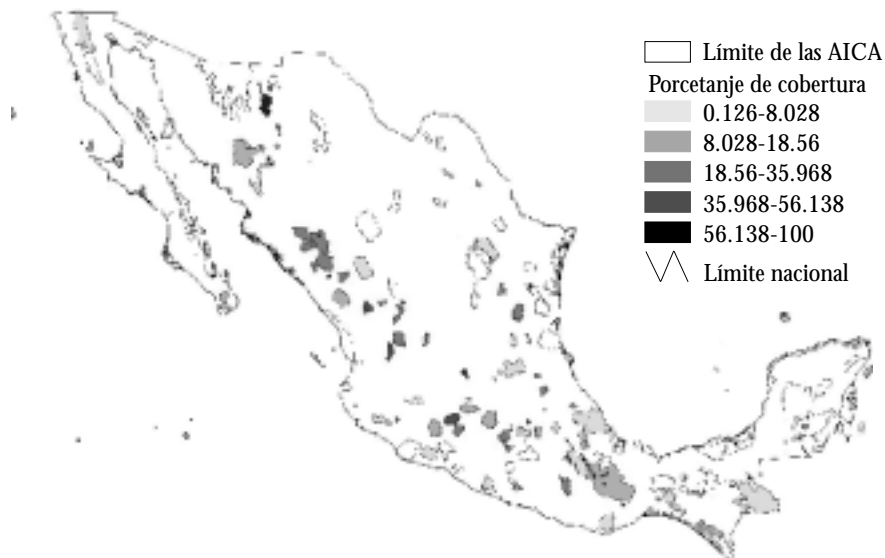


FIGURA 4. ÁREAS DE IMPORTANCIA PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS AVES, CLASIFICADAS POR PORCENTAJE DE COBERTURA VEGETAL DE ECOSISTEMAS MONTANOS



biodiversidad. El reto es que estas actividades cuenten con los elementos suficientes y necesarios para llevarlos a cabo, pues su tratamiento sale del ámbito meramente académico y se inserta en contextos sociales y de desarrollo.

EL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA

En la esfera internacional, durante la cumbre de Río, en 1992, se firmó un compromiso por parte de los gobiernos del planeta para conservar y usar de manera sustentable la biodiversidad, dándose lugar al Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), con tres objetivos fundamentales:

1. la conservación de la diversidad biológica,
2. el uso sustentable de sus componentes, y
3. el reparto equitativo de los beneficios derivados de la utilización de los recursos genéticos.

A más de diez años de su firma, desafortunadamente no se han logrado los avances espera-

dos. Si bien, durante estos años la comunidad internacional ha realizado esfuerzos y ampliado su agenda de trabajo, la pérdida de la biodiversidad continúa a un ritmo acelerado. Durante la Cumbre Mundial para el Desarrollo Sustentable, también conocida como “Río+10”, celebrada en Johannesburgo, Sudáfrica, en 2002, este fracaso se reconoció explícitamente, por lo que para reorientar las actividades se estableció la meta de reducir significativamente la pérdida de biodiversidad para el año 2010.

El CDB trata, a través del reconocimiento de la soberanía y del compromiso de los países que forman parte de él, de cumplir con los objetivos antes mencionados mediante la promoción de políticas y acciones, a los niveles nacional y regional. Sin embargo, la falta de medidas coercitivas para aplicar lo establecido por el CDB y por su Conferencia de las Partes (COP) ha dado resultados limitados para reducir la pérdida de biodiversidad. Quizás el Protocolo de Cartagena (o de Bioseguridad),¹ que regulará el movimiento transfronterizo de organismos vivos modificados

genéticamente, sea el único instrumento del CDB que cuenta con medidas de regulación y coercitivas para que las Partes sigan lo estipulado.

Entre los diferentes temas que a lo largo de los 10 años de existencia del CDB se han agregado a su agenda, podemos reconocer dos grandes grupos.

1. Programas temáticos basados en un enfoque por ecosistemas

- Costero y marino,
- Bosques,
- Aguas interiores,
- Agrobiodiversidad
- Montañas
- Islas (nuevo)

2. Temas transversales

- Acceso a recursos genéticos
- Especies exóticas
- Diversidad biológica y turismo
- Cambio climático y diversidad biológica
- Incentivos
- Enfoque ecosistémico
- Estrategia global para la conservación de plantas
- Iniciativa global taxonómica
- Responsabilidad y reparación
- Indicadores
- Áreas protegidas

Para la mayoría de los Programas temáticos (por ecosistemas) se desarrollan programas de trabajo que inician con evaluaciones del estado y tendencias a nivel planetario, que después derivan en recomendaciones a las Partes para su implementación a largo plazo en los ámbitos nacionales. En el caso de los temas transversales que son apoyo fundamental para los primeros, encontramos al “enfoque ecosistémico”, que ha sido propuesto como una herramienta para la conservación y uso sustentable de la biodiversidad.

EL ENFOQUE ECOSISTÉMICO

Dada la situación de escasa información en detalle sobre diferentes aspectos de la biodiversidad en el

planeta, sobre la importancia de ésta, su uso y su inminente pérdida; resalta la necesidad de establecer mecanismos que nos orienten hacia su conservación, así como a llevar a cabo prácticas sustentables que garanticen su permanencia en el planeta. Esto implica retos no sólo en el ambiente técnico-científico, sino también en el económico, político y social; el diálogo, la participación, la voluntad política, las herramientas adecuadas y los recursos tanto económicos, de infraestructura y humanos son esenciales para poder lograr las metas antes mencionadas. Si bien en diferentes momentos y regiones del mundo se experimentan estrategias encaminadas a abordar de manera integral esta problemática, el enfoque ecosistémico trata de ofrecer una propuesta a manera de derrotero para orientar estas actividades.

B. ANTECEDENTES DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO

El enfoque ecosistémico, o “enfoque basado en ecosistemas” es un concepto que se ha venido desarrollando en el seno del CDB y que actualmente se propone como herramienta para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad, así como para contribuir al cumplimiento de los tres objetivos del CDB.

En 1998 se llevó a cabo un Taller de expertos en Lilongwe, Malawi, con el fin de elaborar una serie de principios que componen el enfoque ecosistémico. Se elaboraron 12 principios generales, los cuales fueron aprobados por la Quinta Conferencia de las Partes del CDB.

EL CONCEPTO DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO

Después de varias reuniones en el marco del CDB, se propuso en el año 2000 la siguiente definición de enfoque ecosistémico: “El enfoque por ecosistemas es una estrategia para la gestión integrada de tierras, aguas y recursos vivos que promueve la conservación y utilización sostenible de modo equitativo. Se basa en la aplicación de las metodologías científicas apropiadas, que se concentran en niveles de organización biológica que abarcan los procesos, funcio-

nes e interacciones entre organismos esenciales y su medio ambiente. Se reconoce que el hombre, así como su diversidad cultural son un componente integrante de los ecosistemas.”

Para la elaboración de este concepto se tomaron en cuenta algunas definiciones establecidas en el texto del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB 1992):

Preámbulo: Observa asimismo que la exigencia fundamental para la conservación de la diversidad biológica es la conservación *in situ* de los ecosistemas y hábitat naturales y el mantenimiento y la recuperación de poblaciones viables de especies en sus entornos naturales.

Artículo 2: Por «ecosistema» se entiende un complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional.

Entre las motivaciones que condujeron al desarrollo del concepto de enfoque ecosistémico, resalta el que los enfoques clásicos sobre conservación de la naturaleza tienen limitaciones en relación con el manejo de la diversidad biológica y frecuentemente, aunque no siempre, presentan algunas de las siguientes situaciones: (Secretaría del CDB 1998).

1. Poco reconocimiento al hecho de que el funcionamiento del ecosistema es de importancia vital para la gente, la biodiversidad y la calidad del medio ambiente en general;
2. El manejo es limitado a sitios específicos y no toma en cuenta la interrelación con otros sitios;
3. Carencia de una consideración integral de naturaleza y cultura;
4. Énfasis dirigido ya sea a las características de las especies (endemismo, rareza) o al establecimiento de áreas protegidas;
5. Poco énfasis en la mayor parte de la diversidad biológica se encuentra fuera de las ANP;
6. No todos los actores, interesados en el manejo de un ecosistema, están involucrados o integrados en forma adecuada;
7. Asignación inapropiada de costos y beneficios, debido a distorsiones y fallas de mercado, incentivos perversos y la falta de una consideración apropiada de los valores, bienes y servicios públicos de los ecosistemas.

8. Falta de coordinación con otros intereses sectoriales como: agrícola, medioambiental, forestal, pesquero, de salud, de planeación, entre otros, los que son manejados de manera separada y desarticulada por instituciones gubernamentales, actuando generalmente en detrimento de la biodiversidad y de la gente.

Para enfrentar estas limitaciones, se consideró que el enfoque ecosistémico debería desarrollarse bajo los siguientes postulados:

1. El enfoque Ecosistémico contribuye a definir el nivel de manejo apropiado para cumplir con los tres objetivos del CDB.
2. El funcionamiento de los ecosistemas es indispensable para la supervivencia del ser humano y sus futuras generaciones, así como del medio ambiente global.
3. La biodiversidad está asociada y ligada a los procesos ecosistémicos, especialmente el funcionamiento y la resiliencia.
4. El entendimiento del ecosistema permite un uso efectivo o sustentable.
5. La gente regularmente se mueve y usa diversos ecosistemas para satisfacer sus necesidades.
6. Los humanos frecuentemente son vistos de manera externa a los ecosistemas, aun cuando viven en ellos.
7. El enfoque ecosistémico da cabida al uso del conocimiento indígena y local, innovaciones y prácticas, incluidos sistemas de manejo tradicional así como el conocimiento científico.
8. Pone el énfasis apropiado en la variedad de bienes y servicios así como información que los ecosistemas proveen a la humanidad.

PRINCIPIOS DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO

La Quinta Conferencia de las Partes del CDB celebrada en Nairobi, Kenya, en 2000, decidió adoptar la Decisión V/6 sobre la definición y los 12 principios orientadores del enfoque ecosistémico, que se mencionan a continuación:

1. La elección de los objetivos de la gestión de los recursos de tierras, hídricos y vivos debe quedar en manos de la sociedad.
2. La gestión debe estar descentralizada al nivel apropiado más bajo.
3. Los administradores de ecosistemas deben tener en cuenta los efectos (reales o posibles) de sus actividades en los ecosistemas adyacentes y en otros ecosistemas.
4. Dados los posibles beneficios derivados de su gestión, es necesario comprender y gestionar el ecosistema en un contexto económico. Este tipo de programa de gestión de ecosistemas debería:
 - b) Disminuir las distorsiones del mercado que repercuten negativamente en la diversidad biológica;
 - c) Orientar los incentivos para promover la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica;
 - d) Procurar, en la medida de lo posible, incorporar los costos y los beneficios en el ecosistema de que se trate.
5. Para los fines de mantener los servicios de los ecosistemas, la conservación de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas debería ser un objetivo prioritario del enfoque por ecosistemas.
6. Los ecosistemas se deben gestionar dentro de los límites de su funcionamiento.
7. El enfoque por ecosistemas debe aplicarse a las escalas espaciales y temporales apropiadas.
8. Habida cuenta de las diversas escalas temporales y los efectos retardados que caracterizan a los procesos de los ecosistemas, se deberían establecer objetivos a largo plazo en la gestión de los ecosistemas.
9. En la gestión debe reconocerse que el cambio es inevitable.
10. En el enfoque por ecosistemas se debe procurar el equilibrio apropiado entre la conservación y la utilización de la diversidad biológica, y su integración.
11. En el enfoque por ecosistemas deberían tenerse en cuenta todas las formas de información pertinente, incluidos los conoci-

mientos, las innovaciones y las prácticas de las comunidades científicas, indígenas y otras locales.

12. En el enfoque por ecosistemas deben intervenir todos los sectores de la sociedad y las disciplinas científicas pertinentes.

Debido a que hasta el momento no existen lineamientos sobre formas de implementación del enfoque ecosistémico, en julio de 2003 se celebró un Taller de expertos en el marco del CDB, con el fin de discutir posibles formas de implementación del mismo. En dicho taller, los expertos elaboraron una serie de recomendaciones acerca de la fundamentación e implementación de cada uno de los principios del enfoque ecosistémico (Secretaría del CDB 2003). Dichas recomendaciones serán sometidas para su aprobación en la Séptima Conferencia de las Partes que se celebrará en febrero de 2004.

APLICACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN MÉXICO

El CDB ha solicitado a los Países Parte elaborar estudios de caso o informar sobre las experiencias en la implementación de estos principios. México tiene ante sí el reto de implementar en casos concretos el enfoque ecosistémico, a fin de evaluar la factibilidad de su aplicación o, en su caso, proponer modificaciones al mismo. Sin embargo, aunque el enfoque ecosistémico *sensu* CBD aún no se ha puesto en práctica formalmente en México, existen casos de manejo integrado de la biodiversidad que cumplen con los objetivos de este enfoque, como puede ser el manejo sustentable de algunos bosques y de pesquerías.

En este sentido, el reto radica en conocer las diferencias y similitudes, y las fortalezas y debilidades, del enfoque ecosistémico, así como de diversas experiencias en México en las cuales se han utilizado sistemas de manejo integrado de recursos biológicos. Lo anterior servirá para evaluar si es factible implementar este enfoque en el país, tal y como se plantea en el marco del CBD, tomando en cuenta la información y las herramientas nece-

sarias así como la participación de todos los actores involucrados, en un contexto social de desarrollo y manejo integral de la biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el trabajo de Enrique Muñoz y de Daniel Ocaña, de la Subdirección de Sistemas de Información Geográfica de la Conabio, quienes se encargaron de la selección, análisis y elaboración de los mapas de uso de suelo y vegetación para los ecosistemas templados montanos de México.

NOTA

- 1 El Protocolo de Cartagena ha sido ratificado por 60 países, y entró en vigor el 11 de septiembre de 2003.

BIBLIOGRAFÍA

- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coordinadores). 2000. *Regiones Terrestres Prioritarias de México*. CONABIO, México.
- Arizmendi, M. A. y L. Márquez Valdelamar 2000. *Áreas de importancia para la Conservación de las Aves en México*. CIPAMEX, México.
- CDB 1992. *Convenio sobre Diversidad Biológica*, Doc. UNEP/CBD/94/1 Rio de Janeiro, Brasil.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México*. CONABIO, México.
- CONABIO 1998. *La diversidad biológica de México: Estudio de País, 1998*. CONABIO, México.
- Espinosa, D. y Llorente, J. 1996. Biología Comparada: Comprender la Biodiversidad. *Biodiversitas* 9: 11-14. CONABIO, México.
- INEGI (ed.) 2001. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, escala 1:250,000. Serie II (continuo nacional)*. INEGI, México.
- INEGI-INE 1973. *Uso de suelo y vegetación. Escala 1:250,000*. Dirección de Ordenamiento Ecológico General, INEGI, México.
- Mittermeier, R. C. Goettsch y Robles Gil P. 1997. *Megadiversidad. Los países biológicamente más ricos del Mundo*. CEMEX, México.
- Mittermeier, R. y C. Goettsch 1992. La importancia de la diversidad biológica de México, pp. 57-62 en: *México ante los retos de la biodiversidad*. CONABIO, México.
- Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica 1998. *Reporte del Taller sobre el Enfoque Ecosistémico*, Doc. UNEP/CBD/COP/4/Inf.9, Eslovaquia.
- 2002. <http://www.biodiv.org/doc/publications/guide.asp?lg=1&id=changing>.
- Secretaría del Convenio sobre Diversidad Biológica 2003. *Ecosystem Approach: Further elaboration, guidelines for implementation and relationship with sustainable forest management*. Doc. UNEP/CBD/SBSTTA/9/8.
- Sarukhán, J., Soberón J. y Larson-Guerra J. 1996. Biological Conservation in a High Beta-diversity Country en *La diversidad biológica de México: Estudio de País, 1998*. CONABIO, México.
- Stedman-Edwards, P. 1998. *Root causes of Biodiversity Loss: An Analytical Approach*. World Wide Fund for Nature.

PRINCIPIOS GENERALES DE BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN

Octavio Monroy-Vilchis

Centro de Investigación en Recursos Bióticos. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma
del Estado de México. Instituto Literario 100 Ote. Col. Centro, Toluca, México
Correo-e: *omv@uaemex.mx*

DEFINICIÓN BÁSICA FUNCIONAL DE BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN

Actualmente el mundo entero se enfrenta a una problemática crítica, principalmente, relacionada con la escasez de recursos, la pérdida de áreas boscosas y otros ecosistemas naturales, y la contaminación del agua y del aire así como del suelo, todo lo cual provoca, en general, una disminución en la diversidad biológica (Soulé y Sanjayan 1998). Como respuesta a estos procesos, el hombre ha intentado medir, evaluar y aminorar el impacto de las causas, de esta crisis, a través de aproximaciones teóricas y prácticas (Soulé 1991, Primack 1995, Soulé y Sanjayan 1998, Galusky 2000).

Históricamente, se ha tratado de definir la conservación como el estado de armonía entre el hombre y la Tierra (Leopold 1983), entendiéndose por armonía el balance y la estabilidad que deben de tener todas las acciones del hombre hacia la naturaleza. Esta concepción de conservación se ha modificado con el paso del tiempo, en la medida en que se incrementa el conocimiento de la problemática anteriormente comentada. Por ello, se ha considerado que, para hacer frente a esta situación, se requiere de la participación de varios enfoques y aproximaciones; dando origen a la biología de la conservación, como una ciencia multidisciplinaria que se desarrolla en respuesta a la crisis que enfrenta la diversidad biológica (Soulé 1985). De esta manera, algunos autores

han mencionado que la biología de la conservación tiene, principalmente, dos objetivos: uno es la investigación de los efectos de las actividades humanas sobre los demás seres vivos, las comunidades biológicas y los ecosistemas y segundo, el desarrollo de aproximaciones prácticas para: prevenir la degradación de los hábitat y la extinción de especies, para restaurar ecosistemas, reintroducir poblaciones y para reestablecer relaciones sustentables entre las comunidades humanas y los ecosistemas (Primack 1995).

PRINCIPALES DISCIPLINAS QUE CONFLUYEN EN LA BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN

Las disciplinas aplicadas tradicionales como la agricultura, la ingeniería forestal, el manejo de vida silvestre y la pesquería, han alentado prácticas de manejo y comercialización de algunas especies particulares, considerando rara vez el amplio espectro de especies que constituyen las comunidades biológicas. La biología de la conservación puede contribuir a integrar las complejidades ecológicas y sociales involucradas en tales prácticas y a elaborar una perspectiva general para la protección de la diversidad biológica y cultural en el largo plazo (Primack 1995).

La biología de la conservación interrelaciona disciplinas de varios tipos: a) científicas como taxonomía, ecología, biogeografía, evolución, genética y epidemiología, entre varias otras; b) prácticas como veterinaria, agronomía e ingeniería forestal entre muchas más; c) de las ciencias

sociales como antropología, geografía, historia y sociología, entre otras, y d) humanidades, incluyendo filosofía y derecho ambiental entre varias más, que son fundamentales puesto que abordan las causas humanas de la actual crisis ambiental (Primack 1995, Galusky 2000). La cooperación entre todas estas disciplinas es esencial, ya que de alguna manera son complementarias. Mientras unas aportan los elementos, herramientas y conocimientos teóricos, otras intentan llevar esto a la práctica, de manera que se aprovechen sus métodos y técnicas en la realidad, y para beneficio de la sociedad y de la naturaleza.

Las disciplinas científicas se encargan de identificar, describir y tratar de predecir los fenómenos biológicos y físicos (a las escalas de organismos, interacciones y ambientes), a su vez, las disciplinas prácticas se ocupan de llevar a cabo el manejo de organismos, poblaciones y ambientes con diferentes fines predeterminados. Por su parte, las sociales se encargan de recibir, analizar y transmitir la información (tanto proveniente de las comunidades humanas como recibida por éstas) y finalmente, las humanidades influyen en la forma en que debieran de tomarse las decisiones sobre investigaciones y aplicaciones (ética), así como sobre la legislación, procurando la conservación y manejo sustentable de los recursos. Las propuestas o estrategias de conservación biológica que carezcan de la participación de alguno de los distintos tipos de disciplinas mencionadas difícilmente podrán tener éxito; por lo tanto, se requiere que cada una de estas desarrolle cada vez más su contribución propia y, además, que tenga un alto grado de interacción con las otras disciplinas, lo cual hace del proceso un tanto complejo.

CONTEXTO DE APLICACIÓN DE LA BIOLOGÍA DE CONSERVACIÓN

Las decisiones sobre temas de conservación frecuentemente se toman en condiciones de información (biológica y social) limitada y, además, bajo presiones de tiempo. Esto implica que, por un lado, se tengan que proponer nuevos métodos o hacer óptimos los que ya existen, con el fin

de captar mejores datos de campo y analizarlos con más eficacia, para tener argumentos más sólidos en un menor tiempo; por otro lado, implica también contar con una mayor conciencia social de la problemática ambiental y mayor disponibilidad a participar activamente, desde las posibilidades de cada grupo social. Finalmente, es necesario un compromiso mayor y de fondo, por parte de las organizaciones privadas, así como del gobierno en sus diferentes niveles, para aportar los recursos y acciones necesarios para poder llevar a cabo, de manera conjunta, las propuestas de conservación en pro de las especies amenazadas, las comunidades biológicas, los ecosistemas y sus relaciones con el bienestar humano.

DIVERSIDAD BIOLÓGICA

La diversidad biológica es un punto central de estudio de la biología de la conservación. Se entiende esta diversidad como la variedad de formas de vida así como sus interacciones entre sí y con el ambiente físico.

Con el fin de organizar y facilitar su estudio, a la diversidad biológica se le puede considerar en diferentes niveles como son: a) los paisajes o ecosistemas; b) asociaciones o comunidades; c) especies; d) poblaciones y e) genes. Esta clasificación, principalmente espacial, se ha propuesto considerando que muchas estrategias de conservación están basadas en el contexto geográfico (Soulé 1991), aunque se tiene que considerar que los sistemas biológicos son dinámicos tanto en espacio como en tiempo.

Todos los niveles biológicos mencionados son componentes necesarios de los ambientes naturales y todos deberían de ser atendidos con oportunidad y eficacia. En cada nivel de diversidad biológica, se estudian los mecanismos que alteran o mantienen la propia diversidad. El ecosistema puede definirse como una o varias comunidades biológicas que interactúan con su medio físico. En este nivel, generalmente, se estudian los flujos de energía y de materia (biomasa) a través de los eslabones tróficos. Por ejemplo, cuando se desea determinar la cantidad de materia orgánica que trans-

forman los productores (fitoplancton o plantas) a partir de la energía que absorben, para conocer cuánta de esta biomasa y energía es captada por los consumidores primarios, secundarios, terciarios y así sucesivamente, hasta conocer la cantidad que se reincorpora al sistema, cuánta sale de este y en qué formas lo hace. También se estudian, las condiciones físicas que alteran estos procesos como pueden ser la temperatura, la humedad, la lluvia y la topografía del terreno entre otros. Hoy se asume que al conservar los ecosistemas, idealmente, se conservan el hábitat, las poblaciones de distintas especies y los genes, así como sus interacciones y sus procesos ecológicos, además de algunas de las prácticas humanas tradicionales que han estado históricamente asociadas con los ecosistemas. Es por esto que se recomienda enfocar el nivel ecosistémico de manera prioritaria, ya que implica una mayor probabilidad de contribuir a la permanencia de los ambientes naturales.

Las comunidades biológicas se pueden definir como el conjunto de especies que comparten un lugar específico y las interacciones que tienen entre sí (aunque esta concepción suele dejar de lado las importantes interacciones de las comunidades con su medio físico). Para facilitar el estudio de las comunidades, en la práctica, una manera en que pueden agruparse, es basándose en la forma en que obtienen la energía del ambiente. De esta manera se tienen varios grupos: a) el primero es el de los organismos fotosintéticos (productores primarios), son aquellos que obtienen su energía directamente de la luz solar, que ocupan para construir moléculas orgánicas necesarias para su crecimiento, sobrevivencia y reproducción; b) los herbívoros (consumidores secundarios), que obtienen su energía de consumir organismos fotosintéticos; c) los carnívoros (consumidores secundarios o depredadores) que se alimentan de los herbívoros u otros animales. Los carnívoros generalmente son depredadores de otros animales, sin embargo existen especies animales que además de consumir a otros animales también consumen vegetales y se les llama omnívoros. Los parásitos podrían considerarse parte de los carnívoros pero son, usualmente, de

menor tamaño que sus presas y no necesariamente las matan de manera inmediata; d) los detritívoros (descomponedores) son especies que se alimentan de restos de materia orgánica ya sea de origen vegetal o animal, degradando los tejidos complejos y moléculas orgánicas. Los detritívoros liberan al ambiente nitratos y fosfatos, que pueden después ser capturados y utilizados por los productores primarios. Las relaciones de transferencia de biomasa y energía entre los organismos se presentan a través de las llamadas cadenas tróficas, estas se presentan cuando las necesidades de las especies son muy específicas y sólo se alimentan de un tipo de presas en particular. Sin embargo, generalmente una especie se alimenta de varios tipos de presas y, a su vez, puede tener más que un solo depredador, dando como consecuencia complejas redes tróficas (Primack 1995). Dentro de las comunidades se presentan especies que son importantes en el mantenimiento de la estructura de las mismas, de tal manera que su desaparición provocaría cambios muy notorios en estas. A este tipo de especies, se les conoce como especies clave y un ejemplo de ello son los grandes depredadores, aunque también existen especies menores cuya abundancia y efecto de sus actividades pueden influir drásticamente en el ambiente Miller *et al.* (1999).

Una especie puede definirse como el conjunto de individuos con características morfológicas y fisiológicas similares, que se reproducen entre sí y dejan descendencia fértil (esto es tratando de unir las definiciones morfológica y biológica de especie). También se ha definido, como los grupos de poblaciones que continuamente intercambian genes o son fenotípicamente similares. Es muy importante identificar y nombrar correctamente las especies, ya que en muchas de las áreas geográficas que se proponen para su conservación, se utilizan los criterios de la riqueza de especies, y de la presencia de especies endémicas o aquellas que se encuentran en alguna situación de riesgo. Por ejemplo, regiones montañosas aisladas y con grandes proporciones de especies endémicas son generalmente identificadas como prioridades de conservación.

Por su parte, las poblaciones son ensamblajes de individuos que mantienen intercambio de información genética en linajes que pueden ramificarse y unirse; asimismo intercambian información social en formas desde muy simples hasta muy complejas. Las poblaciones en peligro de extinción, las endémicas y aquellas de especies que influyen en procesos ecológicos importantes son prioridades a considerar, cuando se analiza información con respecto a la conservación de algún ecosistema en particular (Soulé 1991).

A una escala de mayor detalle, los genes presentan segmentos o unidades de cromosomas que codifican para proteínas específicas. Las diferentes formas de un gen se llaman alelos y estos pueden generarse principalmente por mutaciones. La reproducción sexual incrementa la variabilidad genética en la descendencia, mediante la recombinación de genes y cromosomas de los progenitores. También la diversidad topográfica, climática y ambiental influye, promoviendo la variación genética, tanto de especies como de las comunidades que estas forman. En la naturaleza, la variación genética mantiene la adecuación y la flexibilidad evolutiva de las poblaciones, incrementando de esta manera su probabilidad de sobrevivencia y conservación, en otras palabras, mientras mayor sea el acervo genético (*pool* genético) de las poblaciones mayor será su probabilidad de continuar existiendo (Soulé 1991, Primack 1995). Desde un punto de vista espacial, los genes constituyen el nivel más fino de la conservación. Los genes algunas veces son conservados *ex situ* como en bancos de semillas, de germoplasma o de tejidos (como en el caso de la preservación de semen u óvulos viables a temperaturas muy bajas) y hasta embriones. Estas actividades han traído importantes beneficios al hombre en la agricultura, biotecnología y salud pública; aunque siempre es mejor, y mucho menos costoso, conservar los genes en condiciones naturales y en su localidad natural. La preservación *ex situ* puede considerarse como un recurso alternativo para el caso de emergencias ambientales que puedan poner en riesgo a las poblaciones naturales.

AMENAZAS GENERALES A LA DIVERSIDAD

PÉRDIDA O DETERIORO DEL AMBIENTE NATURAL NATIVO

Hoy es claro que la pérdida o el deterioro del ambiente natural nativo son las principales amenazas de disminución de la diversidad biológica, en particular basándose en la experiencia con especies de vertebrados, invertebrados, plantas y hongos (Primack 1995). Además, también pueden ser las principales causas de la alteración de procesos ecológicos y la modificación de ciclos biogeoquímicos. Se puede entender la pérdida del ambiente natural de dos maneras: la primera como la pérdida total del ambiente, por ejemplo, cuando se construye una ciudad sobre un área que anteriormente era boscosa. La segunda, como la pérdida parcial (deterioro) del ambiente, por ejemplo, cuando existe la remoción en grandes proporciones de algunas especies de flora o fauna, a través de la tala, colecta o cacería, o la modificación de la estructura de la vegetación.

Se ha mencionado que aunque esta puede ser la principal causa de disminución de la diversidad biológica, su impacto depende del tiempo y espacio. Por ejemplo existe diferencia en la diversidad de especies entre países tropicales y templados y también en su vulnerabilidad, ya que en los países tropicales existe una mayor riqueza en menores extensiones de terreno, aunado a que allí presentan tasas de deforestación más altas, haciendo más vulnerables a las especies de los trópicos a la pérdida o deterioro del ambiente natural nativo. No todas las amenazas contra la biodiversidad tienen el mismo impacto en todos los sitios, por ejemplo la lluvia ácida y el calentamiento global (efecto de invernadero) impactan más en sitios que están en altas latitudes en comparación con los de más bajas latitudes (Soulé 1991).

FRAGMENTACIÓN DEL AMBIENTE NATURAL NATIVO

La pérdida o destrucción del ambiente natural nativo llega a ocasionar la fragmentación del mis-

mo, entendiéndose por fragmentación el proceso a través del cual un gran hábitat continuo es reducido en área y dividido en dos o más fragmentos (Primack 1995). De esta manera los ambientes naturales nativos, al ser fragmentados por acciones humanas como urbanización, establecimiento de cultivos o potreros y construcción de caminos, entre otros, sufren modificaciones notables del paisaje. Esto ocasiona discontinuidad en los ambientes naturales, así como alteraciones en los procesos ecológicos y en las interacciones entre especies nativas, modificando su futuro evolutivo en la medida en que se lleva a cabo la fragmentación. La fragmentación ocasiona que el paisaje adquiera una apariencia de archipiélago, donde los fragmentos están separados entre sí por los diferentes ambientes alterados por el hombre. La dinámica de estos fragmentos puede ser descrita, de modo relativamente aproximado, a través del modelo biogeográfico de islas. Los fragmentos difieren del ambiente continuo original en dos aspectos: los fragmentos presentan una gran cantidad de borde por área de fragmento y el centro de cada fragmento está más cercano al borde (Sánchez, en este volumen). Esto provoca que los ambientes naturales nativos fragmentados amenacen la existencia de las especies debido a que la fragmentación puede limitar la dispersión y colonización, al no permitir que los organismos lleguen al otro fragmento a través del ambiente destruido o transformado. De esta manera, muchas especies nativas no pueden recolonizar los fragmentos aislados lo cual a corto, mediano y largo plazos, modifican la riqueza y diversidad de especies nativas (Primack 1995). Es claro que mientras mayor sea el grado de fragmentación y menor el espacio del ambiente natural nativo, el impacto será mayor y más rápido. Por lo cual, siempre es preferible asegurar, para efectos de conservación, la presencia de ambientes no fragmentados o con poco grado de fragmentación en torno a áreas con un historial de fragmentación conocido, de tal manera que sus efectos sean menores para todas las especies. En el caso que el ambiente ya se encuentre fragmentado (como podría ser el caso de varios lugares en los ecosistemas

templados) se recomienda estudiar la posibilidad de establecer “corredores” entre los fragmentos, de tal manera que estos últimos se mantengan conectados entre sí, permitiendo el flujo de especies de un fragmento a otro.

OTRAS CAUSAS QUE AMENAZAN LA BIODIVERSIDAD (CONTAMINACIÓN, CRECIMIENTO POBLACIONAL HUMANO, INTRODUCCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS Y ENFERMEDADES)

La contaminación del suelo, el aire o la tierra, tiene efectos en los ecosistemas, de tal forma que perjudica a todas las especies que habitan en ellos. Los agentes más frecuentes de contaminación son los pesticidas, diversos químicos utilizados como fertilizantes, las aguas residuales (vertidas por industrias y zonas urbanas), las emisiones de humos y polvos por fábricas y las de los automóviles.

Es conocido el efecto que tiene, sobre las cadenas tróficas, la contaminación por pesticidas (DDT y otros compuestos organoclorados) y cómo su concentración se incrementa conforme las especies pertenecen a niveles tróficos superiores. Un ejemplo de esto es lo ocurrido con poblaciones de aves rapaces que se alimentaban de otras aves, que a su vez habían consumido insectos, los cuales habían sido expuestos a pesticidas (Primack 1995).

La contaminación del agua tiene consecuencias negativas, ya que disminuye y puede hacer desaparecer especies acuáticas, además de que altera las propiedades químicas del agua, haciéndola inservible. Los arroyos, ríos, lagos y océanos, generalmente son usados como drenajes en la gran mayoría de los asentamientos humanos y por la industria. Los pesticidas, herbicidas, petróleo, metales pesados, detergentes y materia orgánica, son frecuentemente vertidos a los cuerpos de agua ocasionando su eutroficación y, al mismo tiempo, disminuyendo la cantidad de líquido disponible para el establecimiento y uso de otras especies.

La contaminación del aire, se provoca al verter nitratos, sulfatos, entre otras sustancias a la atmósfera, las que a su vez producen ácido nítrico y ácido sulfúrico, ocasionando la lluvia ácida

que ha provocado la disminución en poblaciones de anfibios e inhibición en los procesos de descomposición por parte de microorganismos, entre otras cosas. Otros efectos de este tipo de contaminación son la alteración de la capa de ozono y el incremento de residuos de metales tóxicos, así como el cambio climático global (Primack 1995).

El crecimiento poblacional mundial ha ejercido una presión muy alta sobre los recursos naturales, no sólo por la demanda de su uso, sino también por la producción de desechos que al final afectan al ambiente. Se ha mencionado que de mil millones de personas que existían en 1800 se pasará a 10 mil millones para el año 2046 y a 12 mil millones para el 2100, según proyecciones del Banco Mundial y de la Organización de las Naciones Unidas. Se ha argumentado que tales cifras son incompatibles con los procesos ecológicos y evolutivos naturales, principalmente porque la base de la evidencia relacionada con la desaparición de grandes espacios naturales, que conlleva la reducción del número de grandes depredadores, la alteración de la migración de las aves, todo lo cual impacta la protección y manutención de ambientes naturales nativos (Soulé 1991).

La introducción de especies exóticas es otra amenaza también contra la biodiversidad. Una especie exótica es aquella que ha sido llevada, por el hombre o por otros agentes, a un sitio del cual no es nativa con lo que se modifica su distribución natural, la cual históricamente estuvo definida por barreras abióticas (temperatura, humedad o cadenas montañosas entre otros) y bióticas (capacidad de dispersión, alimento, depredadores entre otros). En general, cuando este movimiento de especies se ha dado deliberadamente, ha sido para satisfacer las necesidades inmediatas, o incluso caprichos, del hombre, en lugares a donde nuestra especie ha ido arribando. Antes de la industrialización, la gente llevaba consigo unas cuantas especies de plantas y animales, sobre todo las domesticadas, a cada lugar que colonizaba; pero en tiempos modernos, una gran cantidad de especies han sido introducidas tanto deliberada como accidentalmente en áreas de donde no

son nativas. Las introducciones, de manera general, han ocurrido por las siguientes causas: las colonizaciones de unas naciones a otras, ocurridas cuando los colonizadores arribaban a sus nuevos destinos y lo hacían con animales y plantas de su país de origen, para iniciar su cultivo o crianza en el nuevo sitio bajo condiciones poco controladas, convirtiéndose de esta manera la horticultura, agricultura y ganadería, en actividades que propiciaron la introducción de especies exóticas. Por otra parte, el transporte accidental también ha facilitado la introducción de especies exóticas; algunas especies han sido transportadas de manera no intencional por el hombre cuando este viaja de un lugar a otro por ejemplo en barcos (algas, roedores, artrópodos, semillas), aeroplanos (artrópodos, semillas, roedores, murciélagos) o en el propio cuerpo humano (artrópodos incluyendo parásitos, virus, bacterias) (modificado de Primack 1995).

Las especies exóticas, pueden desplazar a las especies nativas por su eventual competitividad alta limitando así los recursos; además pueden ser depredadoras de especies originarias o pueden modificar el ambiente natural de tal manera que perjudican a las especies nativas. Las especies exóticas pueden presentar mayor capacidad (que las nativas) de invadir y dominar nuevos ambientes naturales debido a la ausencia de sus depredadores naturales, parásitos o enfermedades, pues en ocasiones estas especies pueden introducir nuevos parásitos o enfermedades a los ambientes naturales provocando mortandad en las especies nativas. Los parásitos pueden ser tanto microscópicos como virus, bacterias, hongos y protozoarios o macroscópicos como helmintos y artrópodos parásitos (Primack 1995).

VULNERABILIDAD INTRÍNSECA DE DISTINTAS ESPECIES A LA EXTINCIÓN

No todas las especies tienen la misma probabilidad de extinguirse, existen especies que son más vulnerables a la extinción. Estas especies suelen necesitar mayores esfuerzos para que sea posible su conservación. La extinción de especies del

ambiente natural nativo, además de disminuir la biodiversidad, también modifican y alteran los procesos ecológicos en los que participan afectando a otras especies, lo que también ocasiona cambios en las comunidades y ecosistemas (Mills *et al.* 1993). Las especies que son más vulnerables a la extinción se presentan en una o más de las siguientes categorías (Primack 1995):

1. Especies con estrecha distribución geográfica. Algunas especies se presentan en un sólo lugar o en pocos, es decir, con una distribución espacial muy reducida y si estos lugares son amenazados por presiones ambientales, como las originadas por actividades humanas, entonces esas especies corren el riesgo de extinguirse. Especies que pueden estar en esta categoría son aquellas que sólo se localizan en islas oceánicas o que son endémicas a puntos geográficos muy pequeños en áreas continentales.
2. Especies con sólo una o pocas poblaciones. Cualquier población de una especie puede desaparecer localmente por acciones naturales (incendios, enfermedades) o antrópicas (deforestación, urbanización). Las especies que están constituidas por muchas poblaciones tienen menor riesgo comparativo de extinción.
3. Especies con tamaños poblacionales pequeños. Las especies con poblaciones pequeñas tienen mayor probabilidad de extinguirse localmente, que aquellas que presentan poblaciones más grandes; esto es debido a que presentan disminución en la variabilidad genética. Ejemplos de especies que pueden estar ubicadas en esta categoría son los grandes depredadores y los taxones que son altamente especialistas.
4. Especies con densidades poblacionales bajas. Una especie con bajas densidades poblacionales (pocos individuos por unidad de área o volumen) es comparable a una que tuviera sólo poblaciones pequeñas en diferentes fragmentos de ambiente natural nativo, lo cual incrementa su grado de vulnerabilidad.
5. Especies con poblaciones que están disminuyendo. Algunas poblaciones muestran tendencias que marcan una disminución poblacional, lo cual podría llevarlas a su extinción; su vulnerabilidad decrecería si se lograra identificar y corregir la causa de su disminución.
6. Especies que necesitan un ámbito de actividad grande. Las especies cuyos organismos requieren, de manera individual o grupal, grandes extensiones de tierra para alimentarse y realizar sus actividades, pueden resultar severamente agredidas por la pérdida, deterioro o fragmentación del ambiente natural nativo.
7. Especies con tamaño corporal grande. Las especies grandes tienden a tener mayores demandas energéticas y de alimento, lo cual las hace en general más vulnerables que las pequeñas. Las especies como los carnívoros grandes, las ballenas y herbívoros grandes generalmente se encuentran más propensas al riesgo de extinción.
8. Especies que no tienen dispersión efectiva. Los cambios climáticos constantes requieren que las especies se adapten a ellos. Aquellas que no lo pueden hacer, pueden migrar a otros ambientes que les sean más propicios y esto reduce su riesgo de extinción. Los cambios inducidos por el hombre en los ambientes naturales son demasiado rápidos y sólo dejan a unas cuantas especies la opción de la dispersión, y cuando esta no es efectiva, tales especies tienen mayor riesgo de desaparecer.
9. Especies migratorias estacionales. Algunas especies requieren de dos o más tipos de ambientes para sobrevivir, si alguno de estos ambientes es destruido o transformado, esto coloca en riesgo a dichas especies. Existen especies que migran a través de gradientes, ya sean de temperatura, de humedad o de otros factores, para llegar a ambientes favorables; si estos ambientes son transformados, entonces la vulnerabilidad de esas especies a la extinción aumenta.
10. Especies con poca variabilidad genética. La variabilidad genética en una especie puede

proporcionarle mayor capacidad para adaptarse a los cambios ambientales. Especies con reducida variabilidad genética son más vulnerables a extinguirse en caso de un cambio repentino en el ambiente, como una enfermedad, un nuevo depredador o algún otro cambio ambiental significativo.

11. Especies con requerimientos especializados de nicho. Existen organismos que tienen restricciones de nicho ecológico muy particulares ya sea abióticas (temperatura, humedad, pH, topografía, entre otros) o bióticas (cobertura, disponibilidad de alimento u otras). Cuando por alguna razón se modifica la disponibilidad de recursos, estas especies resultan más vulnerables que aquellas cuyos requerimientos son más generales, ya que las últimas tienen mayor capacidad para hacer uso de otros recursos.

CONSERVACIÓN *IN SITU* VERSUS CONSERVACIÓN *EX SITU*

Dependiendo de los objetivos que determine cada caso particular, puede ser más recomendable aplicar una estrategia de conservación u otra (Soulé 1991), aunque ya se ha mencionado que la mejor estrategia para conservar la biodiversidad es mantenerla en el ambiente natural donde se ha desarrollado evolutivamente (conservación *in situ*), ya que también es importante conservar sus interacciones, los procesos ecológicos en que participan así como sus procesos de evolución natural (Primack 1995). Algunas ventajas que se tienen, al realizar conservación en el sitio original, son: 1) se asegura que se conservan los procesos ecológicos en que están implicados los organismos; 2) los organismos y el ambiente continúan con su proceso de desarrollo evolutivo (natural); 3) los gastos de manutención o suplementación a ambientes y poblaciones son menores o nulos, ya que estos encuentran sus recursos por sí solos; 4) la conservación de aspectos sociales estrechamente vinculados con la naturaleza (usos humanos tradicionales), y 5) la variación

genética se mantiene, con o sin fines de uso económico (Soulé 1991). Si se aspira a conservar procesos o funciones ecológicas y evolutivas, así como los ciclos biogeoquímicos, y no solamente organismos individuales, lo más recomendable es aplicar una estrategia de conservación *in situ* ya que esta sería la única manera de procurar el buen funcionamiento del ambiente y el desarrollo natural de sus componentes. Conservar los ambientes naturales nativos debe de ser una prioridad absoluta de conservación. Tradicionalmente los esfuerzos gubernamentales de conservación en este sentido han apostado a la creación de áreas naturales protegidas, en sus diferentes categorías, pero en la mayoría de los casos esta medida no ha sido suficiente, ya que no se ha logrado plenamente el objetivo de la conservación de los ecosistemas; lo que evidencia la necesidad de asumir otras formas de hacer conservación *in situ*, incluyendo las áreas no sujetas a protección oficial.

Por su parte, la conservación *ex situ* sólo se recomienda como un apoyo adicional, para conservar individuos y genes de especies que en la naturaleza se hallan en dificultades notorias; generalmente a través del mantenimiento de poblaciones cautivas en jardines botánicos, zoológicos, acuarios, y otros espacios que puedan mantener y propagar organismos (Conway 1986). A nivel de genes existen los bancos de semillas, colecciones de cultivo de tejidos, germoplasma, cryopreservación entre otros (Soulé 1991). No obstante, la viabilidad y la relación costo-beneficio de la conservación *ex situ* y a largo plazo de semillas, semen, óvulos, embriones y otros, por medio de alta tecnología, sigue siendo objeto de debate (O. Sánchez, com. pers. 2003). Como puede apreciarse, para definir la estrategia (*in situ*, *ex situ* o una combinación de ambas) debe definirse claramente el objetivo de cada programa, aunque es evidente que a través de la conservación *in situ* la posibilidad de proteger más niveles de la biodiversidad y de sus procesos intrínsecos es mayor.

LA BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN Y EL FUTURO DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO

Los ecosistemas templados de montaña en México, a pesar de hallarse entre los más extensos y contar con un número considerable de reservas, resultan de lo menos protegidos debido a que, en la práctica, se presentan muchos problemas de operación que dificultan cumplir con el objetivo de conservación. Por otro lado, varias de las reservas originalmente decretadas hoy son pequeñas y están consideradas más bien como zonas recreativas (Toledo y Ordóñez 1993). Esto evidencia, de alguna manera, que no basta con decretar reservas, sino que deben buscarse y aplicarse estrategias complementarias. Challenger (1998) menciona que, para que la conservación de los recursos tenga efecto, debe considerarse el desarrollo social ya que estos dos aspectos son mutuamente dependientes y no opuestos, como muchas veces se ha planteado. El término de desarrollo no implica simplemente el pasar de pobre a rico, más bien el concepto es más amplio e incluye una mayor dignidad, seguridad, justicia y equidad humana. Para que la conservación de los ecosistemas templados de montaña pueda llevarse a cabo de una manera más apropiada, se requiere un cambio de actitudes y de estrategias, en diferentes ámbitos. Por ejemplo, en el político tiene que cambiarse el concepto de desarrollo y vincularse con el de la conservación de recursos a mediano y largo plazo; tiene que considerarse como una prioridad nacional, estatal y municipal; debe apoyarse una mayor y mejor educación ambiental hacia toda la población, a través de la capacitación, la actualización y la formación de profesionales en el área ambiental para que estos, a su vez, puedan difundir y transmitir el conocimiento, además de generar propuestas en conjunto con la gente involucrada directamente con el uso de los recursos bióticos. Para aspirar a todo esto tendría que destinarse un mayor porcentaje de recursos económicos, a fin de desarrollar programas participativos tanto de investigación básica y aplicada, como para incrementar el cono-

cimiento en los aspectos de mayor prioridad. Las propuestas deberían ir en el sentido de diversificar y ordenar mejor el uso de las especies, así como utilizar un mayor número de estas (particularmente las nativas, para evitar introducción de más especies exóticas) de tal forma que las propuestas incluyan el mayor número de especies posible por ambiente. Las propuestas debieran surgir con una clara preocupación social, intentando dar respuesta a problemáticas locales, que deben ser de consenso entre las diversas comunidades humanas. En el aspecto social, se debe de abrir más el panorama en cuanto al manejo y aprovechamiento integral de otras especies (diferentes a la mayoría de las domésticas) e intentar entender más sobre el posible papel del uso razonado y diversificado, en la conservación de los ecosistemas, en comparación con las consecuencias de no hacerlo. En el aspecto académico se requiere una mayor y mejor preparación de los profesionistas en biología de la conservación, desarrollar capacidades de trabajo en equipo con personas de diversas disciplinas, de integrar métodos y propuestas, para ofrecer alternativas que promueven la fusión del desarrollo social, en su más amplio sentido, con la conservación de los ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Los comentarios críticos de Óscar Sánchez, de Ernesto Vega y de un tercer revisor, anónimo, contribuyeron a mejorar este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México-Agrupación Sierra Madre, S.C. México, D.F. 847 pp.
- Conway, W. 1986. The practical difficulties and financial implications of endangered species breeding programmes. *International Zoo Yearbook* 24/25:210-219.

- Galusky, W. 2000. The promise of conservation biology, *Organization and Environment* 13(2): 226-232.
- Leopold, A. S. 1953. *Conservation*. En: Bailey J., E. William y T. Mckinney. 1983. Readings in wildlife conservation. 4th impression. The Wildlife Society. Washington, D.C. 55-63 pp. 722 pp.
- Miller, B., R. Reading, J. Strittholt, C. Carroll, R. Noss, M. Soulé, Ó. Sánchez, J. Terborgh, D. Brightsmith, T. Cheeseman y D. Foreman 1999. Using Focal Species in the Design of Nature Reserve Networks. *Wild Earth* 11:81-92.
- Mills, S., M. Soulé y D. Doak 1993. The keystone-Species concept in ecology and conservation. *Bioscience* 43(4): 219-224.
- Primack, R. 1995. *A primer of conservation biology*. Sinauer- Sunderland. USA, 277 pp.
- Soulé, M. 1985. What is conservation biology?. *Bioscience* 35(11): 727-734.
- Soulé, M. 1991. Conservation: Tactics for a constant crisis. *Science* 253: 744-750.
- Soulé, M. y M. Sanjayan. 1998. Conservation targets: do they help?. *Science* 279: 2060-2061.
- Toledo, V. y M. J. Ordóñez 1993. The biodiversity scenario of Mexico: A review of terrestrial habitats. En: Ramamoorthy T., R. Bye, A. Lot y J. Fa. (eds.) *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*. Oxford University Press, Nueva York, 757-77 pp.

PRINCIPIOS GENERALES SOBRE MANEJO DE ECOSISTEMAS

Manuel Maass

Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, Campus Morelia, A.P. 27-3

Morelia, Michoacán, 50890

Correo-e: *maass@oikos.unam.mx*

La incorporación del enfoque sistémico en la ecología, ha dado nuevas herramientas conceptuales y metodológicas al problema de entender, estudiar, conservar, utilizar y restaurar a la naturaleza. Un ejemplo claro es el concepto de ecosistemas, que fue tomando forma en el transcurso de la última mitad del siglo XX, hasta convertirse, hoy en día, en un concepto clave en la teoría ecológica (Cherrett 1989). Importantes programas de investigación de corte internacional llevan implícito el concepto de ecosistemas, tales como el Long Term Ecological Research Program (Gosz 1996), el Geosphere and Biosphere Program (Walker and Steffen 1996) y más recientemente, el Millenium Ecosystem Assesment (Reid 2000). El propósito de este apartado es describir, de manera general, los principios del manejo de ecosistemas como una herramienta de uso y conservación de los recursos forestales. Se iniciará haciendo una breve reflexión sobre el predicamento ambiental en el que se encuentra la humanidad, para establecer el contexto general en el que se da la necesidad de conservar a los ecosistemas naturales. Posteriormente se mencionará el concepto de ecosistema, describiendo sus componentes y propiedades. Se hará una pequeña discusión sobre la naturaleza no teleológica de los ecosistemas. Le seguirán tres secciones en las que se abordarán los aspectos funcionales del ecosistema, comenzando por los procesos hidrológicos, siguiendo con los aspectos energéticos y concluyendo con la dinámica

biogeoquímica de los mismos. Una breve mención sobre el concepto de servicios ambientales ayudará a redondear el concepto sistémico de la naturaleza y de sus recursos. Finalmente, en las últimas tres secciones se abordaran los aspectos de manejo, discutiendo la necesidad de buscar sistemas de producción sustentables, describiendo los elementos del protocolo de manejo de ecosistemas y mencionando las bondades de utilizar las cuencas hidrográficas como unidades de manejo.

EL DILEMA AMBIENTAL

Por el simple hecho de estar vivos, todos los organismos que habitan este planeta tienen la capacidad de transformar su ambiente. Esta capacidad varía enormemente entre las diferentes especies, dependiendo de múltiples factores tales como su tamaño, distribución, abundancia, tasa de reproducción y metabolismo, entre otros. En la mayoría, el impacto de su desarrollo se restringe a escalas espaciales y temporales relativamente pequeñas. Sin embargo hay especies ampliamente distribuidas y capaces de transformar grandes extensiones de terreno.

El hombre, desde sus orígenes hace más de tres millones de años, ha tenido la capacidad de transformar su ambiente a escala muy por encima de cualquier otro organismo del planeta. Inicialmente, con herramientas como el fuego, fue capaz de modificar más allá de su entorno inmediato. Conforme fue desarrollándose cultural y

tecnológicamente, su impacto en el medio aumentó considerablemente. El desarrollo de la agricultura, hace más de diez mil años, le permitió expandir sus actividades, transformando regiones completas. Con la revolución industrial, hace 200 años, el hombre logró un desarrollo tecnológico tal que el impacto de sus actividades ha alcanzado escalas globales.

No fue sino hasta muy recientemente que el hombre comenzó a preocuparse sobre el impacto de sus transformaciones en el ambiente. Desde muy temprano en la historia, existía la percepción de que la naturaleza no sólo era capaz de absorber cualquier tipo de perturbación, sino que además se constituía en un enemigo a vencer. Transformar a la naturaleza y doblegarla a los caprichos del hombre se consideraba un signo de desarrollo económico y social (Jordan 1998). Sin embargo, poco a poco nos hemos dado cuenta que hay un límite en la capacidad que tiene la naturaleza para absorber dichos cambios. La desaparición de especies ha sido una de las primeras evidencias a este respecto. El deterioro ambiental a escala global, documentado recientemente, es una evidencia más del problema.

Se reconocen como cambios globales aquellas transformaciones que alteran las capas de fluidos de la tierra (océanos y/o atmósfera) y que, por lo tanto, se experimentan a escala planetaria (Vitousek 1992). Tal es el caso de los cambios en la composición de la atmósfera y el cambio climático. Así también se consideran las transformaciones del ambiente que ocurren en sitios muy localizados, pero tan ampliamente distribuidos que constituyen un cambio a nivel global. Los cambios en el uso del suelo, la pérdida de la biodiversidad, la erosión de los suelos y la introducción de especies exóticas son ejemplos de lo último.

Otra evidencia clara que nos permite apreciar el impacto de nuestras actividades sobre la naturaleza, es nuestra inquietante incapacidad para resolver lo que se denomina genéricamente como problemas ambientales. Al parecer estos, más que resolverse, se agravan día con día. Y lo que sucede es que al atacar asuntos como la contamina-

ción atmosférica, la pérdida de fertilidad de los suelos, la extinción de especies o el cambio climático, en realidad estamos atacando los síntomas (Ehrlich y Ehrlich 1991). La raíz del problema radica en que estamos alterando los procesos que mantienen el sistema de soporte de la vida del planeta y con ello estamos reduciendo su capacidad para mantener a los seres humanos. En otras palabras, la economía de la humanidad descansa en diversos servicios que otorgan gratuitamente los ecosistemas naturales, los cuales estamos desmantelando sin ninguna consideración (Ehrlich y Ehrlich 1991).

El concepto sistema de soporte de vida viene de la industria espacial y se define como todos aquellos equipos, rutinas, mecanismos y procesos, que mantienen el medio ambiente de una nave en condiciones que permitan conservar la vida de sus tripulantes. Utilizando la analogía del planeta Tierra como una nave espacial, el sistema de soporte de vida de la Tierra está armado precisamente por todos aquellos procesos que se dan en los ecosistemas naturales y que conocemos como servicios ambientales (Odum 1983). Estos servicios que da el ecosistema son muy variados e incluyen procesos como el mantenimiento de una mezcla benigna de gases en la atmósfera, la moderación del clima, la regulación del ciclo hidrológico, la generación y preservación de suelo fértil, el reciclaje de materiales, el control de plagas y enfermedades, la polinización de cultivos, el suministro de recursos naturales y el mantenimiento de la biodiversidad (Daily *et al.* 1997).

Es importante recalcar que los servicios ecosistémicos son importantes, entre otros aspectos, porque operan a gran escala; la tecnología no los puede reemplazar; se deterioran como resultado de la acción humana y de manera global; requieren de un gran número de especies para operar y, además, los servicios que se pierden por el daño de los ecosistemas son más valiosos que las ganancias que se obtienen mediante las actividades que los alteran (Daily *et al.* 1997).

Ahora bien, si los ecosistemas naturales constituyen el sistema de soporte de vida del planeta,

y es precisamente su acelerada degradación lo que está generando la severa crisis ambiental en la que nos encontramos, se vuelve imprescindible: 1) frenar el deterioro de los ecosistemas naturales; 2) restaurar los ecosistemas ya deteriorados, y 3) diseñar sistemas productivos que imiten lo mejor posible a los ecosistemas naturales.

COMPONENTES Y PROPIEDADES DE LOS ECOSISTEMAS

Desde principios del siglo pasado los naturalistas reconocían que la naturaleza estaba estructurada conformando grupos de plantas y animales. Sin embargo el término ecosistema fue propuesto por Tansley hasta 1935, quien enfatizó que la distribución de especies y su ensamblaje estaban fuertemente influidos por el ambiente asociado, y por tanto la comunidad biótica constituía una unidad integral junto con el ambiente físico (Golley 1993). En sus orígenes, el concepto no fue bien recibido por la comunidad de biólogos, quienes cuestionaban el carácter teleológico (es decir, vinculado al cumplimiento de un propósito final) que parecía dársele al ecosistema. Como se verá más adelante, esa visión “superorganísmica” de los ecosistemas ha sido desechada por completo.

A diferencia del enfoque analítico y reduccionista que predominó en el pensamiento ecológico del siglo pasado, el enfoque sistémico parte del axioma de que “el todo es más que la suma de sus partes” por lo que propone que el estudio y manejo de la naturaleza debe hacerse en conjunto y no como la suma de sus componentes individuales. Esto tiene implicaciones importantes cuando uno intenta entender, usar, conservar o recuperar a la naturaleza y sus recursos. Por ejemplo, más que en poblaciones y comunidades, los ecólogos de ecosistemas centran su atención en el ecosistema completo, y así, al atacar los problemas de conservación, en vez de parques zoológicos o jardines botánicos proponen el establecimiento de reservas naturales. Al buscar la recuperación de un ecosistema, más que reforestar buscan restaurar los procesos funcionales. El problema de manejar los recursos natu-

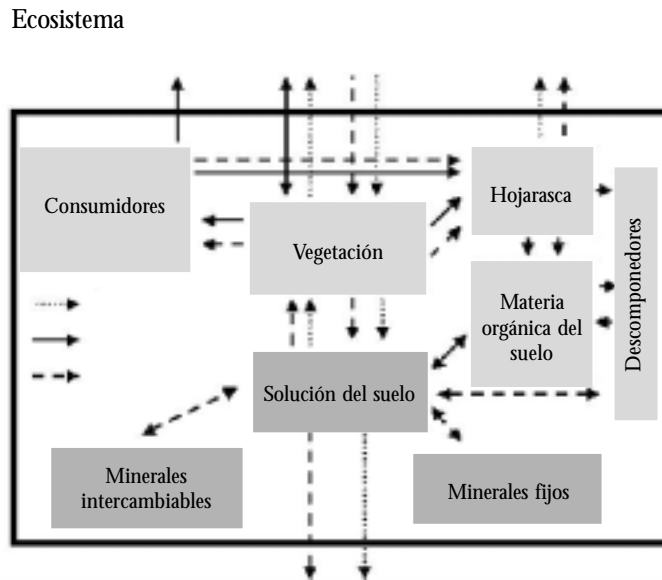
rales no se reduce a la utilización de unas cuantas especies, sino al ecosistema en su conjunto, incluyendo los servicios ambientales que este ofrece a la sociedad. Más que la obtención de una alta productividad y rendimiento agrícola, debe buscarse una cosecha sustentable y con bajo impacto en el ambiente.

La mejor manera de definir un ecosistema es describiendo sus características y propiedades (Maass y Martínez-Yrizar 1990). En primer lugar, hay que pensar en los ecosistemas como sistemas, esto es, en un conjunto de elementos, componentes o unidades relacionadas entre sí. Cada uno de sus componentes puede estar en diferentes estados o situaciones; el estado seleccionado del sistema, en un momento dado, es producto de las interacciones que se dan entre los componentes.

Los componentes del ecosistema son tanto bióticos como abióticos. Los componentes bióticos incluyen organismos vivos como las plantas, los animales, los hongos y los microorganismos del suelo (figura 1). Los componentes abióticos pueden ser de origen orgánico, como la capa de hojarasca que se acumula en la superficie del suelo (mantillo) y la materia orgánica incorporada en los agregados del suelo. De igual forma, los componentes abióticos incluyen elementos no orgánicos, como las partículas de suelo mineral, las gotas de lluvia, el viento y los nutrientes del suelo.

Cuando se estudia un ecosistema no se analiza cada uno de sus componentes por separado, sino más bien el sistema en su conjunto, analizando las interacciones que se dan entre componentes, e identificando aquellos mecanismos o procesos que controlan al sistema. Los dispositivos de control incluyen mecanismos de retroalimentación positivos y negativos. Los mecanismos de retroalimentación positiva son aquellos que sacan al ecosistema del estado particular en el que se encuentra, por ejemplo una lluvia, la caída de un árbol o la ocurrencia de una sequía. Los mecanismos de retroalimentación negativa son aquellos que tienden a regresar al ecosistema al estado previo a la perturbación, por ejemplo, los mecanismos de restauración que se disparan después de un incendio, la

FIGURA 1.- MODELO CONCEPTUAL DE UN ECOSISTEMA (MODIFICADO DE ABER Y MELILLO 1991).



evaporación del agua del suelo después de una lluvia o la formación de suelo nuevo que compensa aquél que se pierde por erosión.

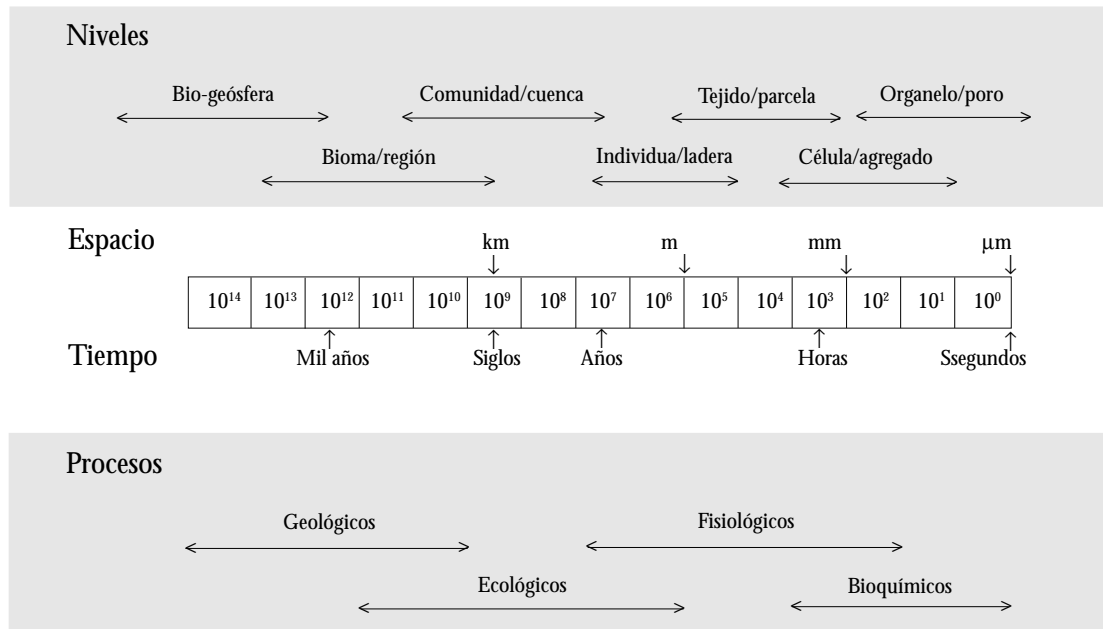
Los ecosistemas están estructurados jerárquicamente, esto es, un ecosistema es parte de un ecosistema mayor que lo contiene y a su vez está conformado por varios subsistemas. Por lo mismo, los procesos funcionales del ecosistema operan a diferentes escalas espaciales y temporales (figura 2). Así por ejemplo, existen procesos como la descomposición microbiana, que se da a escalas de milésimas de milímetro y en cuestión de minutos; procesos de caída de árboles que se dan a escalas de varios metros cuadrados y en períodos de varios años; inundaciones que ocurren con períodos de retorno de décadas y que afectan a cientos de hectáreas y erupciones volcánicas que ocurren en escalas geológicas de miles de años y que pueden tener impactos a nivel global.

Este carácter jerárquico y multiescalar de los procesos del ecosistema hace imposible estable-

cer límites precisos sobre dónde acaba uno y empieza el otro. Más bien existe un continuo de componentes y procesos interrelacionados que se intercalan a diferentes escalas espaciales y temporales. Cuando uno trabaja con un ecosistema, delimita sus fronteras de manera un tanto arbitraria, dependiendo de los objetivos e intereses particulares. Una vez definida la escala espacial y temporal a la que se trabajará, debe reconocerse que en realidad se trata de un subsistema de un ecosistema mayor que lo contiene, por lo que éste recibe influencias y, a su vez, tiene influencia sobre el sistema mayor. Esto es, los ecosistemas están abiertos a la entrada de materia, energía e información por parte de su entorno inmediato.

Los ecosistemas no son ambientes uniformes y estáticos sino más bien diversos y dinámicos. Lo que se aprecia como homogéneo y estático a una escala, se torna muy heterogéneo y cambiante en otra. Por ejemplo, un tipo de suelo nos parecerá relativamente homogéneo si analizamos una

FIGURA 2. CARÁCTER JERÁRQUICO DE LO PROCESOS QUE SE DAN EN LA NATURALEZA



Fuente: modificado de Osmond *et al.* 1980.

hectárea de terreno, pero si el estudio lo hacemos a escala de kilómetros cuadrados, nos daremos cuenta que existen una gran variedad de suelos con orígenes y propiedades marcadamente distintas. De igual forma, si analizamos la composición de especies de árboles en un bosque durante una década, difícilmente veremos cambios significativos, sin embargo, un análisis del registro palinológico (de polen) en sedimentos lacustres, mostrará que han ocurrido cambios importantes en la composición de especies de la vegetación en lapsos de miles de años.

Finalmente, es importante enfatizar que los ecosistemas tienen propiedades emergentes, es decir, atributos funcionales que se adquieren circunstancialmente, como producto de la interacción conjunta de sus componentes y procesos. Por ejemplo, la capacidad que tiene un ecosistema para resistir los embates de un huracán o de recuperarse después de un incendio, no

es producto de una sola especie o proceso particular, sino del conjunto.

LAS COMUNIDADES BIÓTICAS, LOS ECOSISTEMAS Y LOS SOCIOECOSISTEMAS

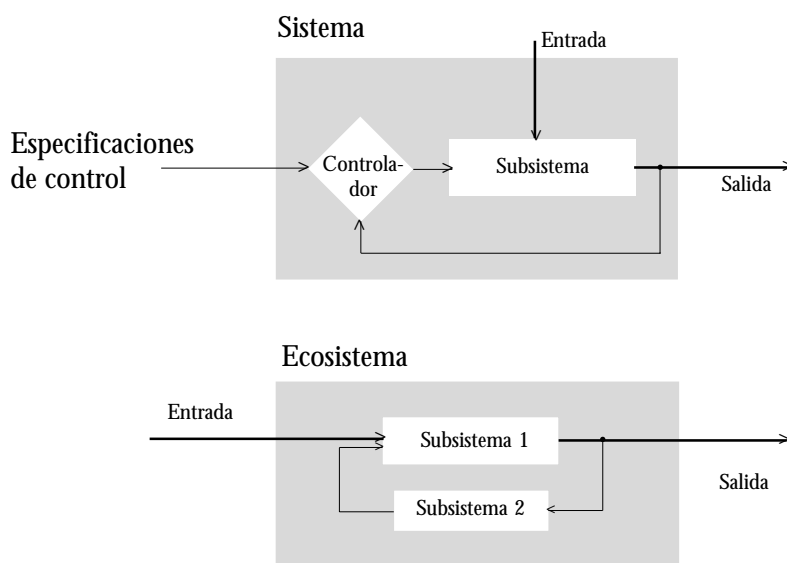
En un intento por reconocer patrones estructurales en la naturaleza, los ecólogos tradicionales describen a los sistemas naturales como comunidades bióticas conformadas por la integración de diferentes poblaciones conviviendo en un tiempo y espacio determinados. Estas poblaciones, a su vez, están conformadas por individuos de la misma especie. Este concepto de comunidad biótica, fuertemente centrado en el componente biológico de la naturaleza, contrasta con el concepto sistémico y más funcional del ecosistema, en donde los componentes abióticos son una parte integral del sistema, y por tanto más que simples parámetros que imponen res-

tricciones a la distribución y abundancia de las poblaciones.

Como mencionamos anteriormente, los ecosistemas naturales no son sistemas teleológicos, esto es, no están estructurados ni funcionan siguiendo un plan, diseño u objetivo predeterminado por algún controlador central (Patten y Odum 1981). Más bien cada componente, biótico o abiótico, tiene propiedades y características que determinan su particular forma de interactuar con el resto de los componentes del sistema. La estructura y el funcionamiento del ecosistema son producto del intrincado acoplamiento de los componentes que, de manera simultánea, ocurren en un espacio y tiempo dados (figura 3).

Durante millones de años, se han ido acoplado componentes bióticos y abióticos, en diferentes lugares y a diferentes escalas, conformando los ecosistemas que conocemos hoy en día. Así por ejemplo, tenemos ecosistemas altamente diversos y productivos en las zonas tropicales del planeta; ecosistemas muy simples y poco productivos en las zonas polares; ecosistemas muy dinámicos en los ríos y ecosistemas fuertemente estacionales en las zonas templadas. Muchos de estos ecosistemas tienen componentes y procesos similares, pero también tienen componentes y procesos muy particulares, que les confieren características y propiedades únicas a cada tipo particular.

FIGURA 3.- MECANISMOS DE RETROALIMENTACIÓN EN UN SISTEMA



A) Sistema en el que existen especificaciones de control y un controlador central (sistema teleológico). B) Ecosistema, en el que existe un subsistema secundario compuesto de múltiples mecanismos de retroalimentación que, en conjunto, controlan al sistema completo (no existe un controlador central).

Fuente: modificado de Patten y Odum (1981).

La especie humana ha desarrollado habilidades tecnológicas que le permiten transformar los ecosistemas naturales de manera sin precedente en la historia del planeta, por lo que no se trata de un componente más en el ecosistema. A diferencia del resto de las especies el hombre, al transformar un ecosistema, generalmente lo hace con un propósito, lo que le confiere un carácter claramente teleológico. Esto es, tanto los componentes como los procesos funcionales del ecosistema transformado son manipulados a fin de lograr un estado deseado del sistema. De esta forma los ecosistemas pasan de ser sistemas naturales a ser socioecosistemas con una diversidad de variantes: ambientes urbanos, campos de cultivo, plantaciones forestales, y hasta campos de golf y jardines, entre otros. La semejanza de estos ecosistemas artificiales con el sistema natural del que se derivaron, puede variar enormemente. Mientras mayor semejanza exista entre la estructura y el funcionamiento de un ecosistema artificial y el ecosistema natural del cual se originó, menor será el costo económico y ambiental de su mantenimiento.

DINÁMICA HIDROLÓGICA DEL ECOSISTEMA

El agua es un compuesto abundante, esencial e indispensable para la vida. Sus propiedades físicas y químicas, tales como su alto calor específico, su alto coeficiente dieléctrico, su carácter bipolar, sus altos puntos de ebullición y de congelamiento, su alta cohesividad, entre otros, hacen del agua uno de los compuestos químicos más versátiles de la naturaleza.

El funcionamiento de los ecosistemas resulta controlado, en gran medida, por su flujo hidrológico. Este es una especie de sistema circulatorio del ecosistema, pues disueltos en el agua viajan nutrientes de un componente a otro. Además, el movimiento de agua en el sistema consume enormes cantidades de la energía disponible. Es por ello que la disponibilidad de agua es uno de los factores más determinantes en la capacidad productiva de los ecosistemas.

La fuente principal de agua para un ecosistema terrestre es la precipitación pluvial. Tanto su can-

tidad anual como su distribución a lo largo del año determinan los patrones fenológicos y productivos del ecosistema. El patrón de humedad atmosférica, aunque de menor magnitud en términos de lo que representa la cantidad de agua que aporta al sistema, también juega un papel relevante al controlar las tasas y demandas de evapotranspiración por parte de la vegetación.

No toda el agua de lluvia llega a infiltrarse en el suelo, ya que una parte importante es interceptada por el dosel de la vegetación y el mantillo. Esta agua interceptada, que puede llegar a representar una buena proporción (en ocasiones más del 50%) del agua que se precipita, regresa a la atmósfera en forma de vapor de agua. El grado de intercepción (captación) depende de factores biológicos como la densidad del follaje, el índice de área foliar, la forma de las copas de los árboles, y el tamaño y forma de las hojas. Asimismo, factores meteorológicos como baja intensidad de la lluvia, altas temperaturas del aire y fuertes vientos pueden incrementar enormemente la intercepción.

El agua que cruza el dosel o escurre por los troncos llega al suelo modificada, en su composición química y en su energía. Por un lado, el agua de lluvia lava el dosel acarreado partículas de polvo y lixiviados de las hojas hacia el suelo. Además, el paso por el dosel modifica el tamaño y velocidad de las gotas de agua y por tanto su energía cinética. Esto es importante pues no obstante que la energía cinética de las gotas de agua es muy pequeña, es lo suficientemente fuerte como para romper los agregados del suelo. Cuando esto sucede las partículas de suelo tapan los microporos, generando una costra impermeable al paso del agua. Al no infiltrarse, el agua viaja por la superficie del suelo generando escorrentía que lo erosiona. La presencia de mantillo sobre el suelo absorbe esta energía cinética de las gotas de agua, cancelando su efecto erosivo. Así es que, bajo condiciones naturales, el agua se infiltra normalmente a menos que la intensidad de la lluvia rebase las tasas de infiltración, lo cual ocurre durante fuertes tormentas.

El agua que alcanza a cruzar la barrera superficial del suelo es percolada hacia horizontes más

profundos y aquélla que no es retenida en la matriz del suelo, sale del ecosistema por diversas rutas dependiendo de la topografía del terreno y su conductividad hidráulica. Como la porosidad del suelo es mayor cerca de la superficie, el agua subsuperficial viaja más rápidamente pendiente abajo. El agua que sigue una vía más profunda recarga los mantos acuíferos y tarda más tiempo en volver a aparecer en escena.

No toda el agua que se infiltra viaja horizontes más profundos, hasta salir del ecosistema. Una buena parte se almacena en el suelo, dependiendo de la textura y su contenido de materia orgánica. El agua almacenada en el suelo representa la fuente hídrica más importante para las plantas. Suelos arcillosos y con altos contenidos de materia orgánica almacenan más agua que los arenosos y bajos en materia orgánica. Sin embargo es importante resaltar que los suelos con texturas muy finas retienen fuertemente el agua; tanto así, que puede ser difícil para las plantas acceder a ese recurso (Brady 1974).

El agua almacenada en el suelo es absorbida por las plantas, lo cual acarrea elementos minerales a sus tallos y hojas. El agua finalmente es expulsada por los estomas mediante el proceso de transpiración. Las pérdidas de agua por transpiración pueden representar la vía más importante de salida de agua del ecosistema. Esto generalmente sucede más intensamente en climas subhúmedos con altas temperaturas. Como veremos más adelante, la transpiración es uno de los procesos que consume mayor energía en los ecosistemas. En ecosistemas sin limitaciones de agua, como los bosques tropicales húmedos, la evapotranspiración puede consumir entre el 75% y 90% del total de la energía disponible. En ecosistemas subhúmedos, las tasas de evapotranspiración están muy por debajo de las que potencialmente se podrían alcanzar, considerando a la energía disponible para el proceso.

BALANCE DE ENERGÍA, PRODUCTIVIDAD Y DINÁMICA TRÓFICA DEL ECOSISTEMA

La fuente principal de energía de los ecosistemas es el Sol. La radiación solar no solamente alimenta el proceso de fotosíntesis, sino que además calienta el ambiente y mantiene en movimiento al aire y al agua en sus diferentes estados. En algunos ecosistemas la incorporación de materia orgánica en forma de fragmentos de plantas o desechos de animales constituye también una fuente importante de energía. Tal es el caso de los ríos, algunos lagos y los fondos marinos, que dependen de esta fuente de energía para mantener a sus comunidades de heterótrofos.

No toda la radiación solar que llega al ecosistema es utilizada por el mismo. Una importante proporción se refleja y se pierde de regreso a la atmósfera sin ser aprovechada. El albedo, como se conoce a este proceso, depende de las características de la superficie del ecosistema, particularmente de su color. Los suelos oscuros tienen menor albedo que los suelos claros, y un ecosistema nevado alcanza un albedo superior al 90%. Las nubes reducen significativamente la entrada de radiación solar al ecosistema pues poseen altos porcentajes de albedo (Oke 1978).

Del total de energía solar que llega a incorporarse al ecosistema, denominado radiación neta, una gran proporción (más del 80%) se consume en calentar el aire (flujos de calor sensible) y/o en evaporar el agua (flujos de calor latente, figura 4).

En ecosistemas acuáticos o con alta disponibilidad de agua, como los bosques tropicales húmedos, los flujos de calor latente predominan sobre los flujos de calor sensible. En el caso de los ecosistemas más áridos, los flujos de calor sensible son los dominantes (figura 5).

Los flujos de calor en el suelo constituyen entre un 10% y 20% de la energía disponible. Durante el día el suelo se calienta y durante la noche éste irradia el calor de regreso a la atmósfera. Estos flujos de calor son claves en la dinámica funcional del ecosistema, pues controlan el ambiente térmico del suelo, sitio de una gran actividad microbiana.

FIGURA 4. COMPONENTES DEL BALANCE ENERGÉTICO DE UN ECOSISTEMA. LOS PORCENTAJES REPRESENTAN LAS PROPORCIONES DE LOS DIFERENTES FLUJOS, LOS CUALES VARÍAN ENTRE ECOSISTEMAS

Balance energético de un ecosistema

$$Q^* = Q_H + Q_E + Q_G + Q_{ph} + Q_M$$

100%
80-90%
10-20%
< 2%

Q^* : radiación neta Q_H : flujos de calor sensible Q_E : flujos de calor latente Q_G : flujos de calor en el suelo
 Q_{ph} : fotosíntesis Q_M : metabolismo.

Fuente: tomado de Oke 1978.

FIGURA 5. RELACIÓN ENTRE LOS FLUJOS DE CALOR SENSIBLE (Q_H) Y LOS FLUJOS DE CALOR LATENTE (Q_E) PARA DIFERENTES AMBIENTES NATURALES

$$\text{Cociente de Bowen: } \beta = \frac{Q_H}{Q_E}$$

COBERTURA	β
Mares tropicales	0.1
Selvas húmedas	0.1 - 0.3
Bosques templados	0.4 - 0.8
Zonas áridas	2.0 - 6.0
Desiertos	10

Fuente: tomado de Oke (1978).

Menos del 2% de la radiación neta es fijada fotosintéticamente por las plantas u organismos fotosintéticos. No obstante esta proporción tan pequeña, en comparación con los flujos antes mencionados, la energía fijada por esta vía constituye la principal fuente de alimento para el resto de los organismos del ecosistema. Una parte de esta energía fijada, que se denomina productividad primaria bruta, es consumida por los propios organismos fotosintéticos para mantener su metabolismo. El resto es almacenada en sus tejidos o biomasa y constituye lo que se denomina como productividad primaria neta, de la cual

dependen los organismos no fotosintéticos del ecosistema (*i.e.* los heterótrofos).

Tanto los desechos de los organismos como sus restos después de morir, terminan incorporándose al suelo o a los lechos lacustres o marinos, constituyéndose así en la fuente principal de energía para una gran diversidad de microorganismos. Estos descomponedores, como se les conoce colectivamente, constituyen redes tróficas que llegan a ser, incluso, más complejas que las que se aprecian con especies menores por encima del suelo.

En última instancia, toda esta energía fijada fotosintéticamente es consumida por los organis-

mos del ecosistema y regresada a la atmósfera en forma de calor metabólico. Sin embargo, no toda la energía regresa a la misma velocidad, ya sea porque se almacena como biomasa, o porque se deposita en forma de materia orgánica del suelo. Los almacenes de energía por estas vías pueden ser cuantiosos y varían dependiendo de los ecosistemas. Por ejemplo, en ecosistemas fríos como la tundra, el almacén más importante de energía lo representa la materia orgánica edáfica, mientras que en ecosistemas tropicales húmedos el principal almacén se halla en la biomasa por encima del suelo (tallos, troncos, ramas y hojas).

CICLOS BIOGEOQUÍMICOS

Además de agua y energía, los componentes del ecosistema almacenan e intercambian materiales en una gran diversidad de tipos, formas y composiciones químicas. Éstos incluyen desde formas iónicas simples, tales como el amonio, el calcio y los sulfatos, hasta complejos compuestos orgánicos como: los alcaloides, los carbohidratos y las proteínas. Estos materiales pueden estar en forma libre y moverse disueltos o suspendidos en el agua y el aire. O bien, pueden formar parte de grandes complejos o agregados, ya sean orgánicos (organismos completos o sus partes) o inorgánicos (rocas, suelo o fracciones de éstos) (Schlesinger 1991).

La fuente principal de los elementos minerales, que circulan en el ecosistema, es el basamento o substrato geológico sobre el cual éste se desarrolla. A través de procesos físicos, químicos y biológicos el substrato se intemperiza, liberando elementos minerales al suelo. El tipo y la cantidad de los minerales liberados depende de factores como su composición química, su textura, los ciclos de humedecimiento y secado, la dinámica térmica, los tipos de organismos presentes, etc. Hay substratos jóvenes y muy ricos que liberan una gran cantidad de elementos minerales, como el material de arrastre que se acumula en los valles aluviales o las cenizas volcánicas. También hay substratos viejos y muy pobres que prácticamente no liberan elementos minerales, como las are-

nas del desierto, o los suelos fuertemente intemperizados de algunas partes del Amazonas (Jordan 1985).

Aunque en mucho menor cantidad que los procesos relacionados con la intemperie, la lluvia también incorpora elementos minerales al ecosistema. Su importancia relativa depende del grado de fertilidad del suelo. En suelos pobres, por ejemplo, la lluvia constituye una importante fuente de elementos minerales para el ecosistema. Para el caso de los ecosistemas acuáticos, la mayor cantidad de nutrientes ingresa al sistema vía el agua y los materiales arrastrados por sus afluentes.

Las plantas absorben elementos minerales del suelo a través del torrente de evapotranspiración. Esto es, si las plantas no transpiran, no se alimentan. Es por ello que hay una correlación positiva entre la transpiración del ecosistema y su productividad. Las plantas también incorporan materiales, particularmente carbono y oxígeno, mediante un intercambio gaseoso con la atmósfera a través de los estomas. Sin embargo, cuando las plantas del ecosistema se encuentran bajo estrés hídrico, cierran sus estomas como una estrategia para evitar la pérdida de agua por transpiración, pero con ello no sólo disminuyen la entrada de nutrientes vía absorción, sino también aquellos que ingresan por intercambio gaseoso.

Las plantas liberan minerales a través del intercambio gaseoso, pero también por lixiviados o exudados de las raíces. Sin embargo, la vía más importante la constituye la caída de hojas y la mortandad de raíces finas. En ecosistemas con poca fertilidad en el suelo, y particularmente para el caso de elementos como el nitrógeno y el fósforo, las plantas mueven elementos minerales de sus tejidos viejos y senescentes hacia los tallos o las hojas jóvenes. Este mecanismo de reciclaje dentro de la planta, conocido como translocación de nutrientes, constituye un importante ahorro en su economía energética y nutricional (Aerts 1996).

Año con año el suelo recibe grandes cantidades de materia orgánica proveniente de la caída de hojarasca y la producción de raíces finas. Todo ese material constituye el alimento de una infinidad de organismos del suelo, desde pequeños

vertebrados, hasta hongos y bacterias, pasando por insectos, nemátodos, moluscos y muchos otros. Finalmente, todo este material es descompuesto hasta formas más simples de minerales, por lo que al proceso se le conoce como mineralización y en su mayoría está controlado por los microbios.

A semejanza de lo que se expuso líneas arriba respecto de la energía, en algunos ecosistemas como los bosques tropicales húmedos del Amazonas, el almacén más importante de elementos minerales es la biomasa vegetal. Sin embargo, comúnmente es el suelo el principal banco o almacén de minerales en el ecosistema. En el suelo, no todos los minerales están igualmente accesibles o disponibles para el resto de los componentes del ecosistema. Los más móviles son aquéllos que se encuentran disueltos en el agua edáfica, estando más accesibles para ser absorbidos por las plantas, pero también para ser arrastrados a horizontes más profundos y fuera del alcance del sistema radicular. De los diferentes componentes del suelo, las superficies de las partículas más finas (humus y arcillas) constituyen los almacenes más importantes. Como estas superficies están cargadas eléctricamente, los nutrientes en forma iónica se adhieren a estos coloides, lo que evita su arrastre (o lixiviación). Sin embargo, las raíces y los microorganismos del suelo son capaces de extraer estos nutrientes adheridos eléctricamente a las partículas del suelo. También están los nutrientes inmovilizados por los microbios, o almacenados en los tejidos de organismos que sólo están disponibles para las plantas una vez que éstos mueren y los liberan a la solución del suelo. Finalmente hay elementos minerales que forman parte estructural de componentes muy resistentes a la intemperización y mineralización, que, aunque están presentes en el ecosistema, se encuentran muy poco disponibles.

A diferencia del carbono, el hidrógeno y el oxígeno, que son relativamente abundantes y disponibles para las plantas en forma de agua y bióxido de carbono, el nitrógeno y el fósforo son muy escasos, lo cual limita la productividad del ecosistema. El nitrógeno es abundante en la at-

mósfera, pero en una forma química que las plantas no pueden asimilar. Las bacterias del género *Rhizobium* son capaces de transformar el nitrógeno en forma disponible para las plantas y son las responsables de una buena parte del nitrógeno que circula en los ecosistemas. El fósforo es muy poco abundante en el suelo y, cuando está presente, se encuentra fuertemente fijado o atrapado químicamente, por lo que tampoco está muy disponible para las plantas. Sin embargo hay microorganismos, como los hongos, capaces de extraer este fósforo. Muchas raíces han generado asociaciones simbióticas con bacterias (nódulos) y hongos (micorrizas), lo que les permite tener más fácil acceso al nitrógeno y al fósforo (Aber y Melillo 1991).

Los diferentes componentes del ecosistema se hallan acoplados tan eficientemente que, a través de sus interacciones y procesos, mantienen una cerrada dinámica de elementos minerales, particularmente de nitrógeno y fósforo, estableciendo lo que se conoce como los ciclos biogeoquímicos. Este reciclaje constituye una propiedad emergente que opera a nivel de todo el ecosistema, y le confiere una gran estabilidad.

SERVICIOS AMBIENTALES QUE PROPORCIONAN LOS ECOSISTEMAS NATURALES

El hombre, como todas las especies, obtiene materiales y recursos energéticos de la naturaleza para llevar a cabo sus actividades. Sin embargo, a diferencia del resto de los organismos del planeta, la especie humana ha desarrollado tecnologías que le permiten apropiarse de una enorme cantidad de recursos (y usualmente con gran rapidez), al punto que muchos de ellos se han agotado por completo. Se ha calculado que el hombre utiliza un 40% de la productividad primaria neta del planeta, y un equivalente de los recursos hídricos disponibles (Vitousek *et al.* 1986, Postel *et al.* 1996). Se ha documentado la desaparición de un gran número de especies como resultado de la sobreexplotación de sus poblaciones. Sin embargo, la causa más seria de extinción de especies no es una acción directa producto de la captura y

extracción de los organismos, sino más bien una consecuencia de la destrucción de sus ámbitos naturales. Más aún, varios autores coinciden en aseverar que más que un problema de escasez de recursos naturales, el problema es la disminución en la calidad de vida de la gente, lo que está determinando las necesidades de conservación de la naturaleza (Jordan 1995). El argumento es que, como mencionamos al comienzo del escrito, al transformar los ecosistemas naturales se pierden también servicios ambientales esenciales para el mantenimiento del sistema de soporte de vida del planeta. Así, por ejemplo, la calidad, la cantidad y la temporalidad del agua que llega cuenca abajo, dependen de una infinidad de procesos funcionales que se dan en el ecosistema, por lo que si este es modificado, se altera el recurso hidrológico que brinda.

Se ha clasificado a los servicios ecosistémicos en categorías como: de provisión, de regulación, culturales y de soporte. Los servicios de provisión son aquellos bienes tangibles, recursos finitos aunque renovables, de apropiación directa, que se pueden medir, cuantificar e incluso poner precio. Tal es el caso del agua que extraemos de un pozo, las nueces que colectamos de un nogal, o el suelo en el que cultivamos (Daily *et al.* 1997).

Además de los servicios de provisión directa, los ecosistemas en su conjunto nos proveen de mecanismos de regulación de la naturaleza que benefician al entorno en el que se desarrolla la población humana. Se trata de propiedades emergentes de los ecosistemas, tales como el control de inundaciones, la resistencia a los ciclos e incendios, y el control del albedo (Daily *et al.* 1997)

También están los bienes intangibles cuya importancia surge de la percepción individual o colectiva de su existencia. Estos servicios que dependen fuertemente del contexto cultural, son fuentes de inspiración para el espíritu humano. Aunque es muy difícil, y en ocasiones imposible, asignarles un precio, son fácilmente identificables, como por ejemplo, la belleza escénica de un cuerpo de agua (arroyos, cascadas, humedales, piletas u otros), el aire fresco y limpio, el olor a tierra mojada después de una lluvia o la sombra de un ahuehuate milenario.

Finalmente, están una larga lista de servicios ambientales, poco conocidos y entendidos, pero sumamente importantes pues dan soporte al resto de los servicios (culturales, de regulación y de provisión). Se trata de los procesos ecológicos básicos que mantienen al ecosistema funcionando. Estos servicios no necesariamente tienen un beneficio directamente tangible por la sociedad, pero de manera indirecta le resultan sumamente beneficiosos. Estamos hablando de procesos hidrológicos, como el acarreo de nutrientes y el transporte de materiales, la retención y almacenamiento de nutrientes en el suelo, la regulación de poblaciones de plantas, animales, hongos y otros, y el mantenimiento de una concentración de gases favorable en la atmósfera.

El concepto de servicios ambientales incorpora una nueva perspectiva al problema del manejo de recursos naturales. Estando los procesos ecológicos tan vinculados unos con otros, el manejo de la naturaleza, sus recursos y sus servicios debe hacerse de manera integrada. Asimismo, al reconocer que los procesos ecológicos son en realidad servicios que benefician al hombre, la tarea de conservarlos y manejarlos adecuadamente se hace más fácil, pues es claro el beneficio que ello conlleva. Los economistas consideran que la mejor manera de conservarlos es dándoles un valor que les permita incorporarlos al mercado. Sin embargo, eso no ha sido fácil, sobre todo cuando se trata de los servicios culturales y de sostén. Una alternativa ha sido crear incentivos económicos y subsidios para proteger dichos servicios, tales como los bonos de carbón y el pago por conservar áreas con vegetación natural.

EL PARADIGMA DE LA SUSTENTABILIDAD

Ante el severo deterioro del ambiente, que ha rebasado las escalas locales y regionales alcanzando niveles globales, se han cuestionado seriamente los modelos de desarrollo económico actuales. En la búsqueda de modelos alternativos que permitan un desarrollo socioeconómico más respetuoso del medio ambiente, en los últimos años se ha ido conformando un nuevo paradigma, conocido como

desarrollo sustentable. En esencia, este nuevo paradigma consiste en otorgarles la misma importancia a los aspectos sociales y ecológicos, que a la que se le da a los aspectos económicos a la hora de diseñar las metas, políticas y estrategias de desarrollo de un país o una región (Holling 1993).

Los sistemas productivos bajo un esquema de desarrollo sustentable, deben ser económicamente rentables, socialmente aceptables y ecológicamente viables. El problema es que no resulta fácil maximizar tres variables. Por ejemplo, al intentar lograr la sustentabilidad ecológica de un proceso productivo, frecuentemente los costos de producción aumentan y los rendimientos disminuyen, haciéndolo menos rentable. Ante la existencia de estos antagonismos, la sustentabilidad se antoja como algo utópico. Es por ello que inicialmente lo que se busca es que haya un equilibrio entre los tres componentes, sociales, económicos y ecológicos de los procesos productivos. Una vez logrado este equilibrio se busca mejorar el sistema incrementando de manera simultánea los tres aspectos, a fin de acercarse a la sustentabilidad (Maass 1999).

Un aspecto central en la búsqueda de la sustentabilidad es definir una referencia apropiada de sustentabilidad, así como un criterio para evaluar qué tanto se acerca uno a dicha referencia. El problema se complica pues las referencias y criterios de sustentabilidad económica, no concuerdan con las referencias y criterios de la sustentabilidad social, y éstas con las de ecología. Es por ello que cada componente de la sustentabilidad debe evaluarse en sus propios términos, y la comparación debe hacerse en términos relativos, más que absolutos. Así por ejemplo, si un sistema productivo dado es 90% rentable en términos económicos, pero tan sólo 30% viable en términos ecológicos, se deberá buscar la manera de mejorar la viabilidad ecológica, aún a expensas de la rentabilidad económica. El resultado es un sistema más equilibrado en sus componentes y por tanto más cercano a la sustentabilidad.

Si el deterioro de los ecosistemas naturales es la causa raíz de la problemática ambiental que estamos viviendo, son precisamente los ecosiste-

mas naturales la referencia obligada de sustentabilidad ecológica. Sin embargo no siempre es fácil definir dicha referencia, ya sea porque poco se entiende sobre la estructura y el funcionamiento del ecosistema original, o porque simplemente el deterioro del ambiente es tan extenso que prácticamente ya no existe tal ecosistema.

Existe una gran variedad de parámetros y procesos del ecosistema que se pueden utilizar como criterios de sustentabilidad ecológica. Desde una perspectiva ecosistémica, los flujos de entrada y salida de energía y materiales del sistema son buenos indicadores pues resumen el metabolismo del ecosistema. Así por ejemplo, un sistema productivo con pérdidas de suelo por erosión muy superiores a las tasas que normalmente ocurren en un ecosistema natural, será indicación de que el sistema se está deteriorando y por tanto será poco sustentable. Implementar prácticas de conservación de suelo disminuirá dichas pérdidas, acercando al sistema a la sustentabilidad ecológica.

Dado que los procesos ecológicos se dan a diferentes escalas espaciales y temporales, también surge la inquietud sobre la escala a la que se debe evaluar y buscar la sustentabilidad. Desde una perspectiva sistémica, la sustentabilidad debe medirse a una escala espacial y temporal inmediatamente por encima de aquella a la que se quiere lograr la sustentabilidad (Maass 1999). Esto es, si se quiere lograr la sustentabilidad de una parcela agrícola, se debe trabajar a escala del ejido o de la región completa, y de igual forma, si se quiere lograr una sustentabilidad regional, se debe trabajar a escalas nacionales. A fin de cuentas la sustentabilidad es un problema que debe operar a escalas globales.

EL MANEJO DE ECOSISTEMAS (EXPLOTACIÓN, CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN ECOLÓGICA)

El hombre, al apropiarse de los recursos que la naturaleza le brinda, cambia el estado de algunos de los componentes del ecosistema. Dadas las relaciones funcionales que ocurren entre los diferentes componentes, al cambiar el estado de uno

de ellos se afecta, en mayor o menor grado, al resto de los componentes del sistema. Frecuentemente el impacto de las actividades humanas no se ve de manera inmediata. Más aún, algunas veces el impacto se da en lugares muy distantes al sitio en donde se efectuó la actividad humana. Esto dificulta asociar un impacto en el ambiente con su fenómeno causal.

La respuesta de un ecosistema a la intervención humana varía enormemente dependiendo de la intensidad, la frecuencia y el área afectada por la perturbación (Jordan 1985). Así, por ejemplo, no es lo mismo tumar árboles con un hacha que derribarlos con un bulldózer. Tampoco tendrá el mismo impacto un incendio que ocurre cada 20 años que una quema año tras año. Asimismo, la respuesta del ecosistema a una transformación de unos cuantos metros cuadrados será muy diferente a la de una deforestación de cientos de hectáreas.

No todos los ecosistemas tienen la misma vulnerabilidad a la intervención humana. Una misma perturbación tendrá un efecto muy diferente bajo condiciones de clima, topografía, suelo y vegetación diferentes. Así, por ejemplo, la pérdida de cobertura vegetal tendrá un impacto menor en una zona plana que en una zona con pendiente pronunciada, pues en esta última la erosión será mucho más acelerada. De igual forma, un suelo con agregados estables, resistirá mejor a la compactación por el paso de la maquinaria agrícola, que un suelo sin agregados.

Es importante distinguir entre la resistencia y la resiliencia de un ecosistema (Holling 1973). La primera hace referencia a la capacidad que éste tiene para absorber los efectos de una perturbación. La resiliencia, en cambio, se refiere a la capacidad que tiene el ecosistema para regresar lo más posible a su estado previo a la perturbación. Por ejemplo, la gruesa corteza de los pinos les permite resistir al fuego, mientras que la capacidad de rebrote de algunas especies es más bien una propiedad de resiliencia. La estabilidad de un ecosistema es el resultado de estas dos propiedades. Ante perturbaciones de baja magnitud, el ecosistema generalmente se recupera sin muchos problemas. Sin embargo, ante eventos de gran

magnitud, la recuperación del sistema se vuelve más difícil. En algunos casos la transformación del ecosistema es de tal severidad que, aún cesando la perturbación, éste ya no regresa a un estado similar al original.

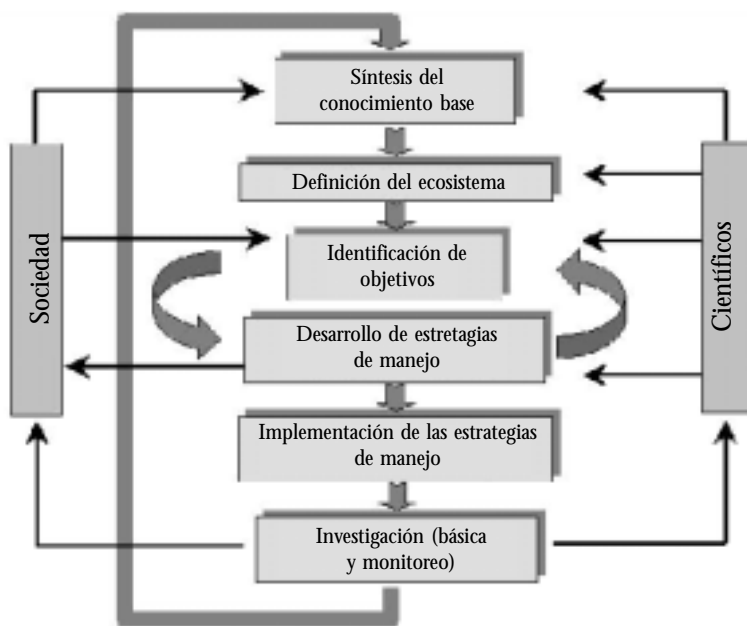
La ecología enfocada a ecosistemas está aportando herramientas conceptuales muy útiles para disminuir el impacto negativo de las actividades humanas sobre los ecosistemas naturales. Estos principios, que de manera muy resumida han sido discutidos en el presente trabajo, están ayudando a encontrar formas más sustentables de manejar a los ecosistemas, ya sea para explotar sus recursos y servicios, o para restaurarlos o mantenerlos como sitios de conservación. Christensen *et al.* (1996) definieron el manejo de ecosistemas como «el manejo guiado por metas explícitas, ejecutado mediante políticas, protocolos y prácticas específicas, y adaptable mediante un monitoreo e investigación científica basada en nuestro mejor entendimiento de las interacciones y procesos ecológicos necesarios, para mantener la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema».

Stanford y Poole (1996), proponen que un programa de manejo debiera comenzar con una evaluación y síntesis del conocimiento base sobre los procesos que estructuran y mantienen funcionando al ecosistema (figura 6).

Esta primera fase permite definir el ecosistema, identificando claramente qué procesos ecológicos y qué componentes del ecosistema son los más relevantes en el control y/o mantenimiento de la integridad estructural y funcional del mismo. Asimismo, permite establecer las escalas espaciales y temporales en las que se dan estos procesos funcionales. La definición de objetivos permite desarrollar una estrategia de manejo para alcanzarlos, en la cual, mediante un proceso iterativo con los diferentes sectores sociales involucrados, tanto objetivos como estrategias se afinan hasta lograr un esquema consensuado con la población y, por tanto, con mayor factibilidad de implementación exitosa.

Es importante enfatizar que la complejidad de los ecosistemas, aunada al hecho de que aún

FIGURA 6. PASOS A SEGUIR EN EL MANEJO DE ECOSISTEMAS



Las flechas gruesas marcan la secuencia, las flechas delgadas indican flujos de información.

Fuente: modificado de Stanford y Pool (1996).

se sabe poco sobre su funcionamiento y exacerbado todo ello con la amenaza del cambio global, hace que normalmente se trabaje bajo condiciones de alta incertidumbre. Esto es, los esquemas de manejo se elaboran sin tener plena certeza sobre los posibles impactos que éstos tendrán en el ecosistema. Es por ello que el impacto de un programa de manejo en el corto mediano y largo plazo debe ser evaluado continuamente, a fin de corregir cualquier desviación generada, ya sea por una mala implementación o por la aparición de efectos no previstos. Al incorporar un proceso de investigación y monitoreo en los esquemas de manejo de ecosistemas, se establece

un mecanismo que permite retroalimentar el proceso de manejo en su fase inicial. Este mecanismo, de adaptar el esquema de manejo a las nuevas condiciones, se conoce como «manejo adaptativo» (Holling 1978, Walters 1986).

Un elemento central en el proceso de manejo de ecosistemas es el de identificar claramente el objetivo de manejo. Para ello, es de suma importancia incorporar a los diferentes sectores sociales en el proceso de identificación de objetivos, en un ejercicio participativo. No sólo aquéllos que participan directamente en el programa de manejo, sino también aquéllos que tienen injerencia o que se ven afectados indirectamente por el proceso.

BONDADES Y LIMITACIONES DEL USO DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS COMO UNIDADES DE MANEJO INTEGRADO DE ECOSISTEMAS

El agua es, y ha sido, un determinante importante en los procesos de desarrollo económico y social en prácticamente todo el mundo. Su apropiación y consumo se ha regulado desde los inicios de la civilización misma. Desde tiempos de los sumerios, el hombre ha reconocido a las cuencas hidrográficas como unidades de manejo del agua. Sin embargo, no fue sino hasta que se empezó a entender la naturaleza del agua en el contexto del ecosistema, que se detectó la necesidad de ver su manejo de manera integrada con el resto de los recursos naturales. Es por ello que la utilización de cuencas hidrográficas, como unidades de manejo integrado de recursos naturales, es un fenómeno relativamente reciente.

Siguiendo las leyes de la física, el agua dreña siguiendo la topografía del terreno. Una cuenca hidrográfica es una superficie de terreno definida por el patrón de escurrimiento del agua. Se trata de una especie de embudo natural, cuyos bordes lo constituyen los vértices de las montañas, o parte-aguas, y la salida del río o arroyo constituye la boca. Una cuenca hidrográfica puede ser tan pequeña como la palma de la mano, o tan grande como un continente completo (figura 7).

Al ser definidas las cuencas con base en un patrón de movimiento del agua, éstas constituyen unidades funcionales, pues la superficie de terreno que conforma la cuenca está ligada por la dinámica hidrológica que se da en ella. El impacto de una acción de manejo tenderá a contenerse dentro de la cuenca, y lo que se lleve a cabo en la parte alta, tendrá repercusiones en la parte baja.

Las cuencas también se consideran como unidades integrales pues, como ya mencionamos, tanto los procesos biogeoquímicos como los flujos de energía en el ecosistema están controlados por la dinámica hidrológica del ecosistema. Al estar los flujos de agua íntimamente ligados a la topografía de la cuenca, ésta se constituye como una unidad de manejo integrado de ecosistemas. Asimismo las cuencas, al tener límites bien defi-

nidos, se constituyen como unidades de manejo mejor acotadas.

Teniendo las cuencas hidrográficas un punto definido de salida, su uso como unidades de manejo hace más fácil la tarea de evaluar el impacto de las acciones de manejo en el ecosistema, así como la de compensar o mitigar estos impactos en el ambiente. Así por ejemplo, un vertedor en la boca de la cuenca nos permitirá monitorear los sedimentos en suspensión como una medida de la erosión del sistema, y una represa captadora de sedimentos en dicha salida de la cuenca puede aminorar el impacto de la erosión fuera de la cuenca.

Las cuencas están estructuradas jerárquicamente. Esto es: una cuenca está conformada por subcuencas y es, a su vez, parte de una cuenca mayor. La estructura jerárquica de la cuenca permite establecer un esquema de manejo igualmente jerárquico. Por ejemplo: se pueden establecer políticas de manejo generales a nivel de toda la cuenca, y políticas particulares a nivel de subcuenca (figura 7).

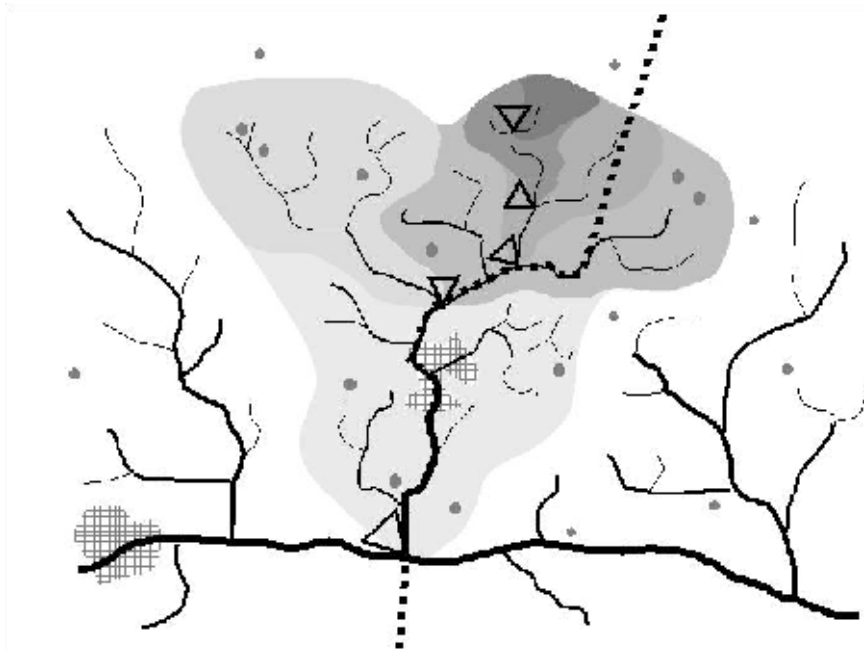
Es importante reconocer que en ocasiones no es fácil definir una cuenca, particularmente en sitios con muy poca pendiente. También hay que tener en cuenta que no siempre la cuenca superficial concuerda con la cuenca subterránea, aspecto que se debe tomar en cuenta a la hora de definir el área de influencia de la cuenca.

Es importante reconocer que los límites de una cuenca rara vez coinciden con los límites políticos, por lo que el éxito de la implementación de un manejo integrado de cuencas dependerá, en gran medida, de la conciliación tanto de los intereses de los diferentes usuarios de la cuenca, como de las políticas de manejo impuestas en cada sección de la misma. La incorporación del concepto de "acción participativa" en el protocolo de manejo de ecosistemas está ayudando a lidiar con este problema.

RESUMEN

La transformación de los ecosistemas naturales y con ello, el deterioro de los servicios ecológicos que nos ofrecen, se ha identificado como la causa

FIGURA 7. ESTRUCTURA JERÁRQUICA DE UNA CUENCA HIDROGRÁFICA



Se pueden establecer sistemas de medición (triángulos) en diferentes puntos dependiendo de qué sección de la cuenca se quiere monitorear. Los círculos pequeños representan poblados y las manchas cuadradas representan ciudades. La línea punteada representa un límite político (*e.g.* fronteras estatales).

raíz de la severa crisis ambiental que vive el planeta. Cada vez es más claro que la cantidad y la calidad de los recursos que el hombre se apropia de la naturaleza, depende de una gran diversidad de procesos ecológicos íntimamente relacionados que ocurren en el ecosistema. De igual forma, estos procesos del ecosistema, que operan a diferentes escalas espaciales y temporales, se ven afectados por los procesos de apropiación de los recursos. El entendimiento de estas dos relaciones funcionales es indispensable si se quiere propugnar por una apropiación sustentable de los recursos naturales, pues ello ayuda a definir qué elementos del ecosistema se tienen que manejar, a qué escalas espaciales y temporales debe operar y qué criterios de manejo deben guiar las acciones.

La complejidad de los sistemas ecológicos y nuestro limitado entendimiento de los mismos, aunados a la baja capacidad de predicción que se tiene sobre la evolución de los procesos socioeconómicos, y exacerbado todo esto con la amenaza del cambio global, nos obliga a reconocer que se trabaja bajo condiciones de alta incertidumbre. El protocolo para el manejo integrado de ecosistemas, que incluye el concepto de “manejo adaptativo”, está dando elementos muy útiles para tratar los problemas de manejo bajo tales condiciones de incertidumbre. Siendo el agua un elemento integrador de los procesos ecológicos en el ecosistema, y estando las cuencas hidrográficas definidas bajo criterios estrictamente funcionales, éstas últimas se han constituido como

excelentes unidades de manejo integral de recursos naturales.

RECONOCIMIENTOS

Este trabajo es una contribución del Grupo "Cuencas" del Centro de Investigaciones en Ecosistemas de la UNAM, quien ha recibido apoyo técnico por parte de Raúl Ahedo, Heberto Ferreira y Salvador Araiza, así como apoyo financiero por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, en México. El presente texto se benefició de los comentarios de Óscar Sánchez y de un revisor anónimo.

BIBLIOGRAFÍA

- Aber, J.D. y J.M. Melillo 1991. *Terrestrial Ecosystems*. Saunders C. Pu., Philadelphia, USA. 430 pp.
- Aerts, R. 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? *Journal of Ecology* 84:597-608.
- Brady, N. 1974. *The Nature and Properties of Soils*. Mc. Millan. NY, 639 pp.
- Cherrett, J.M. (Ed) 1989. *Ecological Concepts: The contribution of Ecology to an Understanding of the Natural World*. Blackwell, Oxford.
- Christensen, N.L., A.N. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J.F. Franklin, J.A. MacMahon, R.F. Noss, D.J. Parsons, C.H. Peterson, M.G. Turner y R.G. Woodmansee 1996. The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6(3):665-691.
- Daily, G.C., S. Alexander, P. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P.A. Matson, H. Mooney, S. Postel, S.T. Scheneider, D. Tilman and G.M. Woodwell 1997. Ecosystem Services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* No. 2. 16 pp.
- Ehrlich, P. R. and A. H. Ehrlich 1991. *Healing the Planet*. Addison Wesley, N. Y., 366 pp.
- Golley, F.B. 1993. *A History of the Ecosystem Concept in Ecology*. Yale University Press, New Haven. 254 pp.
- Gosz, J. R. 1996. International long-term ecological research: priorities and opportunities. *TREE* 11: 444.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:1-23.
- Holling, C.S. 1993. New Science and New Investments for a Sustainable Biosphere. In: R. Constanza, C. Folke, M. Hammer y A.M. Jansson (Eds.) *Investing in Natural Capital: Why, What and How?* Solomons Press.
- Holling, C.S. (Ed). 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Wiley, London.
- Jordan, C.F. 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems*. John Wiley & Sons. 190 pp.
- Jordan, C.F. 1995. *Conservation: Replacing Quantity with Quality as a Goal for Global Management*. John Wiley and Sons. 340 pp.
- Jordan, C.F. 1998. *Working with Nature: Resource Management for Sustainability*. Harwood Academic. The Netherlands. 171 pp.
- Maass, J.M. y A. Martínez-Yrizar 1990. Los Ecosistemas: definición, origen e importancia del concepto. *Ciencias* (Núm. Esp.). 4: 10-20.
- Maass, J.M. 1999. Criterios ecológicos en el manejo sustentable de los suelos. En *Conservación y restauración de suelos*. C. Sibe, H. Rodarte, G. Toledo, J. Echevers y C. Oleschko (Eds.). PUMA/UNAM. Pp: 337-360.
- Odum, E.P. 1983 *Basic Ecology*. Saunders, Philadelphia. 613 pp.
- Oke, T.R. 1978. *Boundary Layer Climates*. Methuen and Co. Ltd, Londres. 372.
- Osmond C.B., O Björkman y D.J. Anderson 1980. *Physiological Processes in Plant Ecology*. Springer-Verlag, N.Y.
- Patten, B.C. y E. Odum 1981. The cybernetic nature of ecosystems. *American Naturalist* 118:886-895.
- Postel, S.L., G.C. Daily and P.R. Ehrlich 1996. Human appropriation of renewable freshwater. *Science* 271:785-788.
- Reid, W. 2000. Ecosystem Data to Guide Hard Choices. *Issues in Science and Technology*: 16(3):37-44.
- Schlesinger, W.H. 1991. *Biogeochemistry: an Analysis of Global Change*. Academic Press, N.Y. 443 pp.

- Stanford, J.A. y G.C. Poole 1996. A protocol for ecosystem management. *Ecological Applications* 6(3):741-744.
- Vitousek, P.M. 1992. Global environmental change: An introduction. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 1-14.
- Vitousek, P.M., , P. R. Ehrlich, A. H. Ehrlich, y P. A. Matson 1986. Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *BioScience* 36(6): 368-73.
- Walker, B.H. y Steffen, W.L. (eds) 1996. *Global Change and Terrestrial Ecosystems*. IGBP Book Series No. 2. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 637 pp.
- Walters, C.J. 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources* McGraw-Hill, New York.

CONCEPTOS GENERALES SOBRE EL DISTURBIO Y SUS EFECTOS EN LOS ECOSISTEMAS

Ernesto Vega y Eduardo Peters

Dirección de Conservación de Ecosistemas. Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de Ecosistemas. Instituto Nacional de Ecología. Periférico Sur 5000, 2º Piso, Col. Insurgentes Cuicuilco, México 04530, D. F.
Correos-e: *evega@ine.gob.mx* y *edpeters@ine.gob.mx*

I: EL DISTURBIO Y SU IMPORTANCIA EN LA ECOLOGÍA

I.1. GENERALIDADES

En la actualidad es muy común referirse a la estabilidad de los sistemas ecológicos. Aunque existen definiciones que enfatizan distintos aspectos, en general la estabilidad está compuesta por: a) la resiliencia o rapidez con la que el sistema regresa a sus condiciones originales y b) la resistencia, que es la capacidad del sistema para soportar disturbios (Wu y Loucks 1995). Estas propiedades son parte de un concepto muy amplio, el del equilibrio, que ha servido como un marco de referencia obligado al estudiar ecosistemas. Sin embargo, en las definiciones de las propiedades ecosistémicas subyace otro concepto más: el de disturbio. Por ejemplo, la capacidad que tiene un ecosistema para regresar a sus condiciones originales se hace evidente cuando un disturbio lo aleja del estado basal.

Una síntesis importante acerca de la dinámica de los disturbios y su efecto en procesos ecológicos apareció a mediados de la década de 1980-1990. Quizás la definición más conocida proviene del trabajo de Pickett y White (1985): «Un disturbio es cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que trastorna la estructura de una población, comunidad o ecosistema y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico». La descripción de las propiedades de los disturbios es igualmente importante y se muestra a continuación (cuadro 1).

En ese texto se muestra que las especies y las comunidades siempre han estado bajo diversos regímenes de disturbio. El disturbio ha moldeado, cuando menos parcialmente, las historias evolutivas de las especies. En consecuencia, no es atrevido sugerir que el disturbio *natural* puede ser una parte fundamental de los ecosistemas (Sousa 1984, Pickett y White 1985).

I.2. EL DISTURBIO EN LOS DISTINTOS NIVELES DE ORGANIZACIÓN DE LOS SISTEMAS BIOLÓGICOS

Aunque el concepto de disturbio parece intuitivamente muy claro, en realidad está influenciado por múltiples factores. Las causas y los efectos del disturbio, al igual que los métodos para evaluarlo, dependen en gran medida del nivel de organización biológica que interese abordar. Los requerimientos para cuantificar disturbios serán diferentes si se trabaja con zooplancton, con aves o con sistemas lagunares. Por lo tanto, es difícil desarrollar técnicas «universales» para analizar disturbios.

I.2.1. DISTURBIOS EN ESCALA DE POBLACIONES

El estudio de la dinámica de las poblaciones es muy útil para detectar los efectos de los disturbios. A pesar de su naturaleza obvia, conviene mencionar que algunas definiciones de disturbio están fuertemente influenciadas por este contexto: «Un disturbio es un evento discreto y puntual de mortalidad, desplazamiento o daño de uno o

CUADRO 1. DEFINICIONES DE LOS CONCEPTOS USADOS PARA CARACTERIZAR DISTURBIOS AMBIENTALES

CONCEPTO	DEFINICIÓN
Disposición	Disposición espacial, incluyendo relaciones con gradientes geográficos, topográficos, ambientales y comunitarios.
Frecuencia	Número promedio de eventos por período de tiempo. La frecuencia es usada como probabilidad de ocurrencia de disturbio, cuando es expresada como una fracción decimal de eventos anuales.
Intervalo de retorno	Inverso de la frecuencia; es el tiempo promedio entre dos disturbios.
Período de rotación	Tiempo promedio necesario para que ocurra perturbación de un área equivalente al área de estudio (el área de estudio debe estar explícitamente definida).
Predictibilidad	Una función inversa, redimensionada, de la varianza del intervalo de retorno, que permite ponderar la recurrencia del disturbio.
Área o tamaño	Área perturbada. Puede ser expresada como área por evento, área por intervalo de tiempo, área por evento por intervalo de tiempo o área total por tipo de disturbio por intervalo de tiempo. Normalmente se expresa como porcentaje del área total.
Intensidad	Fuerza física del evento por área por unidad de tiempo (<i>e. g.</i> calor liberado por área por intervalo de tiempo en un incendio, o velocidad del viento en huracanes).
Severidad	Impacto en el organismo, la comunidad o el ecosistema (<i>e. g.</i> biomasa removida).
Sinergia	Efectos por la ocurrencia de otros disturbios (<i>e. g.</i> la sequía incrementa la intensidad del fuego y el daño por insectos incrementa la susceptibilidad a tormentas).

Fuente: Pickett y White (1985).

más individuos (o colonias), que crea directa o indirectamente una oportunidad para el establecimiento de nuevos individuos (o colonias)» (Sousa 1984). La consecuencia implícita fundamental de esta definición es que los disturbios liberan recursos que pueden aprovechar otros organismos. De este modo, el disturbio es importante en dos aspectos del ciclo de vida de una población dada. En primer lugar, sirve como una fuente de heterogeneidad espacio-temporal de la disponibilidad de recursos, situación fundamental para la permanencia de algunas especies. En

segundo lugar, es además un agente de selección natural en las historias de vida (Sousa 1984).

Las características y los efectos de los disturbios dependen también de la movilidad del organismo estudiado. Cuando se trata de organismos sésiles (*i.e.* plantas) el disturbio puede caracterizarse mediante el tamaño del área perturbada, la magnitud del evento, la frecuencia, la predictibilidad y el período de rotación (el tiempo requerido para alterar toda la zona). De modo complementario, la recolonización de una zona alterada depende de: 1) la morfología, la fisiolo-

gía y la ecología reproductiva de las especies presentes antes del disturbio; 2) la morfología, la fisiología y la ecología reproductiva de las especies que colonizaron el lugar o de las que pueden llegar al sitio; 3) las características del manchón de ambiente en el que ocurre el fenómeno (intensidad y severidad del agente de disturbio, tamaño y forma, ubicación y distancia de la fuente de colonizadores, la heterogeneidad interna, la fecha de su creación o tiempo transcurrido desde que se formó el manchón).

La evaluación del disturbio en organismos móviles es más difícil, debido a las capacidades de los animales para desplazarse y elegir ambientes. El efecto del disturbio en estas poblaciones no sólo depende del tipo e intensidad de daño al ambiente, sino también de las características de las historias de vida de los animales. Las tasas de sobrevivencia y de reproducción se reducirán por diversos mecanismos, activados por los disturbios. Por ejemplo, si un incendio destruye el ambiente en el que viven habrá menos recursos disponibles para la población, por lo que la sobrevivencia bajará. Simultáneamente la densidad de animales aumentará en los parches de ambientes que no se hayan destruido, con el consecuente aumento de la interferencia entre especies (Sousa 1984).

La consecuencia demográfica más grave de los disturbios es la extinción de las poblaciones afectadas, o de las especies si el caso es extremo. El vínculo entre el disturbio y la extinción se ha descrito mediante el «vórtice de la extinción» (Freedman 1995), modelo conceptual que describe la secuencia de eventos que conducen a la extinción de una población, activados por disturbios de origen humano (figura 1).

La construcción de modelos conceptuales, que relacionen las respuestas demográficas con disturbios causados por el hombre, puede ser de gran ayuda para conservar diversos grupos taxonómicos. En cada modelo deben plasmarse las características biológicas del grupo de interés y las particularidades del disturbio. Cuando sea posible, también se debe analizar desde varios puntos de vista la relación entre el disturbio y la dinámica de población del grupo taxonómico de inte-

rés. Un buen ejemplo lo constituyen las aves, que son un grupo taxonómico muy útil para estudiar los efectos del disturbio (Hill *et al.* 1997). Los estudios pueden hacerse enfatizando el tipo e intensidad del disturbio y sus efectos sobre las poblaciones, o bien resaltando los efectos demográficos (figuras 2a y 2b). Sin embargo, para lograr este tipo de análisis es necesaria una gran cantidad de información especializada, condición que es difícil de lograr en muchas ocasiones.

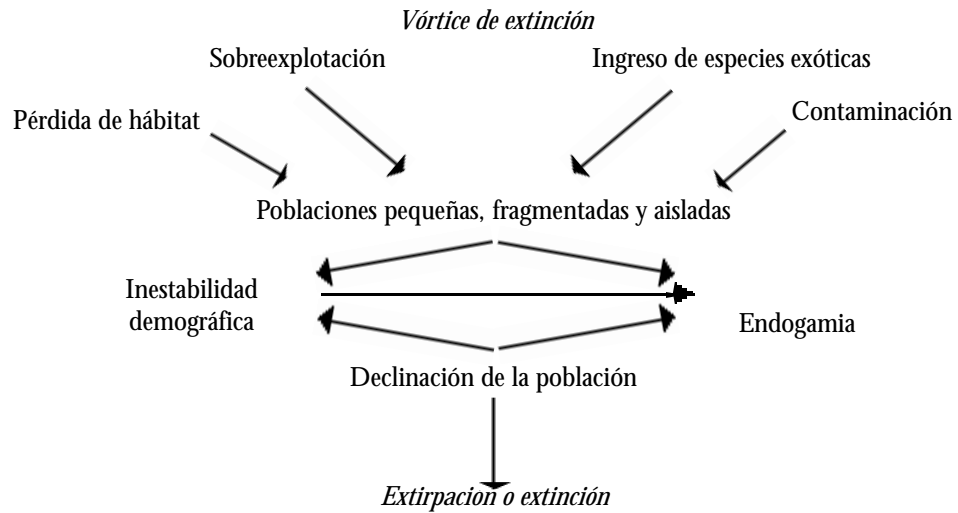
I.2.2. DISTURBIOS EN ESCALAS DE COMUNIDADES

Algunas explicaciones de la estructura de las comunidades se han basado en las interacciones de las especies que las componen. La competencia fue considerada durante mucho tiempo como la interacción de mayor importancia en la estructura de la comunidad (Schoener 1982). Un resultado de esta manera de entender a la naturaleza es la *hipótesis del disturbio intermedio*, que propone que la máxima diversidad de una comunidad se alcanza con intensidades medias de disturbio. Cuando los agentes causantes de mortalidad actúan con intensidades intermedias, evitan que las especies más competitivas excluyan a las demás, permitiéndoles permanecer en la comunidad. Si la intensidad del disturbio fuera baja las especies más competitivas no serían inhibidas; si fuera alta ninguna de las especies podría compensar la gran mortalidad causada por el disturbio (Connell 1978, Lubchenco 1978).

Esta hipótesis ha sido explorada en sistemas terrestres y acuáticos con resultados en general satisfactorios (Dayton 1971, Denslow 1985). Sin embargo, existen algunos casos en los que esta hipótesis parece no aplicarse, particularmente cuando el efecto del disturbio se evalúa para especies móviles. Por ejemplo, la mortalidad causada por el disturbio no relaja la competencia, ya que en muchos casos los organismos se reemplazan rápidamente por la inmigración de nuevos individuos.

Planteado en otro contexto, para ecosistemas terrestres se puede considerar que los disturbios que afectan a especies sésiles inciden en los primeros eslabones de las cadenas tróficas, que son

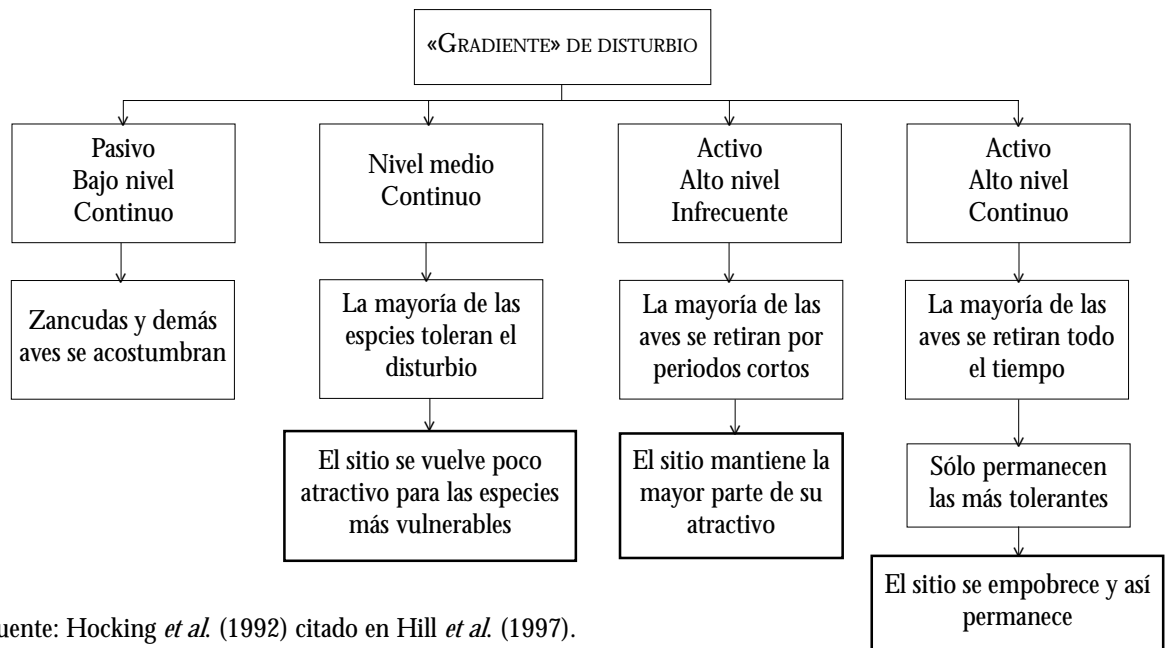
FIGURA 1. FACTORES ANTROPOGÉNICOS QUE PUEDEN CAUSAR LA EXTINCIÓN



La extinción puede ser causada por varios factores antropogénicos, los cuales pueden dar lugar a la fragmentación y aislamiento de las metapoblaciones. Éstas se deteriorarán debido a la endogamia y la inestabilidad demográfica. Las poblaciones declinan progresivamente hasta que se extinguen.

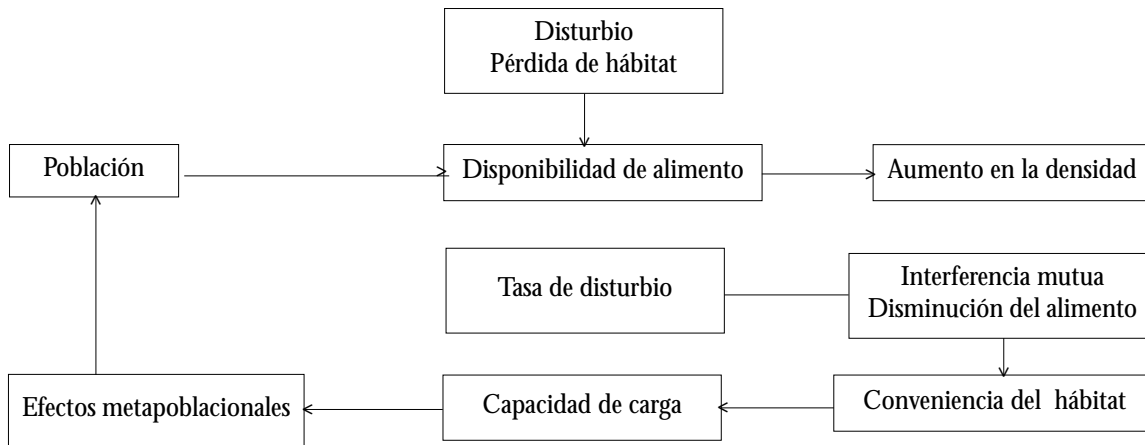
Fuente: Freedman 1995.

FIGURA 2A. EJEMPLO CON TIPOS DE DISTURBIO PARA AVES ZANCUDAS Y SILVESTRE Y SUS POSIBLES RESPUESTAS A LO LARGO DE UN GRADIENTE ASCENDENTE DE SEVERIDAD



Fuente: Hocking *et al.* (1992) citado en Hill *et al.* (1997).

FIGURA 2B. RELACIÓN ENTRE EL DISTURBIO Y LA PÉRDIDA DE HÁBITAT, DISPONIBILIDAD DE ALIMENTO, TASA DE CONSUMO, CAPACIDAD DE CARGA Y RELEVANCIA PARA LAS METAPOBLACIONES



Fuente: Hill *et al.* (1997).

los responsables del ingreso de energía al sistema. Si el disturbio ejerce su efecto sobre especies móviles, típicamente se daña a los eslabones superiores de la red.

La hipótesis del disturbio intermedio está principalmente enfocada a un solo nivel trófico, considerando como constantes los demás (supuesto necesario para construir modelos, pero poco realista). En la realidad, los organismos frecuentemente ocupan varios niveles tróficos y dependen de las dinámicas de población de especies en niveles superiores e inferiores; en consecuencia, suponer a las redes tróficas como estáticas es incorrecto (Wooton 1998).

Un modelo de una red trófica bien establecida puede resaltar algunas limitaciones de la hipótesis del disturbio intermedio. En una situación extrema, si el disturbio afecta a todos los niveles tróficos quitándoles la misma proporción de biomasa, la competencia no se relaja ya que todas las especies disponen de recursos en las mismas proporciones. En cambio, si se afecta a un solo nivel de la red trófica, los organismos sobrevivientes en ese nivel recibirán una mayor cantidad de recursos, relajándose así la competencia entre ellos en ese nivel,

pero incrementándola en los superiores. Además, la tasa de depredación ejercida por los niveles superiores sobre ese nivel aumentará, al igual que bajará la depredación en niveles inferiores. Todas estas consideraciones indican que los efectos del disturbio en una red trófica no son fáciles de cuantificar (Wooton 1998).

1.2.3. DISTURBIOS EN ESCALAS SUPERIORES A LA DE LAS COMUNIDADES

Está comprobada la importancia de los disturbios periódicos naturales, en la dinámica de las comunidades y ecosistemas. Cuando los disturbios son muy intensos, los ecosistemas muy diversos y complejos se «simplifican», conservando pocas especies e interacciones. Sin embargo, el sistema podría regenerarse rápidamente, ya que el disturbio libera recursos que son fácilmente aprovechados. Este tipo de disturbios «renueva» al sistema, si la magnitud del disturbio no afecta de modo significativo a las fuentes de germoplasma en los alrededores.

En cambio, los disturbios de origen humano normalmente no liberan recursos; de hecho, mo-

difican tan profundamente algunas propiedades del sistema que las especies no tienen la capacidad de aprovechar estos tipos de disturbio. La pérdida de la capacidad de regeneración tiene como principal consecuencia la degradación del ecosistema. Este tipo de disturbios de origen humano se puede clasificar en cuatro grandes grupos: a) reestructuración física del ambiente; b) introducción de especies exóticas; c) descarga de sustancias tóxicas al ambiente y d) sobreexplotación de recursos (Rapport y Whitford 1999).

Es interesante el hecho de que los síntomas de la degradación sean similares entre ecosistemas contrastantes. Se puede hablar de un síndrome de estresamiento, caracterizado por: 1) biodiversidad reducida; 2) alteraciones de la productividad primaria y secundaria; 3) poca eficacia en el reciclado de nutrientes; 4) dominancia de especies exóticas y 5) incremento de especies oportunistas pequeñas con ciclos de vida cortos.

Se han propuesto tres procesos como los principales causales de esta sintomatología común: a) interrupción de los ciclos de nutrientes; b) las estrategias adaptativas (en sentido ecológico) de las especies invasoras y c) la desestabilización de sustratos. Los disturbios que inciden en uno o varios de estos procesos ocasionan la degradación irreversible de los ecosistemas. Incluso, la imposibilidad de regeneración también tiene su origen en esos procesos, que permanecen activos aun cuando la fuente de disturbio desaparezca (Rapport y Whitford 1999).

Típicamente, la preservación de comunidades naturales ha consistido en protegerlas de disturbios físicos. Sin embargo, ya se ha comentado que los disturbios son importantes en la dinámica de estos ambientes, en especial en los procesos de regeneración. Algunas propuestas para la elección del tamaño de las reservas sugieren que éstas deben ser del tamaño suficiente como para que permanezcan los regímenes de disturbio naturales. La preservación del disturbio natural debe ser explícita (Hobbs y Huenneke 1992).

Los efectos de los disturbios también son cuantificables en escalas superiores a la comunitaria, por ejemplo en la de paisajes. Los distur-

bios de intensidad media, además de aumentar la diversidad alfa (número simple de taxa), también incrementan la diversidad beta (tasa de cambio de especies en un gradiente), ya que el disturbio crea parches de características diferentes inmersos en un paisaje. De este modo, suelen coexistir en una misma región parches de vegetación de diferentes edades y en distintas etapas de sucesión (Hobbs y Huenneke 1992).

Sin embargo se debe ser cauteloso con las estrategias para conservar regímenes de disturbio, pues si los propios disturbios alteran su frecuencia e intensidad, se crean condiciones que pueden aprovechar especies exóticas para ingresar en el sistema, con la consecuente disminución de la diversidad original (figura 3). La conservación de los regímenes de disturbio en un sistema implica una estrategia muy delicada, ya que si bien el disturbio es aparentemente necesario, una magnitud excesiva, una duración prolongada o una frecuencia anormal de éste puede causar problemas mayores.

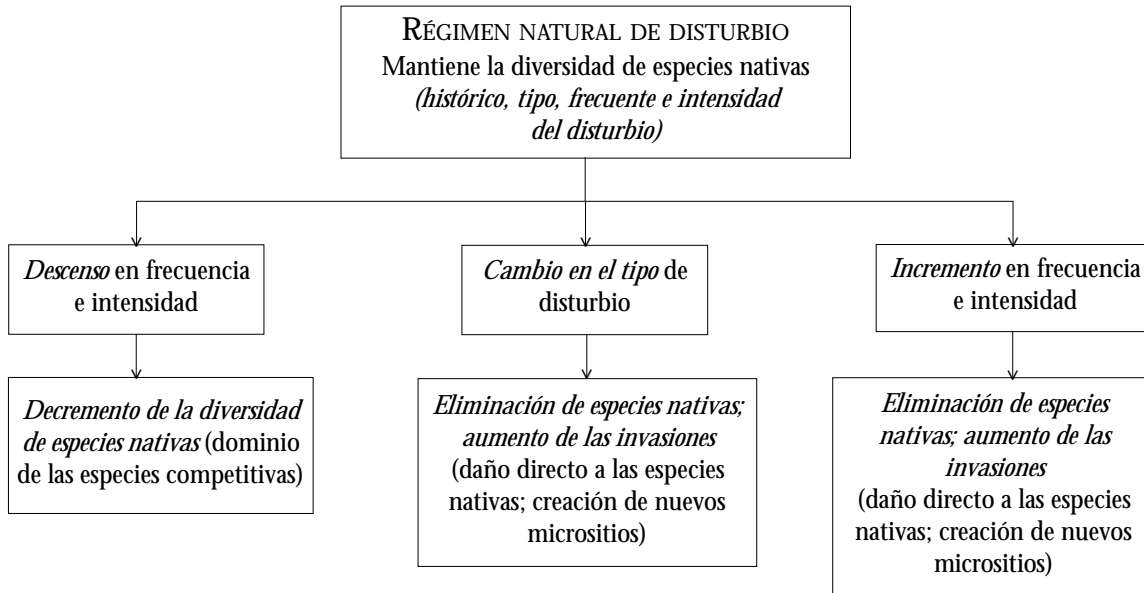
I. LOS SISTEMAS JERÁRQUICOS Y SU INFLUENCIA EN LA DEFINICIÓN DE DISTURBIO

II.1. GENERALIDADES

Si bien es cierto que muchos de los conceptos relacionados con los disturbios tienen su fundamento en la estabilidad de los sistemas ecológicos, también es cierto que dicha propiedad no se ha demostrado de manera inobjetable. Más bien, pareciera que son otras las características fundamentales de dichos sistemas.

Desde una perspectiva filosófica, algunos conceptos que no se basan en la idea del equilibrio han estado presentes en la biología desde principios de la década de 1970-1980. Por ejemplo, en la ciencia de la embriología se desarrolló el concepto de homeorhesis (preservación del flujo), como contrapartida de la homeostasis (preservación del estado estático). Otras propuestas han surgido de especialidades de la física (termodinámica fuera del equilibrio de procesos irreversibles), o con el uso de modelos no lineales (que predicen múltiples estados de equilibrio). La teoría del caos

FIGURA 3. POSIBLES CAMBIOS EN EL RÉGIMEN HISTÓRICO DE DISTURBIOS DE UN ECOSISTEMA



Cualquier cambio en el régimen histórico de disturbio de un ecosistema puede alterar la composición de especies mediante la disminución de la importancia de las especies nativas, la creación de oportunidades para el ingreso de especies exóticas o por ambos medios.

Fuente: Hobbs y Huenneke (1992).

también ha contribuido a pensar en los sistemas ecológicos como no estables y poco predecibles.

II.2. LA HETEROGENEIDAD, LA ESCALA Y LA DISPOSICIÓN EN MANCHONES

Hay dos propiedades que no se habían considerado con la suficiente atención hasta hace relativamente poco tiempo en el campo de la ecología, si bien han estado presentes en la literatura y en el pensamiento ecológicos desde hace mucho tiempo (McIntosh 1991). Una de ellas es la *heterogeneidad*: los sistemas ecológicos tienen componentes cualitativamente diferentes, cuyas propiedades varían en el espacio y el tiempo (Kolasa y Rollo 1991). Pero esa variabilidad es manifiesta sólo si se analiza en la *escala* espacial y temporal adecuada. Es fundamental elegir correctamente las unidades de medición (milímetros o kilóme-

tros, segundos o siglos) para detectar la heterogeneidad. Estas dos propiedades indisolubles, heterogeneidad y escala, pueden servir como nuevos hilos conductores que permitan reinterpretar los procesos ecológicos (Wu y Loucks 1995).

La manifestación concreta de la heterogeneidad y de la escala, es la condición de mosaico de la mayoría de los ecosistemas. Esta condición es ubicua y ocurre tanto en sistemas acuáticos como terrestres. En términos generales y en un mosaico dado, un manchón o parche puede definirse como «una unidad espacial diferente de su entorno ya sea en su apariencia o en sus propiedades» (Wu y Loucks 1995). El reconocimiento de que las cosas en la naturaleza ocurren en manchones ha ganado mucho terreno en los últimos años.

Los manchones pueden clasificarse por su tamaño, forma, contenido, duración, complejidad estructural y propiedades de borde. En una escala

superior, la condición del mosaico espacial (*spatial patchiness*) se puede caracterizar por la composición de parches (su tipo y abundancia relativa) y por la configuración espacial (tamaño del parche, forma, yuxtaposición y propiedades de borde).

Si bien es cierto que la condición de mosaico es una propiedad objetiva de los sistemas, también es cierto que depende de los organismos que la perciben. Un bosque es “percibido” de modo diferente por un pájaro carpintero, por una manada de lobos y por una plántula de pino. Para unos será una superficie homogénea, mientras que para otros consistirá en un intrincado conjunto de parches diferentes interconectados. El llamado «grano» es un término análogo a la resolución de una imagen y se refiere a la capacidad de un organismo para diferenciar las entidades más pequeñas de un sistema (Allen y Hoekstra 1991). Esta habilidad está limitada por el tamaño de las partículas y por la distancia entre ellas. Los organismos de «grano fino» son capaces de detectar variaciones muy pequeñas del ambiente; en cambio, los de «grano grueso» son poco sensibles a la heterogeneidad.

Se han propuesto diversos agentes causantes del arreglo en parches ambientales (cuadro 2), cuya interacción en distintas escalas espacio-temporales permite construir un modelo conceptual integral de los orígenes y la dinámica de los parches (figura 4). La dinámica de parches es complementaria en gran medida con los niveles de organización tradicionales de la ecología (indivi-

duo, población, etc.), sin embargo, esta clasificación no hace evidente la influencia de las escalas espaciales y temporales, debido a que los niveles de organización no siempre están anidados en un sistema jerárquico (Wu y Loucks 1995).

I.3. ¿OTRA DEFINICIÓN DEL DISTURBIO?

Los disturbios pueden afectar a cualquier nivel de organización estudiado por la ecología (cuadro 3). En consecuencia, los resultados del disturbio pueden ser medidos con unidades que difícilmente se pueden comparar entre distintos niveles de organización. Las conclusiones que se obtengan no siempre serán aplicables a todos los casos.

Por ello es necesario desarrollar un sistema de conceptos que permita tratar con jerarquías y disturbios. Para que la asignación de cierta categoría a un disturbio tenga significado ecológico, se debe caracterizar de modo claro y objetivo la «estructura» en la que actúa el disturbio. Si el objeto de estudio está definido de modo arbitrario y no representa las características reales del sistema, entonces el disturbio, y sus características y resultados, serán también arbitrarios.

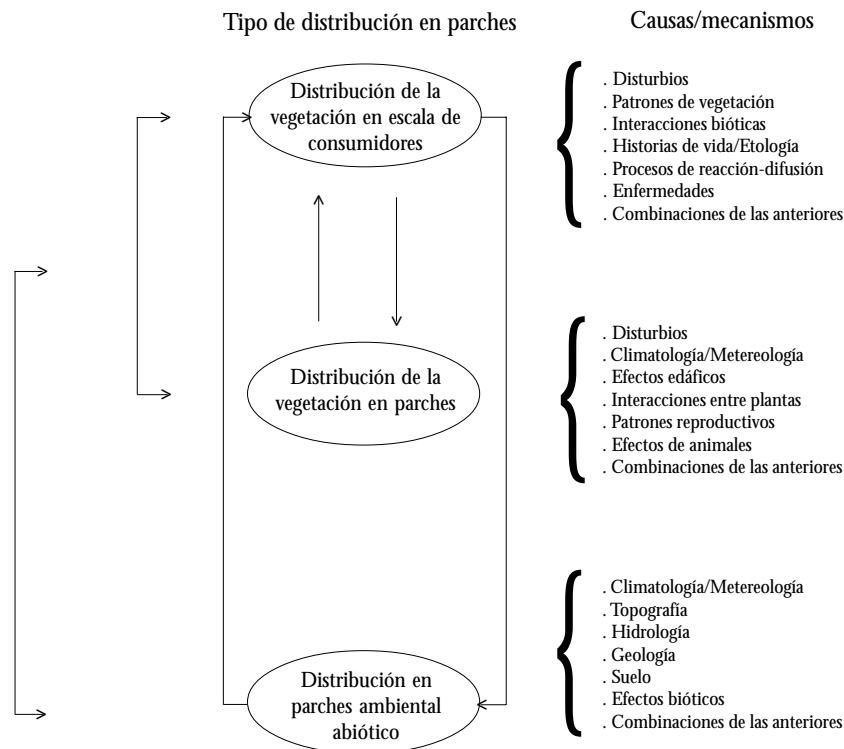
La delimitación del «objeto de estudio ecológico» sobre el que actúan los disturbios se logra con el concepto de la *estructura mínima* (Pickett *et al.* 1989). Una estructura se define como un sistema de subunidades e interacciones cuyo resultado es la permanencia de las subuni-

CUADRO 2. ALGUNOS AGENTES CAUSALES DE EXISTENCIA DE PARCHES

WIENS (1976)	ROUGHGARDEN (1977)	FORMAN Y GODRON (1986)
<ul style="list-style-type: none"> · Disturbios aleatorios puntuales · Depredación · Herbivoría selectiva · Patrones de vegetación · Combinaciones de las anteriores 	<ul style="list-style-type: none"> · Disposición de recursos; · Comportamientos gregarios · Competencia · Procesos de reacción-difusión · Dispersión 	<ul style="list-style-type: none"> · Parches de focos de disturbio · Parches remanentes · Parches ambientales · Parches originados por actividades humanas · Parches efímeros

Fuente: Wu y Loucks (1995).

FIGURA 4. MODELO CONCEPTUAL DE DISTRIBUCIÓN EN PARCHES, SUS CAUSAS Y MECANISMOS EN SISTEMAS ECOLÓGICOS



Las causas y los mecanismos pueden actuar en varias escalas de organización espacio-temporal, creando jerarquías diferentes. Los disturbios pueden ser naturales (incendios, tormentas, vientos) o antropogénicos (e.g., introducción de especies exóticas, sobreexplotación), las que, a su vez, pueden subdividirse en categorías más finas en función de las escalas espaciales y temporales. Las interacciones biológicas incluyen competencia, depredación, herbivoría selectiva, parasitismo, comensalismo y alelopatía.

Fuente: Wu y Loucks (1995).

dades en forma de una unidad de nivel superior. La estructura mínima, en consecuencia, es aquella que se percibe cuando se analiza el primer nivel de una entidad organizada. Con estas premisas, la definición de disturbio quedaría como sigue: «*el disturbio es un cambio en la estructura mínima causada por un factor externo al nivel de interés*».

Conviene hacer algunas precisiones a este concepto. Se debe reconocer, primero, que no todo efec-

to de un agente externo sobre un sistema ecológico (o una de sus partes) es un disturbio. Puede tratarse de una destrucción total del sistema o de una presión muy sutil; por ello es necesario distinguir entre estados perturbados y no perturbados.

En este contexto, la dificultad esencial en los trabajos relativos al estudio del disturbio está en la identificación de la estructura mínima (cuadro 4). Una vez que se ha identificado, la evaluación del disturbio debe ser relativamente simple,

CUADRO 3. EXPRESIÓN DEL DISTURBIO EN VARIOS NIVELES DE ORGANIZACIÓN

NIVEL	COMPONENTES AFECTADOS		ATRIBUTOS AFECTADOS
	COMPONENTE ESTRUCTURAL	COMPONENTE FUNCIONAL	
Individual	· Biomasa	· Fisiología · Comportamiento	· Mortalidad · Crecimiento · Reproducción
Poblacional	· Densidad · Estructura	· Biología reproductiva · Comportamiento social	· Estructura de edades · Estructura genética · Evolución · Extinción
Comunitario	· Estructura vertical · Estructura horizontal · Composición de especies	· Niveles de recursos · Competencia · Mutualismo	· Coexistencia · Equidad · Dominancia
Ecosistémico	· Grupos funcionales	· Flujos	· Resistencia · Resiliencia
Paisaje	· Tipos de elementos · Configuración	· Régimen de disturbio · Flujos de organismos	· Estabilidad · Conectividad

No se indican consecuencias entre niveles, aunque sean factibles. No se han incorporado los conceptos de organización y estructura mínima; los significados de estructura y función son los tradicionales.

Fuente: Pickett *et al.* (1989).

al menos en teoría. Para delimitar la estructura mínima es necesario un conocimiento muy profundo del sistema de estudio, condición que rara vez se cumple. Sin embargo, el siguiente algoritmo para la identificación de la estructura mínima es una ayuda para acotar, de modo sistemático, los principales factores involucrados en una evaluación de disturbio (Pickett *et al.* 1989).

1) Construir un modelo jerárquico que contenga el fenómeno o nivel del sistema que sea de interés.

- 2) Definir los componentes e interacciones dentro de cada nivel de la jerarquía.
- 3) Eliminar niveles que sean artificiales, que no reflejen la estructura real del sistema.
- 4) Agregar la dimensión espacial y/o temporal para distinguir disturbios esporádicos de regímenes de disturbio.
- 5) Examinar las posibles formas en las que se puede afectar la estructura mínima.
- 6) Examinar el efecto del disturbio en los niveles de interés.

CUADRO 4. TRES JERARQUÍAS ECOLÓGICAS ELABORADAS CONSIDERANDO DIFERENTES ASPECTOS DE USO DE RECURSOS Y PRIORIZANDO DISTINTOS NIVELES DE INTERÉS

A. JERARQUÍA DE CAPTURA DE ENERGÍA DE PLANTAS

<i>Nivel</i>	<i>Estructura mínima</i>	<i>Ejemplo de disturbio</i>
Sitio	· Individuos interactuantes	· Fuego · Rachas de viento · Infecciones (dieback)
Individuo	· Integración fisiológica de la copa, tallos y raíces	· Caída de árboles · Congelamiento
Copa	· Arreglo e integración de hojas y ramas	· Viento · Tormentas de hielo
Hoja	· Arreglo e integración de tejidos	· Herbivoría
Tejidos	· Integración celular	· Patógenos
Célula	· Integración metabólica	· Ruptura de membrana

B. JERARQUÍA DEL REPARTO DE RECURSOS O COEXISTENCIA

<i>Nivel</i>	<i>Estructura mínima</i>	<i>Ejemplo de disturbio</i>
Comunidad	· Recursos compartidos · Coexistencia de gremios	· Espectro alterado de recursos
Gremio	· Uso de recursos comunes · Coexistencia de estrategias	· Pérdida de recursos comunes
Individuo	· Asignación de recursos entre módulos y partes	· Muerte · Depredación

C. Jerarquía del flujo de nutrientes

<i>Nivel</i>	<i>Estructura mínima</i>	<i>Ejemplo de disturbio</i>
Ecosistema	· Intercambio molecular entre compartimentos	· Interrupción de flujos
Compartimentos	· Modos semejantes de transformación de moléculas	· Destrucción de transportadores
Transportadores	· Procesado químico o metabólico	· Características metabólicas o de transporte alteradas.

Se describen los niveles para cada jerarquía, se identifican las características básicas de sus estructuras mínimas y se listan los tipos potenciales de disturbio. A. Jerarquía de la captura de energía de plantas (el nivel de interés es el individuo). B. Jerarquía de la repartición de recursos (el nivel de interés es el gremio). C. Jerarquía de flujos de nutrimentos (el nivel de interés es el ecosistema). Nótese que las distintas jerarquías pueden ser generadas comenzando con los mismos niveles de interés, pero considerando procesos diferentes.

Fuente: Pickett *et al.* (1989).

III. LAS ACTIVIDADES HUMANAS Y SUS EFECTOS SOBRE LOS SISTEMAS NATURALES: EL CASO DEL DISTURBIO CRÓNICO

III.1. GENERALIDADES

Es ampliamente reconocido que el impacto de las actividades humanas ocurre en todos los sitios y a todas las escalas. A nivel local, por ejemplo, podemos cambiar las condiciones de la calidad del aire mediante la combustión de residuos en un sitio determinado. En el nivel regional es posible modificar las condiciones físicas y químicas del aire mediante las emisiones de motores de combustión interna y actividades industriales en las megalópolis. Y a nivel global somos capaces de cambiar la química atmosférica: como consecuencia de aumentar los niveles de CO_2 , hemos causado el incremento de la temperatura media mundial, con el subsecuente deshielo de los polos y con ello el aumento de los niveles de los mares. No conformes con lo anterior, hemos incluso incidido a escalas que rebasan el ámbito global, como es el basurero de chatarra espacial que gira alrededor de nuestro planeta, cuyos desechos que ingresan a la atmósfera invitan a pedir buenos deseos por confundirse, a ojos inexpertos, con genuinas estrellas fugaces.

Típicamente, el impacto humano se reconoce en las áreas urbanas, en los campos agrícolas y en algunos ecosistemas sensibles como son los bosques templados y las selvas. Existe otro tipo de impacto de origen humano sobre el ambiente, que es poco atendido y sin embargo no es nada despreciable: se trata del disturbio crónico. El disturbio crónico es un tipo de perturbación cotidiana que afecta al ambiente; éste consiste en remover sistemáticamente pequeñas fracciones de biomasa, generalmente leña, forraje, materiales para la construcción de origen orgánico, y otros productos no maderables. Por lo general estas actividades no dan suficiente tiempo para que la vegetación se recupere adecuadamente, incluso estando dentro de la capacidad de carga del ecosistema, causando, con el paso del tiempo, el colapso productivo del sistema.

La diferencia entre el disturbio agudo y el disturbio crónico es que en el primero la alteración al medio natural se da de manera puntual en el tiempo y en el espacio mientras que en el segundo, la carga humana se mantiene en el tiempo y el espacio. El disturbio agudo permite que, después de su efecto, el sistema se recupere mientras que en el crónico por lo general acaba en el colapso del mismo.

El hecho de que la leña sea todavía la mayor fuente de energía para cocinar y la estimación de que para el año 2010 desde 2.5 mil millones de personas, principalmente de los países en desarrollo, consumirán este recurso, es una muestra indirecta pero de mucho peso, de la amenaza constante que tienen los bosques (FAO 1994, 2003). Queda claro entonces que si no atendemos este problema, no cabe la menor duda que seguirán en aumento las áreas silvestres sujetas a disturbio crónico y se harán evidentes los efectos catastróficos explicados previamente.

III.2. EL MONTE NO AGUANTA MÁS

En México las principales causas de disturbio crónico son la extracción de leña como fuente de energía y material de construcción, la extracción de productos no maderables y la ganadería extensiva. Las actividades mencionadas en el párrafo anterior y sus impactos sobre el ambiente suelen ser discutidas, generalmente, con una carga ideológica que normalmente termina en una serie de recriminaciones y posturas extremas. Lo anterior se debe a que estas actividades están íntimamente relacionadas con comunidades rurales e indígenas, y los usos y costumbres de éstas. Este binomio indisoluble, grupos con arraigo en el campo, y sus usos y costumbres de acceso a los recursos naturales, ha sido respetado, incluso dentro de áreas naturales protegidas, en buena parte debido a que se trata de los grupos sociales más vulnerables del país. Sin embargo estos "privilegios" solo han logrado una economía de subsistencia que muy poco se acerca a resolver el problema de fondo de estas personas, pero que sí incide negativamente sobre el medio ambiente y los re-

cursos naturales. Cabe aclarar que no se propugna por el rechazo de las costumbres tradicionales y su vínculo con los recursos naturales; lo que se intenta es invitar al lector a una reflexión sobre cuáles actividades tienen un verdadero beneficio, y cuáles se han desvirtuado, cuales son utilizadas como una forma de explotación que va más allá del autoconsumo y se han vuelto un verdadero negocio.

III.3. ¿CÓMO AFECTA EL DISTURBIO CRÓNICO?

La degradación causada por el disturbio crónico humano es frecuentemente discontinua y no lineal. Mientras la colecta de biomasa en el bosque se mantenga por debajo de la capacidad de carga del ecosistema, el efecto de recolecta es casi imperceptible. Pero cuando la presión humana es tan persistente que no permite su recuperación natural, la degradación se vuelve no lineal y el proceso que causa actúa de manera muy eficiente, agotando rápidamente las reservas del bosque (Singh 1998). La fase no lineal del proceso se puede ver en varios sitios de México, la Mixteca Alta de Oaxaca es un buen ejemplo: siglos de extracción de productos forestales, aunados a una intensa agricultura y ganadería extensiva, han convertido a esta región en una de la más degradadas del país.

Al parecer las practicas permitidas de utilizar el follaje y las ramas pueden ser más nocivas que el seleccionar ciertos árboles y utilizarlos por completo. Existen experiencias en la cordillera de los Himalaya donde se sustituyó la tala de árboles (disturbio agudo) por el uso de sus partes (disturbio crónico). Lo anterior causó que los árboles fueran utilizados de una manera persistente hasta que éstos no pudieron regenerar su follaje, resultando esto en una mayor disminución en la regeneración de los árboles, comparada con el pasado (Singh *et al.* 1997).

En el momento que se empiezan a retirar ramas de los árboles se genera un claro, el cual es suficiente para estimular que algunas especies se regeneren, sin embargo el claro es un micrositio distinto al que dejaría un disturbio agudo, natural o causado por el hombre. El claro así formado con-

tinúa recibiendo disturbio crónico, resultando un sitio pobre en reclutamiento de plántulas y con alta mortalidad de las mismas. La alteración del hábitat incluye la compactación del suelo y el consecuente aumento en la escorrentía pluvial, pérdidas de materia orgánica y nutrimentos, cambio en la composición de plantas herbáceas y aumento en las trepadoras, entre otras alteraciones ecológicas (Singh 1998). Otros autores han reportado que el disturbio crónico, debido al efecto de la presencia de ganado, afecta principalmente a la vegetación en su estructura, dando como resultado una reducción de la cubierta y la altura de ésta (Cole y Monz 2002). En otros trabajos se demuestra que la diversidad disminuye ante la presencia de disturbio crónico, quedando solo aquellas especies más tolerantes (Klug *et al.* 2002). En otros estudios podemos llevarnos la sorpresa de que un disturbio moderado puede hacer que algunas especies aumenten en su densidad, como es el caso de *Espeletia pycnophylla*, las rosetas gigantes de los páramos andinos (Suárez y Medina 2002).

El incremento de la población y el aumento de la pobreza, parecen ser las principales razones que mantienen el disturbio crónico en los bosques de los países en desarrollo. Las poblaciones están esparcidas a lo largo de todo el territorio, lo anterior hace imposible separar los ecosistemas naturales de la influencia humana. ¿Será posible que logremos coexistir dentro de la naturaleza sin causar la degradación irreparable de ésta? La incógnita persiste; solamente queda procurar un mayor esfuerzo para elucidar las relaciones entre factores de disturbio y el estado de los ambientes naturales.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, T. F. H. y T. W. Hoekstra 1991. Role of Heterogeneity in Scaling of Ecological Systems Under Analysis. Pp: 47-68. In: *Ecological Heterogeneity*. J. Kolasa y C. D. Rollo (eds). Springer-Verlag.
- Cole, D. N. y C. A. Monz, 2002. Trampling Disturbance of High-Elevation Vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, U.S.A. *Arctic and Alpine Research* 34 (4): 365-376.

- Connell, M. L. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* (Washington, D. C.) 199:1302-1310.
- Dayton, P. K. 1971. Competition, disturbance and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs* 41:351-389.
- Denslow, J. S. 1985. Disturbance-mediated coexistence of species. Pp. 307-324. En: *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. S. T. A. Pickett and P.S. White (eds). Academic Press, New York.
- Food and Agriculture Organization 2003. *The State of the World's Forests*. Roma, Italia.
- 1994. *Forest Development and Policy Dilemmas*. Roma, Italia.
- Freedman, B. 1995. *Environmental Ecology. The Ecological Effects of Pollution, Disturbance and Other Stresses*. Academic Press, U. S. A., 606 pp.
- Forman, R. T. T. y M. Godron 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Hill, D., D. Hockin, D. Price, G. Tucker, R. Morris y J. Treweek 1997. Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. *Journal of Applied Ecology* 34: 275-288.
- Hobbs R. J. y L. F. Huenneke 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6(3): 324-337.
- Hocking, D., M. Ounsted, M. Gorman, D. Hill, V. Keller y M. Barker 1992. Examination of the effects of disturbance on birds with reference to the role of environmental impact assessments. *Journal of Environmental Management* 36: 253-286.
- Klug, B., G. Scharfetter-Lehrl y E. Scharfetter 2002 Effects of Trampling on Vegetation above the Timberline in the Eastern Alps, Austria. *Arctic and Alpine Research* 34 (4): 377-388.
- Kolasa, J. y C. D. Rollo. 1991. Introduction: the Heterogeneity of Heterogeneity: a Glossary. Pp. 1-23. En: *Ecological Heterogeneity*. J. Kolasa y S. T. A. Pickett (eds). Springer-Verlag.
- McIntosh, R. P. 1991. Concept and Terminology of Homogeneity and Heterogeneity in Ecology. Pp: 24-46. En: *Ecological Heterogeneity*. J. Kolasa y S. T. A. Pickett (eds). Springer-Verlag.
- Lubchenco, J. 1978. Plant species diversity in a marine intertidal community: importance of herbivore food preference and algal competitive abilities. *American Naturalist* 112:23-39.
- Pickett, S. T. A. y P. S. White (eds.). 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, EE.UU., 472 pp.
- Pickett, S. T. A., J. Kolasa, J. Armesto y S. L. Collins 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 54(2):129-136.
- Rapport, D. J. y W. G. Whitford 1999. How ecosystems respond to stress. Common properties of arid and aquatic systems. *Bioscience* 49(3):193-203.
- Roughgarden, J. 1977. Patchiness in the spatial distribution of a population caused by stochastic fluctuations in resources. *Oikos* 29:52-59.
- Schoener, T. W. 1982. The controversy over interspecific competition. *American Scientist* 70:586-595.
- Singh, S. P. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* 25(1):1-2.
- Singh, S. P., Rawat, Y. S. y Garkoti, S. C. 1997. Failure of brown oak (*Quercus semacarpifolia*) to regenerate in Central Himalaya: a case for environmental semisurprise. *Current Science* 73: 371-4.
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-391.
- Suárez, E. y Medina, G. 2002. Vegetation Structure and Soil Properties in Ecuadorian Páramo Grasslands with Different Histories of Burning and Grazing. *Arctic and Alpine Research* 34 (4):158-164.
- Wiens, J. A. 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7:81-120.
- Wootton, T. 1998. Effects of disturbance on species diversity: a multitrophic perspective. *The American Naturalist* 152(6):803-825.
- Wu, J. y O. L. Loucks. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70(4):439-465.

TERCERA PARTE

MÉTODOS PARA LA CONSERVACIÓN Y MANEJO DE LA BIODIVERSIDAD EN ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO

CARACTERÍSTICAS Y MANEJO DE SUELOS EN ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA

Helena Cotler A.

Dirección de Manejo Integral de Cuencas Hídricas, Instituto Nacional de Ecología
Av. Periférico sur 5000, Col. Cuicuilco-Insurgentes, C.P. 04530
Correo-e: hcotler@ine.gob.mx

Los ecosistemas templados de montaña comprenden bosques, matorrales, praderas y otros más. Sin embargo, para los propósitos del presente trabajo se hará énfasis en los bosques, considerando especialmente a los bosques compuestos por pinos (*Pinus* spp.) y encinos (*Quercus* spp.). En estos ecosistemas el suelo constituye un elemento fundamental, dado que cumple con importantes funciones, de las cuales se derivan servicios ambientales indispensables para el sostenimiento tanto del ecosistema como de la vida humana. La función más conocida es la de soporte y suministro de nutrientes a las plantas. Sin embargo, el suelo cumple con otras funciones igualmente trascendentes, como la de constituir un medio poroso y permeable, apto para la regulación del sistema hidrológico, influyendo así en la retención y pérdida de agua, y en su purificación o contaminación, según las circunstancias. Asimismo, constituye el medio donde se realizan ciclos biogeoquímicos necesarios para la reincorporación de los compuestos orgánicos. Como resultado de estos procesos, se estima que el contenido de carbón almacenado en el primer metro de profundidad del suelo es 1.5 veces mayor que aquel acumulado en la biomasa (Sombroek *et al.* 1993), constituyendo la tercera fuente más importante de carbono (Lal 1999). Este “secuestro” de carbono en el suelo reduce su liberación a la atmósfera como CO₂, uno de los principales gases llamados “de invernadero”, responsables del cambio climático (Kern y

Johnson 1993). Además, según sus características, el suelo es el hábitat de una miríada de organismos, muchos de los cuales cumplen un papel fundamental en la salud humana. Finalmente, en los ecosistemas urbanos, el suelo juega un papel fundamental no sólo como material de construcción, sino como cimiento para la infraestructura urbana (Brady y Weil 1999). En síntesis, los suelos juegan un papel fundamental como soporte de todos los ecosistemas terrestres, determinando su funcionamiento y productividad.

El suelo, como cuerpo natural, presenta un continuo en el paisaje con variaciones determinadas por las condiciones lito-climáticas del sitio, el drenaje, la historia geomorfológica y el uso de la tierra. Lo anterior puede explicarse si a lo largo de una ladera se encuentra un cambio gradual en varias propiedades edáficas, como respuesta a un cambio en la topografía (pendiente, orientación) que además de influir en el microclima condiciona la escorrentía, la erosión y la sedimentación. En esta catena o toposecuencia (Birkeland 1984) los suelos presentan una variación lateral, que afecta propiedades fundamentales como su profundidad, el contenido de materia orgánica, la textura, la pedregosidad y las características químicas, entre otras, que condicionan tanto la aptitud para un determinado uso agropecuario o forestal como la vulnerabilidad de los suelos.

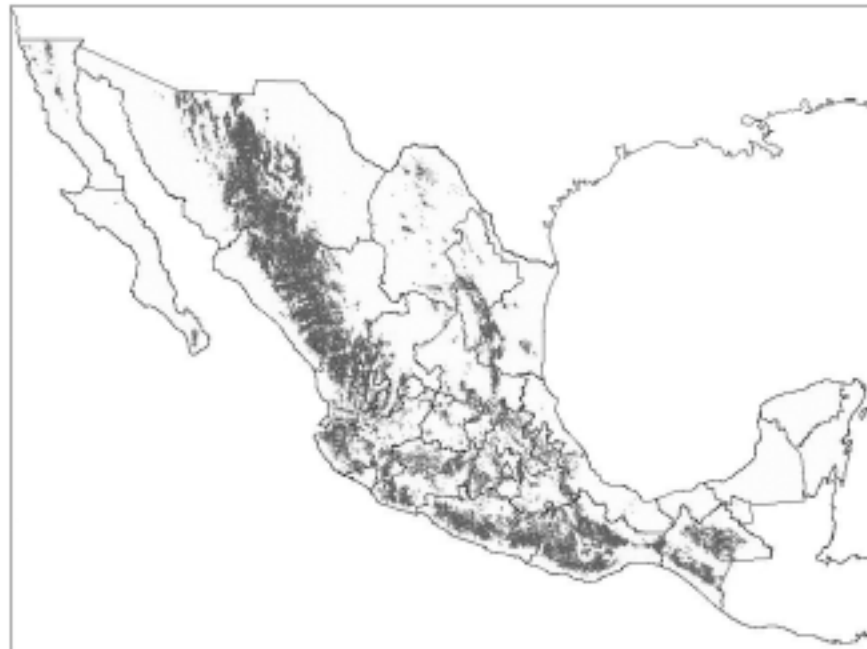
CONDICIONES MORFO-EDÁFICAS DE LOS BOSQUES TEMPLADOS DE MONTAÑA

Los bosques templados de montaña en México abarcan una superficie de 327,510.6 km² (Velázquez *et al.* 2001) y se distribuyen principalmente a lo largo de las cadenas montañosas (figura 1), cubriendo una gran variedad de condiciones morfogénéticas y litológicas. A lo largo de la Sierra Madre Oriental, los bosques de pino-encino se encuentran desde el sur de Tamaulipas hasta el centro de Veracruz; a lo largo de la Sierra Madre Occidental, desde Chihuahua hasta el norte de Michoacán; en el centro del país desde Colima hasta el centro de Veracruz cubriendo parte del Eje Neovolcánico Mexicano; y en la Sierra Madre del Sur, desde Michoacán hasta Oaxaca (Challenger 1998). En Chiapas, especialmente en partes de las sierras de Arriaga, de San Cristó-

bal Las Casas y en la Sierra Madre también existen bosques de *Pinus*spp. (Rzedowski 1978). Esta distribución se explica porque el 95% de este ecosistema se dispone en formas de relieve caracterizadas por lomeríos, colinas y montañas con distinto grado de disección (INE 2003a). Una primera conclusión que se desprende de esta distribución es que los bosques templados cubren parte importante de las cabeceras de las cuencas. Por lo tanto, esta cubierta forestal es decisiva en el funcionamiento de la zona de cada cuenca, como área de recarga de los acuíferos.

Los intervalos de pendiente dominantes donde se asientan los bosques de pino-encino son también variables. Sin embargo, el intervalo de pendiente dominante donde se encuentra el 24.84% del bosque varía entre 10° y 15°, mientras que 10.6% de esta cobertura se encuentra en superficies con pendientes muy suavemente in-

FIGURA 1. DISTRIBUCIÓN DEL BOSQUE TEMPLADO EN MÉXICO



Fuente: Velázquez *et al.* (2001).

clinadas (<3°) y 7.6% en superficies con pendientes fuertes a muy fuertemente inclinadas (20-45°), (figura 2, INE 2003b). Casi todos los bosques templados de montaña crecen en zonas cuya precipitación anual promedio varía entre 600 y 1200 mm distribuida a lo largo de seis a siete meses del año (Rzedowski 1978).

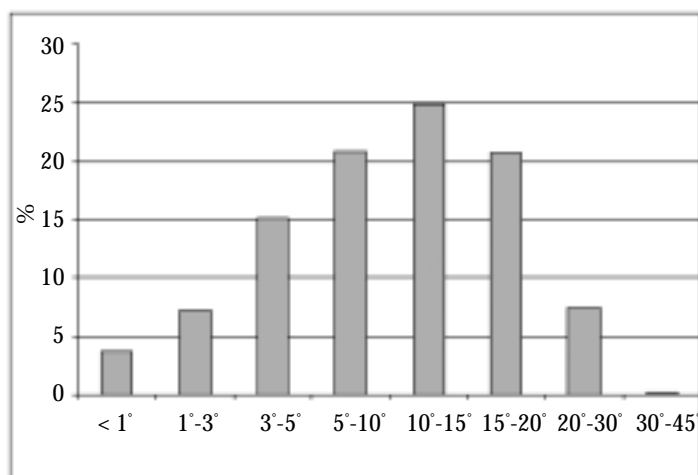
Como respuesta a estas condiciones morfo- genéticas se forma una gran variedad de suelos. Algunos presentan un fuerte desarrollo con lixiviación de arcillas, como son los Acrisoles y Luvisoles; otros muestran un moderado intemperismo, como los Cambisoles. Otro grupo de suelos característicos presentan propiedades que están determinadas por su fracción coloidal (arcilla y materia orgánica, principalmente), como los Andosoles. Sin embargo, los suelos dominantes que sustentan a los bosques templados se caracterizan como superficiales, con un incipiente desarrollo, como son los Litosoles y Regosoles, los cuales mantienen en forma conjunta al 58.6% del bosque templado (figura 3).

Es necesario resaltar que las condiciones morfo-edáficas donde se ubican los bosques tem-

plados en México, hoy en día, no corresponden necesariamente a las condiciones ideales para el sustento de estos ecosistemas, sino que más bien son el resultado de una intensa presión que se ha ejercido desde el establecimiento de poblaciones humanas sedentarias y que ha ido intensificándose en las últimas décadas. Esta presión ha provocado la restricción de los bosques templados hacia zonas agrestes, donde los suelos son poco aptos para la actividad agropecuaria.

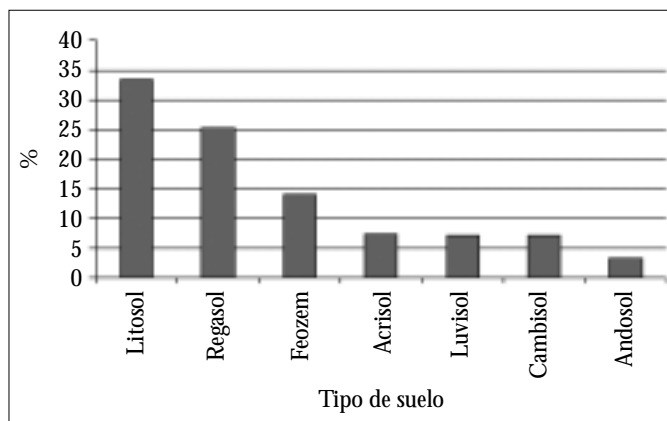
Entonces, al referirse a ecosistemas de bosques templados de montaña se implica no sólo a una diversidad biológica importante, sino también a una gran diversidad de condiciones morfo-edáficas. Así, los bosques templados en México cubren distintas condiciones geológicas, morfométricas (pendiente, tipos de relieve) y edáficas, que involucran desde suelos profundos y desarrollados hasta suelos superficiales e incipientes. Cada una de estas unidades morfo-edáficas presenta un potencial, una función y una vulnerabilidad distinta, que debe ser reconocida en los planes de manejo y de conservación de los bosques templados.

FIGURA 2. DISTRIBUCIÓN DEL BOSQUE TEMPLADO DE MONTAÑA SEGÚN INTERVALOS DE PENDIENTES



Fuente: Velázquez *et al.* (2001) e INE (2003b).

FIGURA 3. DISTRIBUCIÓN DEL BOSQUE TEMPLADO DE MONTAÑA SEGÚN LOS TIPOS DE SUELO



Fuente: www.inegi.gob.mx.

DEGRADACIÓN DE SUELOS: CONCEPTOS, CAUSAS Y MÉTODOS DE ESTUDIO

Uno de los principales factores que influyen en el deterioro de los ecosistemas es la degradación del suelo que se relaciona con los procesos inducidos por el hombre, que disminuyen la capacidad actual y/o futura del suelo para sostener la vida humana (Oldeman 1988). Los fenómenos de degradación merman la calidad de los suelos, entendida ésta como la capacidad de un tipo específico de suelo para funcionar, dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sosteniendo la productividad vegetal y animal, manteniendo o mejorando la calidad del aire y del agua, y sustentando la salud humana (Doran y Parkin 1994).

La degradación de los suelos ocurre como respuesta a múltiples factores ambientales y socioeconómicos. En la figura 4 se presentan algunos de los factores ambientales y socio-económicos más importantes causantes de este fenómeno, aunque es importante acotar que rara vez es un solo factor el que desencadena un problema de degradación. Si bien es cierto que, en ciertos paisajes, los suelos pueden ser más erosionables

o la precipitación más erosiva, en prácticamente todos el factor preponderante recae en las actividades humanas. En general, todo uso de la tierra que modifica el tipo y la densidad de las poblaciones vegetales originales y/o que deja al descubierto al suelo, propicia su degradación.

Entre las principales actividades humanas que inducen la degradación de suelos se encuentran las actividades agropecuarias, incluyendo la deforestación, el manejo inadecuado de los recursos forestales, el sobrepastoreo y los sistemas de producción agrícola.

A nivel mundial, el principal proceso de degradación de suelos está constituido por la erosión hídrica, la cual origina problemas al menos a tres niveles (Pagiola 1999). A nivel de parcela o en el sitio (cuadro 1) donde al afectar las propiedades del suelo, reduciendo la disponibilidad de agua y de nutrientes para las plantas y la profundidad de enraizamiento, mengua su productividad y representa una pérdida en el almacenamiento de nutrientes minerales del ecosistema. Además, el déficit hídrico reduce la productividad de las plantas, la producción de sus semillas y la germinación de las mismas (Jordan 1983).

FIGURA 4. PRINCIPALES CAUSAS AMBIENTALES Y SOCIO-ECONÓMICAS DE LA DEGRADACIÓN DE SUELOS



Fuente: modificado de Lal (1990) por Cotler (2003a).

CUADRO 1. CONSECUENCIAS LOCALES DE LA EROSIÓN HÍDRICA

-
- Pérdida de estructura, ocasiona:
 - disminución de infiltración y retención de agua
 - aumenta la susceptibilidad del suelo a la erosión
 - aumenta el riesgo de compactación del suelo
 - Pérdida selectiva de partículas: partículas finas y materia orgánica
 - Pérdida de nutrientes: disminuye productividad y aumenta costos de producción
 - Disminución de profundidad del suelo: causa pérdida de función de soporte
 - Disminución de la calidad del suelo
 - dificulta el establecimiento de nuevas plantaciones
 - afecta la biodiversidad (interna y externamente)
 - Disminución de la recarga del manto acuífero
-

A nivel regional o fuera del sitio (cuadro 2), la erosión de suelos origina problemas de sedimentación e inundación, alterando la estructura y el funcionamiento de otros ecosistemas terrestres y acuáticos. En el nivel global, este proceso contri-

buye al cambio climático, a la pérdida de biodiversidad y a la modificación del régimen hidrológico de las cuencas nacionales e internacionales (Maass y García-Oliva 1990a, Pagiola 1999, de Graaf 2000).

CUADRO 2. CONSECUENCIAS, FUERA DEL SITIO, DE LA EROSIÓN HÍDRICA

-
- Incrementa sedimentos: sepulta cultivos bajos y suelos en partes bajas, afecta infraestructura (casas, pistas, carreteras), azolva presas, lagos, estuarios y canales de riego
 - Altera la red de drenaje hidrológica (dificultad en navegación)
 - Disminuye la vida de las represas
 - Disminuye la capacidad de generación hidroeléctrica
 - Incrementa el costo de purificación del agua
 - Aumenta la turbidez del agua y eutrofización
 - reduce la fotosíntesis y la sobrevivencia de la vegetación acuática
 - degrada el hábitat de peces y altera la cadena alimenticia
 - Aumenta el riesgo de inundaciones
 - Acarrea material sólido de diferentes fuentes (basureros, jales, aguas negras) que constituyen fuentes de infección
 - Genera contaminación por metales pesados y componentes orgánicos (provenientes de pesticidas)
 - Aumenta emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂)
 - Provoca contaminación de aguas marinas
-

Durante las últimas décadas, los estudios de degradación de suelos en México se han centrado en la evaluación de la erosión hídrica. Sin embargo, el conocimiento del estado actual de este fenómeno es aún incipiente. La literatura sobre el tema sigue siendo escasa, dispersa, de difícil acceso y, en ocasiones, confusa y contradictoria, lo que refleja la poca importancia que se le ha dado al problema (Maass y García-Oliva 1990b).

Aun así, es notable que utilizando distintas metodologías, escalas de trabajo y variación temporal, varios autores informan que más del 60% del territorio mexicano sufre algún tipo de erosión hídrica (Maass y García-Oliva 1990b).

El bosque templado de montaña no es ajeno a esta situación. Como se muestra en la figura 5, el 70% de los bosques de pino-encino presentan signos de erosión hídrica superficial. Este resultado sugiere que, como parte de las prácticas de manejo, se está realizando un raleo intenso del bosque, el cual está dejando al suelo sin protección ante los efectos del agua de lluvia.

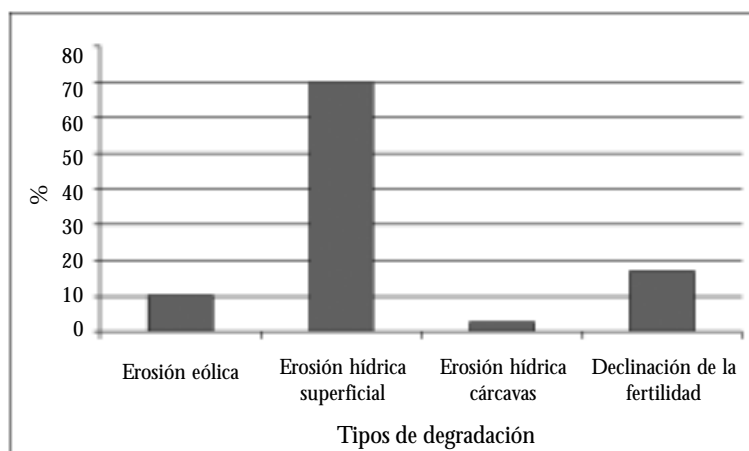
El efecto agresivo de la lluvia inicia cuando la vegetación es removida. Esto deja al suelo desnudo

y expuesto a la acción de la energía cinética de las gotas de lluvia (Morgan 1986). Luego, en función de las características del suelo, textura, estructura y contenido de materia orgánica principalmente, y del relieve, se presentan alteraciones en la capacidad de infiltración del suelo, propiciando el escurrimiento superficial que causa la erosión hídrica.

Los procesos de erosión eólica afectan principalmente a los suelos de bosques templados situados en la porción noreste del país, caracterizada por un clima árido a semi-árido, con valores extremos en el estado de Chihuahua. A su vez, la presencia de cárcavas es común en aquellas áreas que son utilizadas para el pastoreo extensivo.

El acelerado crecimiento poblacional, aunado a las también crecientes expectativas de desarrollo, constituye una enorme presión de uso sobre los recursos naturales. Esto no sólo se traduce en una intensificación de cultivos en zonas agrícolas, sino que además estimula el sobrepastoreo, la extracción de leña y favorece la deforestación como mecanismo de expansión de la frontera agrícola, muchas veces hacia zonas marginales y con bajo potencial para esos fines.

FIGURA 5. PRINCIPALES TIPOS DE DEGRADACIÓN DE SUELOS EN BOSQUES TEMPLADOS DE MONTAÑA



Fuente: SEMARNAT-Colegio de Posgraduados (2002).

Uno de los aspectos menos mencionados en la literatura especializada y que, sin embargo, juega un papel preponderante en los problemas de degradación de suelos, se relaciona con el impacto de las políticas públicas. Tradicionalmente, en los países de América Latina, la instauración y ejecución de las políticas públicas están regidas por el beneficio económico y político que éstas pueden proporcionar. Rara vez se evalúa el efecto que estas políticas definitivamente ocasionan sobre la estabilidad del medio ambiente y el capital natural. Aunado a ello se deben considerar los cambios e incoherencias jurídicas, los tratados de comercio (como el TLC), los subsidios a determinados cultivos y prácticas, los créditos rurales ineficientes, la discontinuidad sexenal en las políticas públicas y el divorcio casi concomitante entre los programas y las acciones ejecutados por las distintas instituciones del Estado (Cotler 2003a). Asimismo, la prevalencia de modelos de desarrollo económico insostenibles, impuestos desde hace al menos dos décadas por asociaciones de países poderosos a países con menos poder, han tenido una influencia negativa en la riqueza y en la estabilidad de los ecosistemas natu-

rales (Ó. Sánchez, com. pers. 2003). Así, muchos de los programas establecidos en México, como son la ganaderización, la hegemonía de monocultivos con alto consumo de agroquímicos y la intensa deforestación han originado y acentuado muchos de los problemas de degradación de suelos. Un factor igualmente trascendente es la poca importancia que los diferentes niveles de gobierno, en México, le dan a la degradación del suelo. Como consecuencia de ello resulta, frecuentemente, la dispersión de pequeños programas gubernamentales dedicados al control de la erosión de suelos, distribuidos fundamentalmente entre tres secretarías (SEMARNAT, SEDESOL y SAGARPA) con poco vínculo entre ellas.

EL MANEJO DEL SUELO EN ECOSISTEMAS DE BOSQUES TEMPLADOS DE MONTAÑA

El objetivo de realizar un manejo adecuado de suelos en áreas forestales o agrícolas es el de mantener su fertilidad y estructura, para permitir el buen funcionamiento del ecosistema en su conjunto. Para este fin se recomienda el uso de indicadores edáficos, los cuales facilitan la eva-

luación integral del recurso suelo, en términos de su funcionamiento, aptitud y vulnerabilidad. Además estos indicadores, relativamente sensibles a los cambios del uso de la tierra y a cambios climáticos, permiten el seguimiento de la calidad del suelo en el tiempo, a fin de identificar tendencias adversas.

Los indicadores de la calidad del suelo constituyen un insumo básico para el conocimiento de la calidad de la tierra (entendida como unidad de paisaje y de manejo). La calidad se entiende como la "condición o salud de la tierra relativa a los requisitos humanos, incluyendo la producción agrícola, forestal, la conservación y el manejo ambiental y, específicamente su capacidad para un uso sustentable" (Pieri *et al.* 1995), por lo que el mantenimiento del potencial productivo de la tierra y la prevención de su degradación, constituyen elementos fundamentales de uso sustentable.

Dada la importancia de los procesos de erosión hídrica como elementos de disturbio en los ecosistemas, se hace necesario que algunos de los indicadores evalúen el estado y las tendencias de este fenómeno. Los métodos de evaluación de la erosión hídrica pueden realizarse a varias escalas, mediante la utilización de herramientas adaptadas a cada nivel de resolución. Así, a nivel local, el énfasis puede darse al reconocimiento de rasgos que expresen el arrastre de materiales superficiales (como arroyamiento, pedestales, terracetas, etc.). A un nivel regional, la interpretación de fotografías aéreas nos permite detectar diferentes grados de intensidad de la erosión, los cuales, al relacionarse con los principales factores que la influyen (relieve, tipo de suelo, erosividad del entorno, cobertura vegetal y prácticas de conservación) posibilita la elaboración de modelos predictivos de erosión hídrica.

Como parte del manejo de suelos, las prácticas de conservación en las áreas boscosas ha sido una constante en diversos programas que se han realizado en las últimas décadas. Estos programas se han caracterizado por considerar principalmente prácticas de modificación física (gaviones, presas) y biológicas (reforestaciones)

en sitios puntuales. Sin embargo, se considera que estos programas carecen de una visión integral que incluya la recuperación ecológica del ecosistema, buscando restablecer las condiciones estructurales y funcionales más aptas, en términos de las funciones del suelo, para que éste sea capaz de sostener y proveer de nutrientes, soporte, oxígeno y agua a la vegetación. Por otro lado, estos programas no se encuentran insertos en un contexto espacial congruente, como es el ámbito de una cuenca hidrográfica. Algunas de las principales ventajas de trabajar en cuencas, como unidades geográficas, consisten en el reconocimiento de las relaciones intrínsecas que existen entre los diferentes elementos que conforman el ecosistema y entre diversos ecosistemas vecinos, por ejemplo entre la parte alta y la parte baja de una cuenca. En este sentido, los bosques templados, ubicados generalmente en zonas de cabecera de cuenca, cubren una importante función reguladora, ya que influyen en la cantidad, la calidad y la temporalidad del flujo del agua, protegen a los suelos de ser erosionados y de la consecuente sedimentación, previenen la degradación de los ríos y la afectación, en general, de los diversos ecosistemas a lo largo de la cuenca. En ese sentido, se considera que la cuenca hidrográfica provee un marco conceptual conveniente para realizar el manejo de ecosistemas (Montgomery *et al.* 1995).

Finalmente, la necesidad de un manejo adecuado de los ecosistemas de bosque templado se acentúa si consideramos que, del total de la superficie de bosques templados, sólo el 5.23% se encuentra bajo protección en alguna categoría de área natural protegida (información obtenida a partir del cruce de las bases de datos de CONABIO y de Velázquez *et al.* 2001). Los estados donde estos ecosistemas se encuentran más protegidos, oficialmente, son el Distrito Federal, Chiapas, Querétaro, Hidalgo y Michoacán.

BIBLIOGRAFÍA

Birkeland, W. P. 1984. *Soils and Geomorphology*. Oxford University Press, 372p.

- Brady, N. C. y R. R. Weil 1999. *The nature and properties of soils*. Prentice Hall, 345p.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. CONABIO, Instituto de Biología –UNAM, Agrupación Sierra madre S. C., 847p.
- Cotler, H. 2003a. Degradación de suelos en México: situación actual y perspectivas. *Revista de la Academia Mexicana de Ciencias* (en prensa).
- Cotler, H. 2003b. El uso de la información edáfica en los estudios ambientales. *Gaceta Ecológica* 68. Instituto Nacional de Ecología (www.ine.gob.mx).
- De Graaf, J. 2000. *Downstream effects of land degradation and soil and water conservation*. Background paper 5, FAO.
- Doran, J. W. y T. B. Parkin 1994. Defining and assessing soil quality. Pp. 3-21 en: Doran, J. W., D. C. Coleman, D. C. Bezdicek y B. A. Stewart (eds.). *Defining and assessing soil quality for sustainable environment*. Soil Science Society of America. Special Publication 35. Madison, Wisconsin.
- Instituto Nacional de Ecología (INE) 2003a. *Mapa de disección vertical a nivel nacional. Escala 1:250,000*. (www.ine.gob.mx)
- 2003b. *Mapa de pendientes a nivel nacional. Escala 1:250,000*. (www.ine.gob.mx).
- Jordan, W. R. 1983. "Whole plant response to water deficits: an overview". Pp. 289-317 en: H. M. Taylor, W. R. Jordan y T. R. Sinclair (eds.) *Limitation to efficient water use in crop production*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America and Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Kern, J. S. y M. G. Johnson 1993. Conservation tillage impacts on national and atmospheric carbon levels. *Soil Science Society of America Journal* 57: 200-210.
- Lal, R. 1999. Global carbon pools and fluxes and the impact of agricultural intensification and judicious land use, 45-55 En: *World Soils Resources Report, Prevention of land degradation, enhancement of carbon sequestration and conservation of biodiversity through land use change and sustainable land management with a focus on Latin America and the Caribbean*. Proceedings of an IFAD/FAO Expert Consultation, FAO, 113 p.
- Maass J. M. y F. García-Oliva 1990a. La conservación de suelos en zonas tropicales: el caso de México. *Ciencia y Desarrollo* vol. XV (90): 21-36pp.
- Maass, M. M., F. García-Oliva 1990b. La investigación sobre la erosión de suelos en México. Un análisis de la literatura existente. *Ciencia* 41:209-228.
- Montgomery, D. R., G. E. Grant y K. Sullivan 1995. Watershed analysis as a framework for implementing ecosystem management. *Water Resources Bulletin* 3: 369-386.
- Morgan R. P. C. 1986. *Soil Erosion and Conservation*. Longman Scientific & Technical, 298p.
- Oldeman, L. R. 1988. *Guidelines for general assessment of the status of human-induced soil degradation*. Working paper 88/4. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), Wageningen, 151p.
- Pagiola S. 1999. *The global environmental benefits of land degradation control on agricultural land*. World Bank Environment Paper nº 16, Washington D. C.
- Pieri, C. J., A. Dumanski, A. Hamblin y A. Young 1995. *Land Quality Indicators*. World Bank Discussion Paper 315, 80p.
- PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente) 2000. *Annual Review*, Nairobi, Kenia.
- Rzedowski, J. 1978. *La vegetación de México*. Limusa, México.
- SEMARNAT-Colegio de Posgraduados 2002. *Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana, escala 1:250,000*. Memoria Nacional, SEMARNAT-Colegio de Posgraduados, 58 pp.
- Sombroek, W. G., F. O. Nachtergaele y A. Hebel 1993. Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils. *Ambio* (12)7: 417-426.
- Velázquez A., J.F. Mas, J.L. Palacio 2001. *Análisis del cambio de uso del suelo* Instituto Nacional de Ecología- Instituto de Geografía, UNAM (Informe Técnico) (www.ine.gob.mx).

EVALUACIÓN INDIRECTA DEL DISTURBIO MEDIANTE LA COMBINACIÓN DE ESTRATEGIAS DE MODELADO: UN EJEMPLO CON LA CUENCA DE VALLE DE BRAVO, ESTADO DE MÉXICO

Ernesto Vega¹ y Roberto Márquez-Huitzi²

¹. Departamento de Ecología de Comunidades ². Departamento de Restauración Ecológica.
Instituto Nacional de Ecología. Periférico Sur 5000, 2º Piso. México 04530, D. F., México.
Correo-e: *evega@ine.gob.mx*

INTRODUCCIÓN

La transformación acelerada de las superficies forestales en áreas de uso agropecuario o urbano, ha sido uno de los procesos más comunes en varias regiones del país durante los últimos 30 años (Landa *et al.* 1997). La disminución de la cubierta boscosa (asociada frecuentemente con la sobreexplotación) puede ocasionar diversas alteraciones en una región, tales como la disminución del volumen de manantiales, el incremento de las tasas de erosión, el aumento de la tasa de azolve de presas y lagos, el aumento de las inundaciones causadas por ríos y el cambio de las condiciones climáticas locales (Hewlett 1986). El desarrollo de modelos que reflejen adecuadamente los cambios de uso de suelo es importante para la comprensión de este complejo proceso, en el que intervienen factores ambientales, ecológicos y socioeconómicos.

La presa de Valle de Bravo se construyó en la década de los años cuarenta del siglo XX, para satisfacer la demanda de energía eléctrica de la región. La presa provee agua para el funcionamiento de la planta hidroeléctrica «El Durazno», alimenta al sistema hidroeléctrico Cutzamala y satisface la demanda doméstica de las poblaciones de Valle de Bravo y Avándaro. El ingreso de agua a la presa proviene de la lluvia que cae directamente en ella y en su cuenca de captación, en particular la que aportan los ríos Amanalco y Avándaro.

La vida útil de una presa depende, en parte, de la conservación de la cubierta forestal de la cuenca

de captación. Debido a que la pérdida de bosques en la cuenca a que corresponde puede alterar el balance hidráulico de la presa, es pertinente cuantificar las tasas de cambio de uso de suelo y estimar sus efectos en el largo y corto plazo. De esta manera se pueden complementar los estudios específicos de balance hidráulico.

OBJETIVOS

En este ejercicio se estudió el cambio de uso de suelo en la cuenca de la presa de Valle de Bravo, mediante la combinación de dos herramientas de análisis: los sistemas de información geográfica (SIG) y los modelos matriciales de probabilidad. Los resultados permitieron establecer la relación potencial entre el balance hídrico de la presa y el cambio de uso de suelo.

MÉTODOS

DELIMITACIÓN DE LA CUENCA DE LA PRESA

El uso de los sistemas de información geográfica (SIG) y de la percepción remota ha sido muy útil en la caracterización de los procesos de cambio de uso de suelo (Beeby 1995). Entre otras capacidades, estos sistemas permiten delinear la estructura y los patrones espaciales de la vegetación, facilitando además la delimitación de unidades de estudio en escalas regionales (Edwards *et al.* 2003). Otra gran ventaja de los SIG es que pueden usarse de modo complementario con otro tipo de mode-

los, por lo que el cambio de uso de suelo se analiza considerando varios enfoques simultáneamente, enriqueciéndose así la comprensión del sistema estudiado.

En este trabajo se utilizó la delimitación de la cuenca del Ordenamiento Ecológico de la Cuenca de Valle de Bravo-Amanalco, realizado por el Instituto de Geografía de la UNAM y por la Facultad de Geografía de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM 2003). Como ejercicio de comprobación, la cuenca se delimitó de modo independiente con un algoritmo desarrollado para el caso (anexo I). La semejanza entre las dos cuencas fue del 90%.

CAMBIO DE USO DEL SUELO

El análisis de cambio de uso del suelo se realizó comparando la vegetación en dos tiempos (1980 y 2000), con mapas a escala 1:50 000, también provenientes del estudio de ordenamiento ecológico antes mencionado (figura 1).

La información de la vegetación utilizada en este trabajo se presentó en formato digital nativo del programa Arc View (Shapefile). Primeramente se realizó una intersección entre las cartas mencionadas, seguida de la re-etiquetación de los polígonos formados combinando el nombre original de la vegetación o uso del suelo presente en 1980 y el nombre de la vegetación o uso del suelo en el año 2000, de manera que se denotara el cambio experimentado, por ejemplo: bosque de pino a agricultura. En cada uno de los tiempos (1980 y 2000), al igual que en la intersección de los diferentes cambios de uso del suelo o de un tipo de vegetación a otro, se calculó el área total ocupada dentro de la cuenca. Finalmente se agregó una etiqueta final con la que se representaron los cambios mencionados, o bien la falta de los mismos.

CONSTRUCCIÓN DEL MODELO MATRICIAL DE PROBABILIDAD

La representación de procesos naturales de sucesión vegetal y de cambio de uso de suelo con modelos matriciales de probabilidad (cadenas de

Markov) ha dado resultados interesantes (Horn 1975, Tanner *et al.* 1997, López *et al.* 2001). Estos modelos, discretos (porque trabajan en unidades discretas de tiempo), combinan dos propiedades que frecuentemente aparecen en sistemas dinámicos como los paisajes. Primero, permiten representar procesos que pueden adquirir, en una unidad de tiempo, un sólo estado dentro de un conjunto posible de ellos. Por ejemplo, una unidad espacial puede ser sucesivamente bosque primario, campo de cultivo y zona urbana; otra unidad de terreno puede permanecer siempre como campo de cultivo. Lo importante es que los estados posibles del sistema sean discretos, es decir, que no estén a medio camino entre campo de cultivo y zona urbana (este es un aspecto muy importante, que debe considerarse en todo análisis). En segundo lugar, las transformaciones entre etapas son de tipo probabilístico: es decir, una unidad de terreno se transformará en otra con una probabilidad mayor a cero y menor a uno. Además, la transición de una etapa en un tiempo (t) a otra en el tiempo siguiente depende exclusivamente de la etapa en (t) y no de los tiempos anteriores. Estos modelos permiten sintetizar, de modo relativamente simple, fenómenos con muchas transiciones entre componentes. El cálculo de las probabilidades de transición puede realizarse fácilmente y, por otra parte, no es necesaria mucha capacidad de cómputo para implementar las simulaciones con estos modelos (anexo II). Las principales limitaciones de estos modelos residen, evidentemente, en sus supuestos, que restringen el tipo de fenómenos que son susceptibles de representación mediante esta técnica.

VALIDACIÓN DEL MODELO MATRICIAL DE PROBABILIDAD

Los procesos de cambio de uso de suelo no tienen porqué ser constantes en el tiempo o en el espacio. La variación de las tasas de cambio de uso de suelo puede deberse a factores ambientales o de origen humano. Una pregunta relevante en los estudios de cambio de uso de suelo es determinar el efecto de la variación de las tasas de

cambio, entre los distintos tipos de uso y las proporciones de cada tipo de uso de suelo.

El llamado “vector estable” de los modelos markovianos representa, idealmente, las proporciones que debería tener cada tipo de uso de suelo si las tasas de cambio permanecieran siempre constantes (anexo II). Sin embargo, debido a sus supuestos, los modelos markovianos no son buenos para hacer predicciones cuantitativas, por lo que la relevancia del vector estable no radica en la exactitud con la que este reproduce las proporciones observadas. Sin embargo, dicho vector permite estudiar la relación entre el efecto de las variaciones de las transiciones entre etapas, sobre las proporciones finales de cada estado del sistema. Un valor de transición pequeño puede representar tanto a un proceso que tiene tasas de ocurrencia muy bajas como errores en la medición de las probabilidades de transición. En consecuencia, es importante detectar cuál es la transición que tiene más influencia sobre la dinámica de todo el sistema para, por ejemplo, estimar la importancia que pueden tener los errores de medición en esa transición.

La validación de las propiedades de un modelo markoviano difícilmente se puede hacer usando métodos paramétricos (basados en la distribución estadísticamente normal de valores) ya que, por ejemplo, no se conoce la forma de la curva de distribución de las probabilidades de transición o de las proporciones del vector estable. En este tipo de situaciones deben emplearse técnicas que no se fundamentan en los supuestos de normalidad estadística, tales como los análisis de remuestros intensivos (Dixon 1993). Estas herramientas permiten calcular medias y desviaciones estándar de los descriptores de interés mediante el remuestreo repetido (con reemplazo o sin él) de los datos originales. Al construir histogramas de frecuencias de los descriptores es posible estimar, de modo empírico, la forma de la distribución que los rige.

El cálculo del efecto de la variación de las probabilidades de transición en las proporciones finales del sistema se realizó mediante la comparación del vector estable de proporciones de la matriz sin modificar, con el vector estable obtenido al modificar repetidas ocasiones (con métodos de

bootstrapping) las probabilidades de transición (anexo III).

ANÁLISIS DE CORTO PLAZO

Los análisis matriciales normalmente exploran las consecuencias en el largo plazo de las tendencias de cambio de uso de suelo, observadas en uno o dos lapsos. Si bien estos son ejercicios valiosos, no dan oportunidad de averiguar lo que pasa en el corto plazo. El estudio de las tendencias inmediatas del cambio de uso de suelo puede ser de gran ayuda para el diseño de estrategias de manejo de recursos naturales.

Los análisis de corto plazo se basan en el estudio del comportamiento inmediato de los vectores y emplean los mismos métodos de remuestreo intensivo antes descritos. En lugar de obtener el vector estable de proporciones de la matriz modificada, se calcula el vector a la tercera iteración (anexo II y III).

Debido a que el cambio de uso de suelo se evaluó en un período de 20 años, tres iteraciones equivaldrían a 60 años, lapso que es grande para un ser humano, pero que en términos de la dinámica del paisaje es muy breve.

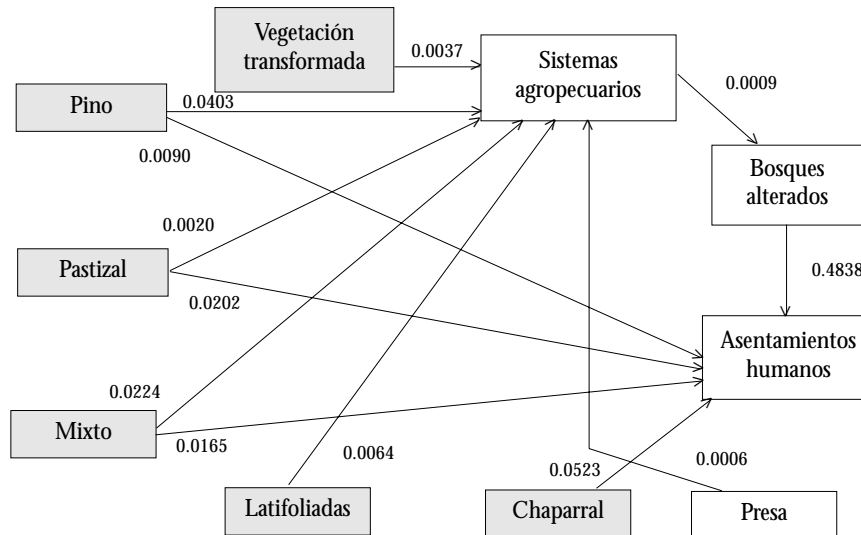
RESULTADOS

MATRIZ DE TRANSICIÓN

El área de la cuenca Valle de Bravo-Amanalco es de 600 km² aproximadamente, con 10 tipos generales de uso de suelo. Los tipos de uso de suelo de la subcuenca se pueden agrupar en dos conjuntos: los bosques de diversos tipos y las zonas que han sufrido influencia humana.

La comparación de las coberturas en los dos tiempos (1980 y 2000), revela que porciones de prácticamente todos los tipos de bosques se han transformado en áreas agropecuarias (figura 2). Sin embargo, las transiciones más grandes corresponden a las de permanencia de los tipos de vegetación; en consecuencia, puede señalarse que el área estudiada ha cambiado poco en los últimos 20 años (cuadro 1).

FIGURA 2. MODELO SUCESIONAL DE LA CUENCA DE VALLE DE BRAVO



CUADRO 1. MODELO MARKOVIANO DE CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA CUENCA DE VALLE DE BRAVO

	AGRI	BALT	CHAP	LAT	MIXTO	PAST	PINO	PRESA	TRANS	URBA
Agri	0.9904	0	0	0.0064	0.0224	0.0202	0.0403	0.0006	0.0037	0
Balt	0	0.5161	0	0	0	0	0	0	0	0
Chap	0	0	0.9477	0	0	0	0	0	0	0
Lat	0	0	0	0.9936	0	0	0	0	0	0
Mixto	0	0	0	0	0.9610	0	0	0	0	0
Past	0	0	0	0	0	0.9780	0	0	0	0
Pino	0	0	0	0	0	0	0.9507	0	0	0
Presa	0	0	0	0	0	0	0	0.9994	0	0
Trans	0	0	0	0	0	0	0	0	0.9963	0
Urba	0.0096	0.4839	0.0523	0	0.0165	0.0018	0.0091	0	0	1.0000

Cada valor indica una transición de 20 años (de 1980 a 2000). Agri: agricultura; Balt: bosque alterado (con pastizal); Chap: chaparral; Lat: bosque de latifoliadas; Mixto: bosque de pino-encino y encino-pino; Past: pastizal; Pino: bosque de pino; Presa: superficie de la presa; Trans: vegetación transformada (con matorral); Urba: zona urbana.

PROPORCIONES FINALES EN EL CORTO Y LARGO PLAZO

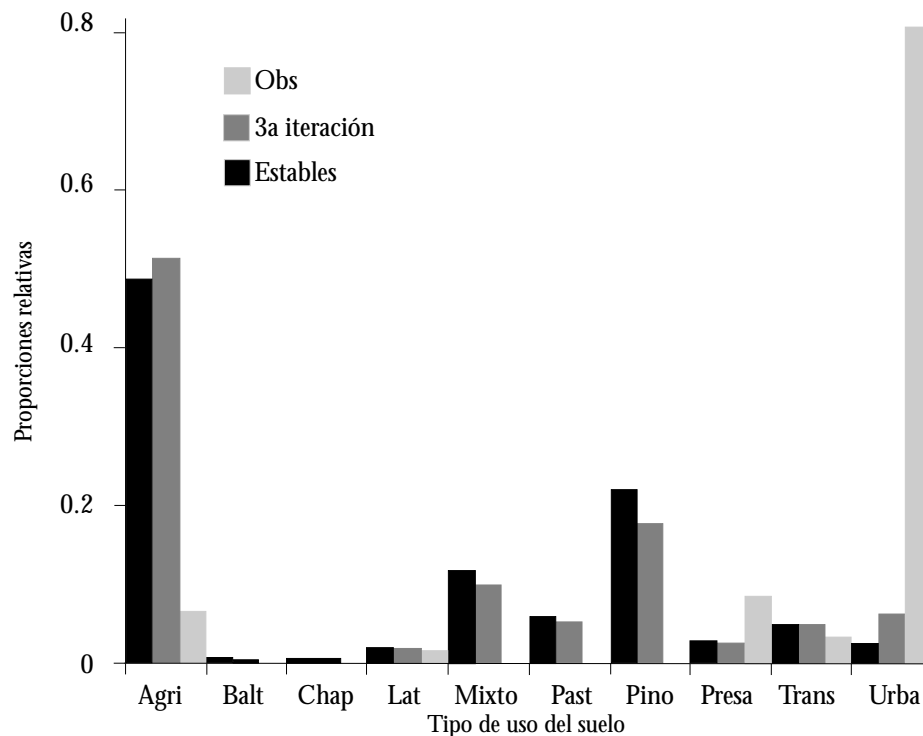
Las proporciones observadas son muy diferentes del vector estable calculado, lo que sugiere que las transiciones (a_{ij} en adelante) no representan a un sistema en condición estática, a pesar de haber cambiado tan poco. La cobertura de 80% de la superficie urbana es una consecuencia de que $a_{(10,10)}$, la permanencia de la mancha urbana, tenga valor de uno. Una transición con valor de uno se conoce como estado absorbente, porque en el largo plazo todo el sistema se volverá así. En consecuencia no es muy útil para interpretar la dinámica de crecimiento de la mancha urbana.

Las proporciones relativas en la tercera iteración también son diferentes de las condiciones actuales, siendo muy notorio el incremento de la superficie urbana y los descensos de las coberturas de bosque (figura 3).

ANÁLISIS DE REMUESTRO INTENSIVO PARA EL LARGO Y CORTO PLAZO

En el largo plazo, la variación de la permanencia de la superficie urbana ($a_{10,10}$) es la que más afecta al vector de proporciones estables (figura 4a). En segundo término, con un efecto mucho menor, están las variaciones en la permanencia de las superficies de pino y de la presa ($a_{7,7}$ y $a_{8,8}$ respectivamente). En cambio, la dinámica en el

FIGURA 3. PROPORCIONES RELATIVAS OBSERVADAS DE LOS DIFERENTES TIPOS DE USO DE SUELO Y ESTIMADAS DEL MODELO SUCESIONAL DE VALLE DE BRAVO



Obs: proporciones observadas en el año 2000; 3a iteración: proporciones relativas obtenidas en la tercer iteración del modelo; estables: proporciones relativas

FIGURA 4A. EFECTO DE LA VARIACIÓN DE 5% DE LA TRANSICIÓN (A_{rj}) SOBRE EL VECTOR DE PROPORCIONES FINALES DEL MODELO DE CAMBIO DE USO DE SUELO EN VALLE DE BRAVO

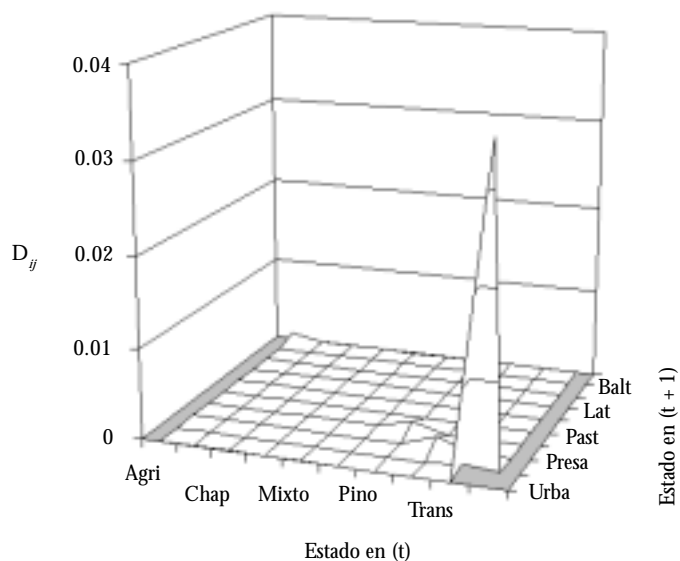
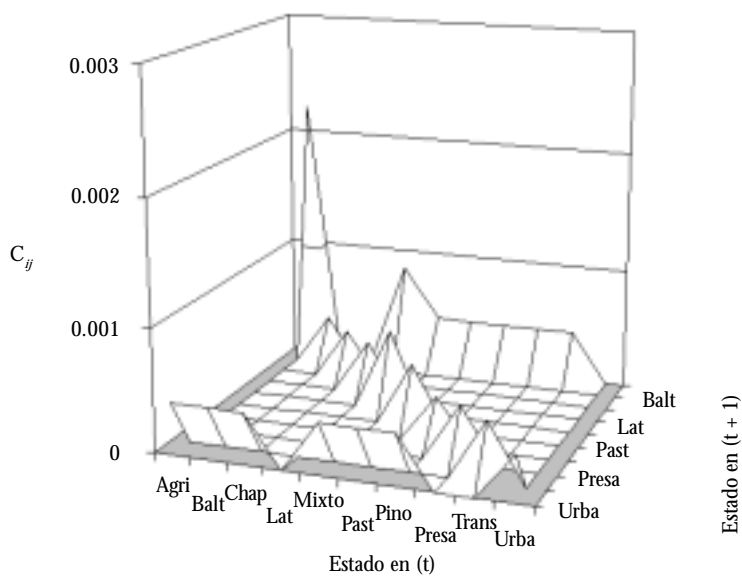


FIGURA 4B. EFECTO DE LA VARIACIÓN DE 5% DE LA TRANSICIÓN (A_{rj}) SOBRE EL VECTOR DE PROPORCIONES EN LA TERCERA ITERACIÓN DEL MODELO DE CAMBIO DE USO DE SUELO EN VALLE DE BRAVO



Agri: agricultura; Balt: bosque alterado (con pastizal); Chap: chaparral; Lat: latifoliadas; Mixto: bosque de pino-encino; Past: pastizal; Pino: bosque de pino; Presa: superficie de la presa; Trans: vegetación de transición (con matorral); Urba: zona urbana.

corto plazo (figura 4b) está condicionada primeramente por la variación en la permanencia de la superficie agrícola ($a_{1,1}$), seguida de la transformación de bosques de latifoliadas a superficie agrícola ($a_{1,4}$) y de la permanencia del bosque mixto ($a_{5,5}$).

DISCUSIÓN

La cobertura de los bosques de la cuenca de la presa de Valle de Bravo ha cambiado poco durante el periodo estudiado. La estabilidad de los usos de suelo de la cuenca puede deberse a varios factores que actúan de modo simultáneo, como el empleo de estrategias de explotación forestal poco destructivas, tasas bajas de crecimiento poblacional, o poco incremento de las superficies agrícolas. Estos resultados sugieren que el balance hídrico de la presa no ha sido afectado fuertemente por los cambios de uso de suelo, al menos en los últimos 20 años.

Sin embargo, las proyecciones hechas para un lapso de 60 años muestran incrementos de las superficies urbana y agrícola, al tiempo que disminuyen las áreas forestales. La permanencia de la superficie agrícola parece ser la que más afecta a las proporciones de cada cobertura. De ser correcto lo anterior, es de esperarse que la dinámica hídrica de la cuenca empiece a ser afectada por los cambios de uso de suelo para ese intervalo de tiempo.

La dificultad para representar adecuadamente los patrones de cambio de uso de suelo se debe en parte a que las tasas de cambio no son constantes, ni en el tiempo ni en el espacio. El incremento de las necesidades de productos maderables, los flujos migratorios, o la implementación de nuevas políticas y estrategias de conservación de recursos naturales, son todos factores capaces de modificar las tasas de cambio entre los distintos usos de suelo, por lo cual deberían ser objetos de seguimiento, a fin de conocer oportunamente sus principales tendencias. Conjuntamente, se debe reconocer que las a_{ij} pueden variar en función del vecindario particular que tenga cada manchón de vegetación natural. Por ejemplo, la probabilidad de que un manchón de bosque se

convierta en un terreno agrícola dependerá, en buena medida, de que tenga cerca una carretera, un poblado, o más terrenos de cultivo. Si bien los supuestos básicos de los modelos markovianos limitan sus aplicaciones, es posible construir modelos con supuestos más específicos que permitan representar, por ejemplo, la variación temporal de las a_{ij} (Logofet y Lesnaya 2000). Sin embargo, las estrategias para representar dinámicas tan complejas como el cambio de uso de suelo, quizá debieran basarse en el uso de herramientas de análisis que sean complementarias y especializadas en algunos aspectos del problema, más que en el diseño de modelos específicos.

BIBLIOGRAFÍA

- Beeby, A. 1995. *Applying Ecology*. Chapman & Hall. Londres, Reino Unido.
- Caswell, H. 2001. *Matrix Population Models. Construction, Analysis and Interpretation*. Sinauer, 722 pp.
- Dixon, P. M. 1993. The bootstrap and the jackknife: describing the precision of ecological indices. Pp: 290-318. En: *Design and Analysis of Ecological Experiments*. S.M. Scheiner and J. Gurevitch (eds.). Chapman and Hall.
- Edwards, T. C. Jr., G. C. Moisen, T. S. Frescino y J. J. Lawer 2003. Modelling Multiple Ecological Scales to Link Landscape Theory to Wildlife conservation. Pp: 153-172. En: *Landscape Ecology and Resource Management. Linking Theory with Practice*. J. A. Bissonette and I. Storch (eds.). Island Press, Washington, E. U. A.
- ESRI 1996. *Working with Spatial Analyst*. Environmental Systems Research Institute. California, EE.UU.
- ESRI 2000. *Spatial Analyst Ver. 1.0*. Environmental Systems Research Institute, Inc. California. E.U.A.
- Hewlett, J. 1982. *Principles of Forest Hydrology*. The University of Georgia Press, E. U. A.
- Horn, H. S. 1975. Markovian properties of forest successions. In: *Ecology and Evolution of Communities* Cody, M. L. Y.J. M. Diamond (eds.) Belknap Press, Cambridge, Mass.

- Landa, R., J. Meave y J. Carabias 1997. Environmental deterioration in rural México: an examination of the concept. *Ecological Applications* 7(1): 316-329.
- Logofet, D. O. y E. V. Lesnaya 2000. The mathematics of markov models: what markov chains can really predict in forest successions. *Ecological Modelling*, 126: 285-298.
- López, E., G. Bocco, M. Mendoza y E. Duhau 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe: a case in Morelia city, México. *Landscape and Urban Planning*, 55:271-285.
- Tanner, J.E., T.P. Hughes y J. Connell 1997. Species coexistence, keystone species, and succession: a sensitivity analysis. *Ecology* 75(8): 2204-2219.
- UAEM 2003. *Ordenamiento ecológico de la cuenca de Valle de Bravo-Amanalco*. Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de México-INE, SEMARNAT.

ANEXO I

PROTOCOLO SEGUIDO PARA LA DELIMITACIÓN DE LA CUENCA

Como un ejercicio previo para este trabajo, la subcuenca que alimenta la presa fue delimitada con el programa Spatial Analyst (ESRI 2000). Inicialmente se delimitó un área circundante a la presa de Valle de Bravo, con coordenadas extremas 99°39'48" W y 100° 0' 7" W, y entre 18° 59' 19" N y los 19° 29' 42" N. En la delimitación de la cuenca se utilizaron como material de análisis cuatro cartas topográficas de curvas de nivel a cada 20 m. Las cartas en formato digital de escala 1:50,000 usadas fueron E14A36, E14A37, E14A46 y E14A47. El modelo digital de elevación se construyó con las curvas de nivel.

Las superficies de elevación se construyeron usando las coberturas de la carta topográfica. Estas superficies también sirvieron como base para identificar la dirección de los flujos de agua en la zona. A partir de la dirección de los flujos se detectaron los hundimientos (*sinks*) en la superficie de escurrimiento que interrumpen los flujos de agua en la cuenca e impiden para crear el modelo de la cuenca delimitarla. El paso siguiente fue "rellenar" los hundimientos con las herramientas que provee el programa.

Una vez "llenados" los sitios de acumulación de agua se determinaron los escurrimientos y los puntos de acumulación en el área. Los flujos de acumulación se delimitan con conjuntos de celdas que tienen la misma orientación y pendiente, por lo que el escurrimiento o flujo de agua ocurre en la misma dirección. Se seleccionaron los flujos de acumulación que tuvieran un tamaño igual o mayor a 140 celdas.

ANEXO II

CONSTRUCCIÓN DEL MODELO MATRICIAL

Los modelos matriciales probababilísticos (o markovianos) se usan para representar sistemas dinámicos que se pueden categorizar en un conjunto finito de estados posibles, en los que el paso de un estado a otro está condicionado por la probabilidad de ocurrencia de cada transición. Los supuestos básicos de este modelo son: a) El sistema debe tener un conjunto finito y discreto de estados posibles; b) la transición de un estado del sistema al otro está regida por una probabilidad a_{ij} (entre 0 y 1), que representa la probabilidad del paso del estado j al i en una unidad de tiempo; c) el paso desde un estado en (t) hacia otro en ($t+1$) sólo depende del estado en (t), es decir, sólo del estado anterior; d) se supone que las probabilidades de transición a_{ij} se mantienen constantes en el tiempo. El cambio de proporciones del sistema en el tiempo ($t+1$) depende de las probabilidades de transición (a_{ij}) multiplicadas por las proporciones de cada estado del sistema en el tiempo anterior (t):

$$\mathbf{A} \times \mathbf{n}_{(t)} = \mathbf{n}_{(t+1)} \quad (\text{ec. 1})$$

donde (\mathbf{A}) es la matriz de a_{ij} y $\mathbf{n}_{(t)}$ es el vector de proporciones de cada estado posible del sistema en (t). Cada valor a_{ij} de \mathbf{A} es la probabilidad de que el estado j pase al estado i en una unidad de tiempo. Debido a que \mathbf{A} es una matriz probabilística (*i.e.* la suma de todos los renglones a lo largo de cualquier columna es 1), el valor propio dominante $\lambda_{(j)}$ siempre es 1. Los componentes del vector propio correspondiente, \mathbf{w}_1 , son las *proporciones estables de estados del sistema*, que son independientes de las condiciones iniciales. El método usado para este cálculo fue el de potencias (Caswell 2001). Esta técnica permite conocer el cambio de las proporciones en cualquier iteración, por lo que es posible analizar la dinámica transitoria del modelo.

El cálculo de las probabilidades de transición de un tipo de uso de suelo a otro se obtuvo por medio de:

$$a_{ij} = \frac{P_j^{(t+1)}}{P_j^{(t)}} \quad (\text{ec. 2})$$

donde P_j es el total de superficie del estado j en un tiempo precedente (t) y P_j es el total de superficie de j que se transformó en el estado i al tiempo siguiente ($t+1$).

ANEXO III

A) ANÁLISIS DE REMUESTREO INTENSIVO

Se eligió al azar una a_{ij} que fue modificada, también de modo aleatorio, un -5% o 5%. Debido a que las a_{ij} de una columna deben sumar 1, el porcentaje modificado se distribuyó entre las demás transiciones de la columna, sumándose si a_{ij} disminuyó su valor, o restándose en el caso de que aumentara. Este proceso se repitió 5,000 veces, calculándose en cada ocasión los valores propios y el vector estable dominante. En promedio cada a_{ij} se modificó 200 veces.

La influencia de los cambios de a_{ij} sobre cada componente del vector estable dominante se estimó mediante:

$$d_m^{(ij)} = \frac{\sum_{x=1}^r w_m^{(x)}}{r} \quad (\text{ec. 3})$$

donde $d_m^{(ij)}$ es el efecto promedio del cambio de a_{ij} en el m -ésimo componente (w) del vector estable dominante (w); r es el número de veces que se modificó a_{ij} y $w_m^{(x)}$ es el valor del m -ésimo componente del vector en la x -ésima modificación de a_{ij} .

El efecto del cambio de a_{ij} sobre el todo vector estable dominante se evaluó mediante la comparación de las $d_m^{(ij)}$ con el vector estable que se obtiene sin modificar las entradas de la matriz:

$$D_y = \frac{\sum_{m=1}^n (d_m^{(ij)} - w_m^{(y)})^2}{n} \quad (\text{ec. 4})$$

En esta expresión $w_m^{(y)}$ es el m -ésimo componente del vector dominante w que se obtiene sin alterar las a_{ij} y n es la dimensión de la matriz.

B) ANÁLISIS DE CAMBIO EN EL CORTO PLAZO

Los análisis arriba citados evalúan la dinámica del sistema en el largo plazo, ya que están fundamentados en los vectores estables de proporciones y no en vectores de cambio momentáneo (transitorios). Una manera de cuantificar el efecto de la variación de las a_{ij} sobre los cambios de las proporciones en el corto plazo, consiste en realizar los cálculos an-

teriores con el vector de proporciones iterado tres veces en lugar de usar el vector estable. Como las transiciones están evaluadas en un periodo de 20 años, el vector en $t(3)$ debería representar las proporciones dentro de 60 años. En este contexto la ecuación (4) adquiere la forma:

$$C_{ij} = \frac{\sum_{m=1}^3 (obs_{(m)}^{(ij)} - w_{(m)}^{(2000)})^2}{n} \quad (\text{ec. 5})$$

Donde C_{ij} es el efecto promedio de a_{ij} en el vector de proporciones, $w_{obs\ m}^{(ij)}$ es el m -ésimo componente del vector en la tercer iteración y $w_m^{(2000)}$ es la proporción del m -ésimo tipo de cobertura observado en el año 2000.

LA ECOLOGÍA DEL PAISAJE Y SU POTENCIAL PARA ACCIONES DE CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA

Alejandro Velázquez¹ y Gerardo Bocco²

¹. Instituto de Geografía, UNAM, Aquiles Serdán 382, Centro, C.P: 58000, Morelia, Michoacán, México
Correo-e: *avmontes@igiris.igeograf.unam.mx*

². Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM-Morelia (en comisión en el Instituto Nacional de Ecología, INE-SEMARNAT). México, D. F.

INTRODUCCIÓN

En este artículo se introduce la noción de la ciencia del paisaje, y se analiza ésta como herramienta conceptual en la conservación de ecosistemas templados de montaña. Una vez establecida la relevancia del tema, se describen los alcances de la biología de la conservación, desde la perspectiva del paisaje y, posteriormente, se proponen cinco aspectos como guía para la acción concreta.

La pérdida de la biodiversidad es uno de los resultados más contundentes de la acción humana durante el último siglo. Hoy en día prevalecen procesos de envergadura inigualable, tales como la desertificación, la deforestación, la fragmentación del hábitat silvestre y su eventual incidencia en el cambio climático global; todos ellos desencadenados por el uso inadecuado de los recursos por parte de los seres humanos, cuya actividad busca maximizar el beneficio económico, a veces con costos ambientales irreversibles. Los grandes cambios del uso del suelo han sido inducidos por el hombre, y sólo una mínima proporción es producto de acciones naturales, tales como huracanes, incendios y volcanismo, entre otros. La velocidad y la magnitud de la conversión de origen humano son de tres a cuatro veces mayores en las regiones tropicales (FAO 2000), aunque en áreas templadas no dejan de ser muy preocupantes. El resultado inmediato es la desaparición de una fuerte proporción del capital genético natural. Por ejemplo, el 24 % de la mastofauna y el 11% de la avifauna

en los países intertropicales, incluyendo sus zonas templadas de montaña, están dentro de alguna categoría de amenaza; de éstos, el 95% de los mamíferos, el mismo valor para aves, el 70% de reptiles y el 50% de los anfibios, dependen directamente de los ecosistemas tropicales y subtropicales para su subsistencia (Myers y Mittermeier 2000). Las consecuencias de esto en el mediano y largo plazo son una de las principales preocupaciones del hombre mismo, quien se ha consternado por la masiva pérdida de innumerables bienes y servicios derivados de los ecosistemas naturales.

Bajo esta nueva realidad resulta imprescindible contar con enfoques científicos innovadores, que permitan evaluar con precisión, exactitud y rapidez, los procesos de deterioro provocados por la acción humana. Los modelos de análisis espacialmente explícitos son los de mayor demanda, pues tan importante es la tasa de pérdida como el lugar donde se manifiesta. Los resultados obtenidos con este tipo de análisis son, además, de gran utilidad para apoyar la toma de decisiones y la búsqueda de alternativas que concilien el uso de los recursos bióticos y su conservación.

Por lo anterior, se ha planteado que la conservación de la biodiversidad debe considerarse como una modalidad de manejo de los recursos naturales (Hilborn y Ludwig 1993). Para los países desarrollados esto no parece ser crucial, pues basan su estabilidad en el desarrollo tecnológico. Los países en vías de desarrollo, en contraste, basan buena parte de su actividad económica en los recursos

derivados de los ecosistemas naturales, además de que son los responsables de salvaguardar la mayor concentración de riqueza biológica del planeta. Bajo esta doble demanda, se hace necesario buscar máximos beneficios económicos al más bajo costo ambiental. Las tendencias en los países intertropicales, incluyendo sus ecosistemas templados, sin embargo, proyectan un panorama poco alentador. Por un lado, las tasas de deforestación más aceleradas se concentran en los países tropicales, incluyendo las referidas a zonas templadas. Por el otro, la conciencia sobre el deterioro ambiental se incrementa de manera dispar. Ante esto, los encargados de la gestión de los recursos naturales y en particular de las especies silvestres, observan dos tendencias: la rápida desaparición de la biodiversidad y el continuo incremento de publicaciones científicas que lo documentan (Castillo 2000). Las tendencias sugieren que, aunque cada vez sabemos más, la pérdida de los recursos naturales sigue incrementándose. Ante esta paradoja, resulta indispensable generar nuevos métodos que permitan traducir resultados complejos derivados de la investigación en acciones prácticas de manejo (Dale 1998).

El estudio del paisaje, por sí mismo transdisciplinario, puede jugar un papel importante desde dos perspectivas: por un lado atendiendo demandas de investigación específicas y, por otro, generando información crucial para el manejo integrado del territorio (Van der Zee y Zonneveld 2001). En este trabajo se discute la manera en que el enfoque del paisaje puede apoyar las tareas de conservación, del manejo de los recursos y de la investigación, de manera conjunta.

LA BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN Y SU APLICACIÓN HASTA HOY LIMITADA

La biología de la conservación nació y se desarrolló, como aproximación científica, durante las últimas dos décadas (Soulé 1986). Su existencia resultó de la demanda urgente de poner en práctica los resultados de investigaciones en ecología (de poblaciones, comunidades y ecosistemas) para fines de conservación. Históricamente, sin em-

bargo, y por más de cinco décadas, las investigaciones en ecología han continuado centradas en dar respuesta a preguntas de relevancia teórica, con una fuerte propensión experimental y con una excesiva tendencia a dar origen a resultados publicables, más que útiles para resolver los problemas ambientales. La consecuencia inmediata de esto es que la mayoría de las experiencias científicamente comprobadas no resultan de aplicación directa en la planeación, el manejo y la conservación de los recursos naturales en general. Muchos investigadores opinan que para esto es necesario adoptar enfoques transdisciplinarios, que involucren a ciencias como las de la Tierra, las ciencias naturales y las sociales, entre otras (Berkes y Folke 1998). A pesar de los esfuerzos recientes por corregir el rumbo, muchas revistas relacionadas con la biología de la conservación aun fomentan experiencias unidisciplinarias, de corte experimental, de regiones aisladas y protegidas, con unidades de estudio puntuales y sin considerar el contexto social. La biología de la conservación ha hecho esfuerzos por incorporar la dimensión espacial a su marco conceptual (ver, entre otros, Dale *et al.* 1994). Sin embargo, ha existido un sesgo hacia experiencias a nivel de sitio o de estación experimental. A nuestro modo de ver, una gran cantidad de problemas ambientales y la situación crítica de muchas especies, se explican a través de estudios regionales, cuyos resultados evidencian que el factor humano desencadena los desequilibrios en los procesos ecosistémicos. Factores como el clima, el relieve, procesos de cambio de uso del suelo y la erosión, entre otros, son obviados en las investigaciones que buscan áreas protegidas, aisladas de la gente y bien conservadas. Los resultados, por lo tanto, describen situaciones hipotéticas, poco operativas más allá del área estudiada, y poco aplicables al nivel de la formulación y seguimiento de la política pública en el tema.

La colaboración entre disciplinas como agronomía, la ciencia forestal, la geografía, la edafología, la antropología y la economía, es necesaria para poder ofrecer un contexto coherente con los problemas de conservación de una región.

Estas disciplinas, no obstante, han sido frecuentemente olvidadas por algunos grupos que investigan en el campo de la biología de la conservación (Berkes y Folke 1998).

EL ÁMBITO DE ESTUDIO DE LA CIENCIA DEL PAISAJE

La ciencia del paisaje (*landschaftskunde* o *landscape science*), como la denominó por primera vez Carl Troll (citado en Naveh y Lieberman 1993), inició hace más de dos siglos como un campo interdisciplinario, holístico. El concepto está integrado por la palabra “land” (Tierra) que, en esta connotación se refiere a las interacciones verticales y horizontales de los diversos componentes de un ecosistema, y “scape” (escena, vista) que se refiere al estudio de una entidad de un territorio real o representativo de la problemática regional. En palabras más llanas, la ciencia del paisaje se ocupa del estudio de las interacciones de componentes tales como el clima, la roca o el material originario y el relieve y del hecho de que a partir de ellos se pueden delinear unidades discretas en el espacio, y describir procesos de mediano y largo plazo. El componente biológico (integrado por vegetación, fauna y otros) se estudia como un ensamblaje que puede ajustarse en su distribución a los componentes (abióticos) que permiten segmentar el paisaje para propósitos de estudio. El suelo, como componente, resulta de la interacción entre el relieve y la biota. Su papel es relevante, ya que representa el soporte de los objetos naturales a conservar, sin excluir al suelo mismo. El componente social describe los procesos de modificación de los ambientes naturales a través de la apropiación de los productores, en espacio y tiempo (Van der Zee y Zonneveld 2001).

La unidad fundamental de estudio de la ciencia del paisaje es el ecotopo que, de manera espacialmente explícita, representa la unidad mínima con características homogéneas de los diversos componentes del paisaje. Ecotopos afines como grupo conforman facetas que, en conjunto, describen un sistema de unidades de paisaje

(Van der Zee y Zonneveld 2001). Justamente aquí radica el aspecto que ha recibido críticas desde enfoques cuantitativos: ¿cómo medir la homogeneidad al interior de estas unidades?

Con base en esta breve descripción de la ciencia del paisaje, se consideran a continuación cinco aspectos de vital relevancia en la conservación de la biodiversidad. Esperamos que estos temas ofrezcan elementos para una plataforma conceptual, que contribuyan a orientar la práctica concreta del enfoque de paisaje, en la conservación de ecosistemas templados de montaña.

1. LA DIMENSIÓN SOCIAL

La investigación desde el enfoque de paisaje se centra en problemas específicos, que atañen a un lugar y tiempo determinados. Es decir, el objetivo de la investigación es guiado por la demanda generada por un problema local, por lo que la manera de aproximarse es dependiente del sitio. La situación en México, como en la mayoría de los países intertropicales se caracteriza por la ausencia de datos confiables sobre recursos naturales a escalas meso-regionales (en el orden las decenas a cientos de km²). Existen datos proporcionados por INEGI para la totalidad del territorio nacional, pero a escalas cuya resolución resulta inadecuada para tomar decisiones sobre el manejo de recursos, es decir, se trata de datos cartográficos a escala 1:250,000, para temas de índole física y biológica. Existen asimismo datos muy finos, pero para áreas relativamente pequeñas ubicadas en algunos puntos del territorio nacional (en general, aquellos relacionados con las estaciones biológicas de los centros de educación superior). De este modo, queda un vacío relacionado con áreas bajo diferentes niveles de prioridad, incluyendo aquellas ya protegidas, aquellas así definidas por la Conabio como prioritarias o, incluso, otras áreas que resulten de relevancia. Todo esto se ha producido con el fin de desarrollar inventarios de recursos naturales o de modelar situaciones hipotéticas.

Para resolver este problema, resulta crucial seguir un proceso de investigación participativa. Al

ser los productores locales los principales modificadores de su entorno natural, se convierten, de hecho, en parte del tema de investigación. Por otro lado, el conocimiento local, en muchos casos indígena, ligado a las actividades productivas ancestrales, opera como fuente de datos confiables acerca de los recursos naturales y su manejo. El investigador puede entender el territorio como un mosaico de unidades de paisaje, o de tratamientos, que son utilizadas de manera diferente, con demandas y actores diferentes, donde los sistemas productivos humanos son los que desencadenan los procesos que gobiernan en la región. Desde una perspectiva purista de la ciencia, esto implica llevar a cabo experimentos a varias escalas, con grupos de observaciones a veces redundantes, y sin un diseño experimental estricto.

Esta complejidad analítica fuerza a la ciencia del paisaje a ponderar el impacto de la acción humana por unidad de paisaje, a fin de identificar patrones y facetas críticas, así como posibles alternativas viables dentro del mismo contexto local. Con base en esto se identifican actores y acciones, positivos y negativos, en torno a los procesos ecosistémicos que se desea mantener a largo plazo, lo que permitirá dar apoyo a decisiones concretas por unidad territorial. El modelo oferta-demanda de recursos naturales por unidad de paisaje es medido y evaluado, para poder generar alternativas de uso y conservación dependientes del sitio sin dejar de lado a los productores rurales, es decir, los manejadores de los recursos.

En otras palabras, en la ciencia del paisaje los actores sociales son vistos como el factor que desencadena los procesos dominantes, tanto en la perturbación como en la conservación. Esto supone que la investigación aplicada deba recurrir al concurso de científicos sociales con una formación sólida en recursos naturales. Esto no es fácil, pero debe tenderse a fortalecer grupos de trabajo en este sentido. El investigador, preocupado por la aplicación del resultado de su trabajo científico, debiera asimismo recurrir al conocimiento local sobre suelos, conservación, plantas, animales, entre otros, como una manera de resolver la falta de datos (ya mencionado en el párrafo anterior) pero, funda-

mentalmente, como una manera de incluir desde el principio a los actores sociales en la búsqueda conjunta de soluciones a los problemas de manejo y conservación de los recursos.

2. LA DIMENSIÓN ESPACIAL

Los mapas, referidos aquí como modelos espacialmente explícitos, son un producto fundamental de la ciencia del paisaje. El relieve es el componente que permite dividir en unidades discretas y de manera lógica el paisaje, ya que el suelo, los componentes biológicos e incluso algunos sociales se ajustan, en la mayoría de los casos, a las formas del terreno. Cada componente del paisaje puede ser plasmado en un mapa, pero la construcción lógica de las unidades de paisaje requiere de un proceso integral, basado en la definición de límites de entidades naturales. La topodiversidad y la biodiversidad se ajustan, en este concepto, a través de las unidades de paisaje (Velázquez y Bocco 2001). Esta estratificación del territorio a partir de entidades naturales tiene significado ecológico, evolutivo, social y económico, por lo que debe hacerse con la ayuda de expertos en el tema. Hoy día prevalece la estratificación del espacio en entidades geométricas arbitrarias, generalmente referidas como celdas en un sistema matricial. En este sentido, se utiliza una estructura de datos (el sistema en celdas) como sinónimo de un modelo de segmentación del territorio. Esta situación crea cierta ambigüedad en la comprensión del funcionamiento del territorio, en conjunción con la definición de ecosistema como un concepto no relacionado con el contexto espacial (Hunter 1999). En ese enfoque, la correspondencia entre sistemas de clasificación y su distribución espacial suele ser arbitraria y, en general, se asume homogeneidad dentro de las celdas definidas sin disponer de argumentos sólidos. Por ejemplo, se ha hecho uso de mapas de diversas escalas para un mismo objetivo, y de los mismos atributos para definir o predecir patrones de distribución de especies de fauna, sin considerar sus atributos ecológicos como tamaños corporales, dieta, requerimientos de

hábitat entre muchos otros que los hacen diferentes (Bissonette 2002).

La ciencia del paisaje parte de entidades naturales organizadas jerárquicamente, en donde la unidad mínima susceptible de cartografía se define en concordancia con el objetivo del estudio. Esto conlleva la necesidad de conciliar precisión (tamaño de la unidad mínima) y exactitud (heterogeneidad bien representada). Problemas como la pérdida de hábitat de especies particulares, la fragmentación, la degradación ambiental, la evaluación del potencial de la captura de carbono y el desequilibrio de balances hídricos, entre otros, pueden ser estudiados desde la perspectiva del paisaje con modelos espacialmente explícitos (Gutzwiller 2002). Los mapas (y no simples figuras sin rigor cartográfico), presentan una ventaja adicional: sirven como medio de comunicación entre un investigador, el manejador o gestor, y los actores sociales involucrados. Esto último es crucial, ya que la comunicación es uno de los principales problemas en la conservación y manejo de recursos naturales en general (Castillo 2000). Estos principios son ignorados en la gran mayoría de los estudios de conservación, en los cuales prevalece la idea de concebir a la escala como un problema; los alcances de los insumos (*v. gr.* imágenes de satélite) son obviados y hasta confundidos con el objetivo del estudio, y la realidad geográfica es simplificada a un modelo geométrico de latitudes y longitudes.

Existen, sin embargo, dos problemas que no son fáciles de resolver: 1) la falta de correspondencia entre niveles de agregación biológica y niveles de agregación territorial (por ejemplo en laderas), lo que complica la conformación de unidades integradas y 2) la diferencia entre los sistemas clasificatorios rigurosos (caso de la botánica o la zoología, por ejemplo), y los sistemas de clasificación territoriales que, en comparación, resultan ambiguos.

3. LA TOPODIVERSIDAD

La topodiversidad, entendida como la diversidad entre diferentes agregados de laderas homogéneas

en cuanto a exposición, aislamiento, erosión, escorrentía, pedogénesis y otros atributos, juega un papel fundamental en la expresión de la biodiversidad y de las actividades humanas. Los componentes físicos del paisaje (roca madre, relieve, suelo) son menos dinámicos que los bióticos, pero interactúan en forma coherente. La mayor parte de los procesos que controlan los cambios en la biodiversidad son resultado directo de la influencia de estos componentes, así como de la misma actividad humana. Por ejemplo, en gran parte del territorio de países intertropicales donde prevalecen sistemas productivos tradicionales, incluyendo aquellos en zonas templadas de montaña, se observa una relación coherente entre los patrones de distribución de las formas del terreno y de dichos sistemas. Importantes procesos desde el punto de vista espacio-temporal, tales como el retroceso de glaciares, inestabilidad de laderas, inundaciones, entre otros, explican la mayor parte de la estructura del paisaje actual, incluyendo los patrones de distribución de flora y fauna.

En el estudio del paisaje, el relieve es visto como una expresión de las formas del terreno que constituyen el escenario físico para los ciclos hidroclimáticos y ecológicos. Las formas del terreno permiten dividir en unidades discretas una región (por ejemplo, una cuenca) de manera robusta y, a partir de esto, conformar un modelo espacialmente explícito de los procesos funcionales de un ecosistema. El estudio del relieve ha sido prácticamente ignorado en las tareas de manejo, conservación y restauración a pesar de sus implicaciones en los ciclos biogeoquímicos, en la dinámica de los ecosistemas y en los procesos productivos. Por ello, un estudio de paisaje que no parta de un análisis del relieve puede carecer de fundamentos suficientes para entender la dinámica de una región.

4. LA APROXIMACIÓN INTEGRADA AL TERRITORIO

La ciencia del paisaje se centra en espacios reales, es decir, tiene por objeto de estudio una porción concreta de territorio. Los procesos ecológicos en un espacio real dependen en algu-

na medida de las condiciones sociales locales. La acción humana, no obstante, ocurre de manera diferente en cada unidad de paisaje, y el conjunto de las formas de apropiación y uso del territorio, por unidad de paisaje, modifica la estructura de este último en forma sustantiva (Bissonette 2002).

Una parte significativa de la investigación en biología de la conservación, en contraste, se ha realizado en áreas aisladas de la realidad social, con fuerte énfasis en los sistemas templados de latitudes medias, y utilizando una aproximación experimental para un puñado de especies y sitios de dimensiones infinitamente pequeñas (Holling 1978). Partiendo de que, en tales casos, se trata de la documentación de procesos en situaciones no representativas, los datos derivados en general no son utilizables para llevar a cabo acciones de uso y conservación regional.

El estudio de espacios reales introduce nuevos retos en la manera de llevar a cabo la investigación. Problemas y preguntas locales, en el contexto de pensamientos globales, son los que definen el objetivo de la investigación (investigación guiada por la demanda, por contraste con la investigación guiada por la curiosidad legítima del científico). El diseño del muestreo, el tamaño de muestra y el uso de herramientas analíticas son altamente sensibles a esta realidad local. La aproximación experimental, en una perspectiva de paisaje, se vuelve débil al incluir observaciones redundantes (pseudo-réplicas), pues se estudian muchos tratamientos sin control, y porque los resultados no son replicables ni refutables. Para este tipo de datos se han generado herramientas analíticas *ad hoc* que sirven para analizar datos de diferentes fuentes que ponderan el peso de muchas variables de manera simultánea (Burrough 1988). Los resultados son en general exploratorios y descriptivos, basados en datos a veces cualitativos, y de poca aplicabilidad para técnicas paramétricas de análisis. El cuerpo de análisis se centra en la comprensión de los atributos que explican los procesos dominantes en espacio y tiempo y todo se aborda de una manera integral. Así, disciplinas

entre las que destacan la geografía, edafología, ecología y ciencias sociales resultan necesarias para poder comprender la dinámica de un espacio real. Las recomendaciones sobre conservación son adaptativas y debe dárseles seguimiento para validarlas y calibrarlas, ya que los ecosistemas son dinámicos (Holling 1978, Velázquez y Bocco 2001). Estos tipos de investigaciones son especialmente necesarias en los países intertropicales, incluyendo sus zonas templadas de montaña, donde ocurre la mayor concentración del reservorio genético, de donde menos conocimiento existe y donde las tasas de pérdida son las más altas (Nobel y Dirzo, 1997).

5. EL USO DE LAS INNOVACIONES TECNOLÓGICAS

El desarrollo de los sistemas de información geográfica, de la percepción remota, de los sistemas de manejo de bases de datos digitales y de los posicionadores geográficos, muestra un incremento sin precedentes. Sensores de amplitud espectral variada (de hasta cientos de bandas), resolución espacial muy fina (de hasta 15 cm en el terreno) y una amplia gama en su alcance en tiempo (hasta de tiempo real) están disponibles en el mercado. El acceso a esta información es cada vez menos costoso por lo que su obtención, manejo e intercambio son relativamente fáciles. Como consecuencia, la gran base de datos existente cada vez es más poderosa, y los estudios sobre cambio global, deforestación, desertificación, inundaciones, sequías, fragmentación, biodiversidad, y otros, se pueden llevar al cabo con la información ya disponible en portales electrónicos. El mayor riesgo se centra en la calidad de los datos utilizados y en la subordinación de los objetivos de la investigación a las innovaciones tecnológicas. Los objetivos de las investigaciones deben ser independientes de la tecnología disponible y enfocarse a problemas en un espacio real, y deben ser concordantes con la demanda, si deseamos que los resultados sean efectivos para las acciones de manejo y conservación de la naturaleza.

COMENTARIOS FINALES

El estudio del paisaje no es una disciplina nueva, dado que su planteamiento original con fuertes bases geográficas data desde el siglo XIX. Esta concepción integral del análisis del territorio se enriqueció con otras disciplinas que definieron nuevas líneas, como la geo-ecología, la ecología del paisaje, y la ecogeografía. En años recientes se ha observado un fuerte interés en la ecología del paisaje, principalmente promovido por Forman y Godron (1986) quienes introdujeron la importancia de este enfoque para los angloparlantes. Un peso equitativo entre las ciencias sociales, de la Tierra y las naturales es preciso para lograr entender la dinámica de los paisajes en una región dada. Esto es una idea fundamental del estudio del paisaje y resulta crucial para las tareas de conservación.

Las bases de datos derivadas del enfoque de paisaje son únicas, porque permiten tener una visión sinóptica y (semi) cuantitativa de la condición de los recursos naturales y su dinámica espacio-temporal. Por lo anterior, pueden apoyar a diversas tareas vinculadas con la implementación de políticas ambientales y, eventualmente, convertirse en la base para los planes de uso y ordenamiento del territorio. Entre otras aplicaciones destacan la identificación de los principales focos de cambio y de sus procesos asociados (*e. g.* deforestación o fragmentación). A partir de los atributos de estos focos se puede generar una predicción de la dirección de sus propios cambios. En consecuencia se podrán medir las implicaciones biológicas (pérdida de capital natural) o sociales de estos cambios probables, sus repercusiones económicas y los mecanismos de control de las causas de origen. Esto, en su conjunto, ayudaría a generar un sistema de seguimiento y actualización periódica, semi-automatizado, que permitirá tener evaluaciones vigentes de la situación de los recursos naturales para diversos fines. Además, se permite el análisis real, potencial y futuro de los bienes y servicios ambientales que en general se deriva de un buen inventario de sus recursos naturales (capital natural) y su res-

pectiva dinámica. Entre los servicios y bienes de consumo directo se enlistan el agua y la capa forestal que funciona como trampa para el carbono y mitiga el calentamiento global y la conservación del valor de opción proveniente de la biodiversidad en su conjunto. En diversos estudios regionales se hace necesario contar con este tipo de datos para identificar las áreas más favorables para fines de conservación (sistemas de áreas naturales protegidas), uso sustentable y desarrollo regional. Contar con cartografía resulta fundamental para hacer operativa una serie de proyectos en regiones específicas y evitar inversiones innecesarias, así como dirigir los esfuerzos a las regiones de mayor demanda. Esto último es una de las tareas centrales del ordenamiento ecológico que en su conjunto se deriva de los datos producidos por la ciencia del paisaje.

BIBLIOGRAFÍA

- Berkes, F. y C. Folke 1998. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, UK.
- Bissonette, J. A. 2002. *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press. 322 pp.
- Burrough, P. A. 1988. *Principles of Geographical Information Systems and Land Resources Assessment*. Clarendon Press, Oxford
- Castillo, A. 2000. Ecological Information Systems: analyzing the communication and utilization of scientific information in Mexico. *Environmental Management* 25(4): 383-392
- Dale, V. H. 1998. Managing forests as ecosystems: a success story or a challenge ahead?. Pp. 50-68 en: Pace, L. y Groffman P. M. (eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 p.
- Dale, V. H., S. M. Pearson, H. L. Offermann y R. V. O'Neill 1994. Relating Patterns of Land Use Change to Faunal Biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8(4):1027-10
- FAO 2000. *Global forest resource assessment 2000*. FAO forestry paper No. 140. Roma. 479 pp.

- Forman, R. T. T. y M. Godron 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Gutzwiller, K. J. 2002. *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer-Verlag, Telos
- Hilborn, R. y D. Ludwig 1993. The limits of applied ecological research. *Ecological Applications* 3(4):550-552.
- Holling, C. S. 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley & Sons, New York.
- Hunter, M. L. Jr. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. UK 698 pp.
- Myers, N. y R. Mittermeier 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 53-858.
- Naveh, Z. y A. S. Lieberman 1993. *Landscape ecology, theory and application*. Springer Verlag, USA. 360 pp.
- Noble, I. R. y R. Dirzo 1997 Forest as human dominated ecosystem. *Science* 277 (5325):522-525.
- Soulé, M. E. 1986. *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- Van der Zee, D. y Zonneveld I. 2001. *Landscape ecology applied in land evaluation, development and conservation*. ITC Publications NO. 81/IALE publication MM-1. Pp. 273-286.
- Velázquez, A. y G. Bocco 2001. Land unit approach for biodiversity mapping. En: Van der Zee, D. y Zonneveld I. (eds). *Landscape ecology applied in land evaluation, development and conservation*. ITC Publications NO. 81/IALE publication MM-1. Pp. 273-286.
- APÉNDICE: REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS AMPLIADAS
- A continuación se enlista un número adicional de publicaciones para aquellos lectores que tengan interés en profundizar en la relación entre la ecología del paisaje y la conservación de la biodiversidad.*
- Alcorn, J. B. y V. M. Toledo 1998. Resilient resource management in Mexico's forest ecosystems: the contribution of property rights. 216-249 pp. In: Berkes, F. y C. Folke. (Eds.). *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, U. K.
- Altieri, M. A. y O. Maserá 1993. Sustainable rural development in Latin America: building from the bottom up. *Ecological Economics* 7: 93-121
- Alvarez-Icaza, P. 1993. Forestry as a social enterprise. *Cultural Survival* 17(1):45-47.
- Asquith, N. M. 2001. Misdirections in Conservation Biology. *Conservation Biology* 15(2):345-352.
- Attwell, C. A. M. y Cotterill, F. P. D. 2000. Postmodernism and African conservation science. *Biodiversity and Conservation* 9: 559- 577.
- Bailey, S. A.; R. H. Haines-Young y Watkins, C. 2002. Species presence in fragmented landscapes: modelling of species requirements at the national level. *Biological Conservation* 108: 307- 316.
- Bastian, O. 2001. Landscape Ecology - towards a unified discipline? *Landscape Ecology* 16: 757-766.
- Bawa, K.S. y M. Gadgil 1997. Ecosystem services in subsistence economies and conservation of biodiversity. In: Daily, G.C. (Ed). *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- Berkes, F. y C. Folke 1998. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, UK.
- Berry, M. W., R. O. Flamm, B. C. Hazen, y R. L. MacIntyre 1996. The Land-Use Change and Analysis System (LUCAS) for Evaluating Landscape Management Decisions. *IEEE Computational Science & Engineering* 3-1:24-35.

- Bertrand, G. 1978. Le paysage entre la nature et la société. *L'Espace Géographique* 3: 161-163.
- Bingham, G., R. Bishop, M. Brody, D. Broley, E. Clark, W. Cooper, R. Cosntanza, T. Hale, G. Hayden, S. Kellert, R. Norgaard, B., Norton, J. Payne, C. Russell y G. Suter 1995. Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. *Ecological economics* 14:73-90.
- Bissonette, J. A. 2002. *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press.
- Blankson, E. J. y B. H. Green 1991. Use of landscape classification as an essential prerequisite to landscape evaluation. *Landscape and Urban Planning* 21:149-162.
- Bocco G., A. Velázquez y A. Torres 2000. Comunidades indígenas y manejo de recursos naturales. Un caso de investigación participativa en México. *Interciencia* 25 (2): 9-19.
- Bocco, G. 1991. Traditional knowledge for soil conservation in central Mexico. *Journal of Soil and Water Conservation*. 46 (5): 346-348.
- Bocco, G., A. Velázquez y C. Siebe 1998. Managing natural resources in developing countries: The role of geomorphology. *Conservation Voices* (Soil and Water Conservation Society) (16): 71-84.
- Boege, E. 2001. *Protegiendo lo nuestro*. CONABIO-UNAM. Pp. 185.
- Bojorquez, L., Azuara, I., Ezcurra, E., Flores, O. 1995. Identifying conservation priorities in Mexico through geographic information systems and modeling. *Ecological Applications* 5:215-231.
- Bojorquez-Tapia, L. A., Balvanera, P. y Cuarón, A. D. 1994. Biological inventories and computer data bases: their role in environmental assessment. *Environmental Management* 18:775-785.
- Bolós, M. 1992. Manual de ciencia del paisaje. *Teoría, métodos y aplicaciones*. Masson, Barcelona, Spain.
- Bray B. D., Merino-Pérez, L., Negreros-Castillo, P., Segura-Warnholtz, G., Torres-Rojo, J. M., Vester, H. F. M. Mexico's Community-Managed Forests: A Global Model for Sustainable Landscapes?. *Conservation Biology* (en prensa).
- Breninger, D. R., M. J. Barkaszi, R. B. Smith, D. M. Oddy y J. A. Provanca 1998. Prioritizing wildlife taxa for biological diversity conservation at local scale. *Environmental Management* 22(2):315-321.
- Brundtland, G. H. 1997. The scientific underpinning of policy. *Science*. 277 (5325): 457-458.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice, y G. A. B. da Fonseca 2001. Effectiveness of Parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 29 (5501):125-128.
- Brunner, R.D. y T.W. Clark 1997. A practice-based approach to ecosystem management. *Conservation Biology* 11(1): 48-58
- Buckney, R. T. 1987. Three Decades of Habitat Change: Kooragang Island, New South Wales. Pp. 227-232 en: Saunders, D. A., G. W. Arnold, A. A. Burbidge y A. J. M. Hopkins (eds.) *Nature Conservation. The Role of Remnants of Native Vegetation*. Surrey Beatty & Sons Pty. Ltd. – CSIRO –CALM. Chipping Norton, NSW, AU.
- Burke, I., C. Lauenroth, William, K. y Wessman, C. A. 1998. Progress in understanding biogeochemical cycles at regional to global scales. 165-194 pp. In: Pace, L. y Groffman P. M. (Eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 pp.
- Burke, V. J. 2000. Landscape Ecology and Species Conservation. *Landscape Ecology* 15: 1- 3.
- Burnett, M. R., August, P. V., Brown Jr., J. H. y Killinberg, K. T. 1998. The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity. I. A patch-scale perspective. *Conservation Biology* 12: 363-370.
- Burrough, P. A. 1988. *Principles of Geographical Information Systems and Land Resources Assessment*. Clarendon Press, Oxford, Gran Bretaña.
- Cabarle, B., F. Chapela y S. Madrid 1997. Introducción: el manejo forestal comunitario y la certificación. En: Merino, L. (Coordinadora). *El manejo forestal comunitario en México y sus perspectivas de sustentabilidad*. UNAM, SEMARNAP, Consejo Mexicano para la Silvicultura Sostenible y World Resources Institute, Cuernavaca, México
- Campos, V. A., Cortés, L., Dávila, P., García, A., Reyes, J., Ortiz, G., Torres, L., Torres, R. 1992. *Plantas y Flores de Oaxaca*. Cuadernos 18. Instituto de Biología, UNAM. México.

- Carabias, J., E. Provencio y C. Toledo 1994. *Manejo de recursos naturales y pobreza rural*. UNAM, FCE. México. 137 pp.
- Carpenter, S. R. 1998. The need for large-scale experiments to assess and predict the response of ecosystems to perturbation. 287-312 pp. In: Pace, L. y Groffman P. M. (Eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 pp.
- Castillo, A. y V. M. Toledo 2000. Applying ecology in the Third World: the case of Mexico *BioScience* 50(1): 66-76.
- Castillo, A. 1999. Ecological information system: analysing the communication and utilization of scientific information in Mexico. *Environmental Management* 25(4):383-392.
- Castillo, A. 1999. La educación ambiental y las instituciones de investigación ecológica: hacia una ciencia con responsabilidad social. *Tópicos de Educación Ambiental* 1(1): 35-46.
- Castillo, A. 2000a. Communication and Utilization of Science in Developing Countries. *Science Communication* 22(1): 46-72.
- Castillo, A. y V. M. Toledo 1999. La ecología en Latinoamérica: siete tesis para una ciencia pertinente en una región en crisis. *Inter ciencia* 24(3):157-168.
- Castillo, A., S. García-Ruvalcaba & L.M. Martínez R. 2002. Environmental education as facilitator of the use of ecological information in Mexico: overview and a case study. *Journal of Environmental Education Research* 8(4): 395-411.
- Castillo, P. E., P. Lehtonen, M. Simula, V. Sosa y R. Escobar 1989. *Proyecciones de los principales indicadores forestales de México a largo plazo (1988-2012)*. Reporte interno, Subsecretaría Forestal, Cooperación México-Finlandia, SARH, México.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. Conabio-Instituto de Biología, UNAM, Sierra Madre. México.
- Chambers, R. 1993. Reversals, institutions and change. In: Chambers, R., A. Pacey y L. A. Thrupp (Eds). *Farmer First. Farmer innovation and agricultural research*. Intermediate Technology Publications.
- Chambers, R. 1994. Foreword. In: Scoones, I. y J. Thompson. *Beyond Farmer First. Rural people's knowledge, agricultural research and extension practice*. Intermediate Technology Publications, Londres.
- Chambers, R., A. Pacey y L.A. Thrupp (Eds). *Farmer First. Farmer innovation and agricultural research*. Intermediate Technology Publications, Londres.
- Chávez, L. G. En preparación. *Abundancia y éxito reproductivo de la gallina de monte (Dendrortyx macroura) como indicadores de calidad de hábitat*. Tesis, Doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Chenail, R.L. 1995. Presenting qualitative data. *The Qualitative Report* 2(3) (<http://www.nova.edu.ssss/QR/QR2-3/presenting.html>)
- Christensen, N. L., A. N. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, F. Franklin, J. A. MacMahon, R. F. Noss, D. J. Parsons, Ch. H. Peterson, M. G. Turner, y R. G. Woodmansee 1996. The Report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6 (3): 665-691.
- Cincotta, R. P., J. Winsnewski, y R. Engelman 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404: 990-991.
- Clark, F. S. y Slusher, B. R. 2000. Using spatial analysis to drive reserve design: a case study of a national wildlife refuge in Indiana and Illinois (USA). *Landscape Ecology* 15 (1): 75- 84.
- Committee on the Applications of Ecological Theory to Environmental Problems 1986. *Ecological Knowledge and Environmental Problem-Solving: Concepts and Case Studies*. National Academy Press.
- Constanza, R., Darge, R., Degroot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Vandenbelt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Cooper, N. S. 2000. Speaking and listening to nature: ethics within ecology. *Biodiversity and Conservation* 9: 1009- 1027.
- Cortez, J. G. En preparación. *Elaboración de un modelo espacio temporal de aprovechamiento integral del recurso forestal*. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

- Daily, C. G., S. Alexander, P. R. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P. A. Matson, H. A. Mooney, S. Postel, S. H. Schneider, D. Tilman y G. M. Woodwell 1996. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2:1-16.
- Daily, G. C. 1999. Developing a Scientific Basis for Managing Earth's Life Support Systems. *Conservation Ecology* 3 (2): 14.
- Dale, V. H. 1998. Managing forests as ecosystems: a success story or a challenge ahead? Pp. 50-68 en: Pace, L. y Groffman P. M. (Eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 pp.
- Dale, V. H., S. M. Pearson, H. L. Offermann y R. V. O'Neill 1994. Relating Patterns of Land Use Change to Faunal Biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8(4):1027-10
- Delano-Smith, C. 2001. The hidden meanings of maps. *Nature* 411: 133- 134.
- Denzin, N.K. y Y. S. Lincoln (Eds) 2000a. *Handbook of qualitative research* (second edition). Sage Publications, Thousand Oaks.
- Denzin, N.K. y Y. S. Lincoln 2000b. Introduction. The Discipline and practice of qualitative research. En: Denzin, N.K. & Y. S. Lincoln (eds). *Handbook of qualitative research* (second edition). Sage Publications, Thousand Oaks.
- Dobson, A. P. y A. D. Bradshaw 1997. Hope for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277 (5325): 515-523.
- Ehrlich, P.R. 1989. Discussion: ecology and resource management. Is ecological theory any good in practice? Pp. 306-318 en: Roughgarden J. May R. M. y Levin S. A. (eds.). *Perspectives in Ecological Theory*. Princeton University Press.
- ESRC (Global Environmental Change Programme) 1998. *Interactive Research: exploring the practice*. Report of a workshop organised by ESRC Global Environmental Change Programme.
- Esteva, J. y J. Reyes 2000. Educación ambiental popular. Hacia una pedagogía de la apropiación del ambiente. En: Leff, E. (Ed.). *La complejidad ambiental*. Siglo XXI Editores, México, D. F.
- Faeth, P. 1993. An economic framework for evaluating agricultural policy and the sustainability of production systems. *Agriculture, ecosystems and Environment*. 46:161-173.
- FAO 1990. *Land evaluation framework*. FAO, Roma.
- 1976. *Guías para la evaluación de tierras*. Boletín de Suelos de la FAO, No. 32. Roma.
- 2000. *Global forest resource assessment 2000*. FAO forestry paper No. 140. Roma. 479 pp.
- 1988. *An intern report on the state of forest resources in the developing countries*. Forest Resource Division, Forestry Department, Roma.
- 1995. *Evaluación de los Recursos Forestales 1990, países tropicales*. Estudios Forestales de FAO. No. 112, 41 pp. Roma.
- 1996 Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Number 130, 152 pp. Roma.
- 1997. *State of the World's forest in 1997*. Information division. Roma.
- 1999. *State of the World's forest*. Information division. Roma.
- Farina, L. 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall, EE.UU.
- Fearnside, M. P. 2001. Saving tropical forest as a global warming countermeasure: a issue that divides the environmental movement. *Ecological Economics* 39, 167-184.
- Finch, V. C. y G. Trewartha 1949. *Elements of geography, Physical and cultural*. New York, EE.UU.
- Flores, M. A., Manzanero, G. I. 1999. Los tipos de vegetación de Oaxaca. En: Vázquez, D. M. A. (Ed.). *Vegetación y Flora. Sociedad y naturaleza de Oaxaca 3*. CIGA-Instituto Tecnológico Agropecuario de Oaxaca, México.
- Folke, C. 1998. Ecosystem approaches to the management and allocation of critical resources. 313-345 pp. En: Pace, L. y Groffman P. M. (Eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 pp.
- Forman, R. T. T. y M. Godron 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York, EE.UU.
- Fregoso, D. A. 1999. *Tipos de vegetación asociados a unidades de manejo forestal: el caso de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro*. Tesis, licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM.

- Frey, W. y R. Lösh 1998. *Lehrbuch der Geobotanik. Pflanze und vegetation in Raum und Ziet*. Gustav Fisher. Stuttgart, Germany. 436 p.
- Freyfogle, E. T. y Lutz N. J. 2002. Putting Science in its Place. *Conservation Biology* 16 (4): 863- 873.
- Galicia, L., J. López-Blanco, A. E. Zarco-Arista, V. Filips y F. García-Oliva 1999. The relationship between solar radiation interception and soil water content in a tropical deciduous forest in Mexico. *Catena* 36 (1-2):153-164.
- Gallagher, R. y B. Carpenter 1997. Human-dominated ecosystems. *Science* 277 (5325): 485-488.
- García-Ruiz, J. M., T. Lasanta, P. Ruiz-Flano, L. Ortigosa, S. White, C. González y C. Martí. 1996. Land-use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology* 11(5):267-277.
- Gerez, P., Flores, O. 1994. *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo*. Facultad de Ciencias, 440 pp.
- Gergel, S. E. 2002. *Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques with CD-ROM*. Springer- Verlag, Telos.
- Gómez-Pompa A. y Giddings LE. 1986. INIREB's new approach to applied research, development and teaching. *Journal 86, The Annual Report of The World Resources Institute*. pp. 32-40.
- González-Gaudiano, E. 1997. *Educación ambiental. Historia y conceptos a veinte años de Tbilisi*. Sistemas Técnicos de Edición, México, D. F.
- Grainger, 1984. Quantifying changes in forest cover in the humid tropics: overcoming current limitations. *Journal of Forestry Resource Management* 1:3-63.
- Groffman, P. M. y Pace, M. L. 1998. Synthesis: what kind of a discipline is this anyhow? Pp. 473-482 pp. In: Pace, L. y Groffman P. M. (Eds.). *Successes, limitations and frontiers in ecosystem science*. Springer, 499 pp.
- Groombridge, B., y Jenkins, M. D. 2000. *Global biodiversity. Earth's living resources in the 21st century*. W. B., Washington, 246 pp.
- Gutzwiller, K. J. 2002. *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer- Verlag, Telos.
- H. A. Mooney, J. Lubchenco y J. M. Melillo 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494-499.
- Hansen, A. J. y Rotella, J. J. 2002. Biophysical Factors, Land Use, and Species Viability in and around Nature Reserves. *Conservation Biology* 16 (4): 1112- 1122.
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J. y Ohmann, J. L. 1991. Conserving biodiversity in managed forest. *BioScience* (41) 6:382-392.
- Hilborn, R. y D. Ludwig 1993. The limits of applied ecological research. *Ecological Applications* 3(4):550-552.
- Hockings, M. 1998. Evaluating management of protected areas: integrating planning and evaluation. *Environmental Management* 22 (3): 337-345.
- Hoersch B., Braun G. y Schimidt U. 2002. Relation between landform and vegetation in alpine regions of Wallis, Switzerland. A multiscale remote sensing and GIS approach. *Computers, Environment and Urban Systems* 26:113-139.
- Holling, C. S. Berkes F. y Folke C. 1998. Science, sustainability and resource management. Pages 342-362 in Berkes F. y Folke C, (eds.). *Linking Social and Ecological Systems*. Cambridge University Press.
- Holling, C. S. 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley & Sons, New York.
- Huggett, R. J. 1995. *Geocology: an evolutionary approach*. Routledge, London, 320 pp.
- Hunter, M. L. Jr. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. U. K., 698 pp.
- Hutto, R. L., S.M. Pletschet y P. Hendricks 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk* 3:593-602.
- ILWIS (The integrated land and water information system). 1997. *Application and reference guides*. ILWIS department, ITC, Enschede, The Netherlands. 352 pp.
- Irwin, A. 1998. *Knowledge Transfer* (<http://www.spsg.org/pus/>).
- Jansson, A. M., M. Hammer, C. Folke, y R. Constanza. 1994. *Investing in natural capital: the ecological economics approach to sustainability*. Island Press, Washington D. C., USA.
- Jaramillo, L. V. J. y González, F. 1983. Análisis de la vegetación arbórea en la Provincia Florística de

- Tehuacán-Cuicatlán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 1983:45-49.
- Jennings, M. D. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology* 15:5-20.
- Jianguo, L. 2002. *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press.
- Jongman, R. H. G., Ter Braak, C. J. F. y Van Tongeren, O. F. R. 1987 (eds.). *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc Wageningen. 299 pp.
- Kappelle, M., Brown, A.D. 2001. *Bosques Nublados del Neotrópico*. INBio-ANA-IUCN. INBio. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- Klooster, D. y O. Masera 2000. Community forest management in Mexico: carbon mitigation and biodiversity conservation through rural development. *Global Environmental Change* 10: 259-272
- Kohm, K., Boersma, P. D., Meffe, G. K. y Noss, R. 2000. Putting the Science into Practice and the Practice into Science. *Conservation Biology* 14(3):593-594.
- Kolosvary, R. y K. P. Corbley 1998. *Forest management with GIS. Industry taps image processing and GIS to earn green certification*. GIM-Feature, August 27-29.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Helmut, J., Geist, S.B., Agbola, S.B., Arild, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J. F., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, y C., Xu, J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261 -269.
- Laser, H. y P. Nagel 2001. Landscape diversity- A holistic approach. 129-144 pp. In: Barthlott, W. y Winiger, W. (Eds.). *Biodiversity. A challenge for development research and policy*. Springer, 429 pp.
- Lauer, W. y J. H. Klink 1978. *Pflanzengeographie*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt, Germany. 573 pp.
- Lee, K. N. 1999. Appraising Adaptive Management. *Conservation Ecology* 3 (2): 3.
- Levin, S.A. 1993. Forum: Science an sustainability. *Ecological Applications* 3(4).
- Likens, G. E. 1998. Limitations to intellectual progress in ecosystem science. Pp. 247-271 en: Pace, L. y Groffman P. M. (eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 pp.
- Lobato, J. 1999. *Los mamíferos de la Comunidad de San Juan Nuevo, Parangaricutiro, Michoacán, México*. Tesis de licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Logofet, D. O. y E. V., Lesnaya 2000. The mathematics of Markov models. What Markov chains really predict in forest succession. *Ecological modelling* 126:285-298.
- Long, N. 1992. Introduction. In: Long, N. y A. Long. *Battlefields of knowledge*. Routledge, London.
- Lorence, D. H., García, A. 1989. Oaxaca, Mexico. Pp. 253-269 en: Campbell, D. G. y Hammond, H. D. (eds.). *Floristic inventory of Tropical Countries*. NewYork Botanical Garden Publications, Bronx, N. Y.
- Ludwig, D., R. Hilborn y C. Walters 1993. Uncertainty, resource exploitation and conservation: Lessons from History. *Science*. 260:17,36.
- MacMahon, J. A. 1998. Empirical and theoretical ecology as a basis for restoration: an ecological success story. Pp. 220-246 en: Pace, L. y Groffman P. M. (eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 p.
- Maddock, A. H. y Samways, M. J. 2000. Planning for biodiversity conservation based on the knowledge of biologists. *Biodiversity and Conservation* 9:1153- 1169.
- Mangel, M., L. M. Talbot, G. K. Meffe, M. T. Agardy, D. L. Alverson, J. Barlow, D. B. Botkin, G. Budowski, T. Clark, J. Cooke, R. H. Crozier, P. K. Dayton, D. L. Elder, C. W. Fowler, S. Funtowicz, J. Giske, R. J. Hofman, S. J. Holt, S. R. Kellert, L. A. Kimball, D. Ludwig, K. Magnusson, B. S. Malayang III, C. Mann, E. A. Norse, S. P. Northridge, W. F. Perrin, C. Perring, R. M. Peterman, G. B. Rabb, H. A. Reigier, J. E. Reynolds III, K. Sherman, M. P. Sissenwine, T. D. Smith, A. Starfield, R. J. Taylor, M. E. Tillman, C. Toft, J. R. Twiss, Jr., J. Wilen, y T. P. Young

1996. Principles for the conservation of wild living resources. *Ecological Applications* 6(2):338-362.
- Mas, J. F., Palacio, J. L., Velázquez, A., Bocco, G. 2001. Evaluación de la confiabilidad temática de bases de datos cartográficas. *Memorias, I Congreso Nacional de Geomática*. Guanajuato, 26-28 de septiembre de 2001.
- Mas, J. F., A. Velázquez, J. L. Palacio-Prieto y G. Bocco 2002. Cartographie et Inventaire Forestier au Mexique, aceptado en *Bois et Forêts des Tropiques*.
- Masera O., M. J. Ordóñez y R. Dirzo 1992. Emisiones de carbono a partir de la deforestación en México. *Ciencia* 43:151-153.
- Masera, O. R. 1996. *Deforestación y degradación forestal en México*. Documentos de trabajo, no. 19, GIRA, A. C., (Enero). Pátzcuaro, México.
- Masera, O. R., M. J. Ordóñez y R. Dirzo 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 1997: 265-295.
- Mateo, J. 1984. *Apuntes de geografía de los paisajes*. Imprenta Andre Voisin, Habana, Cuba, 470 pp.
- Mayr, R. M. 1994. The effects of spatial scale on ecological questions and answers. Páginas 1-18 en: P. J. Edwards, R. M. May y N. R. Webb (eds.). *Large-scale ecology and conservation biology*. Blackwell Science, U.K.
- Mayr, R. M. 2000. Living together. *Science* 288:5464.
- Medina, C. y F. Guevara. En prensa. Listado florístico de la Comunidad Indígena de San Juan Nuevo, Parangaricutiro, Michoacán, México. *Acta Botánica Mexicana*.
- Meffe G. K. 1998. Conservation biology: into the millennium. *Conservation Biology* 12:1-3.
- Miranda, F., Hernández, E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28, 29-179.
- Mittermeier, R. A. 1988. Primate diversity and the tropical forest. Case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries. Pp. 145-154 en: E. O. Wilson (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press. Washington, D. C.
- Mittermeier, R. A., Robles-Gil, P. y C. G. Mittermeier 1997. *Megadiversidad; los países biológicamente más ricos del mundo*. Cementos Mexicanos, México, D. F.
- Moguel, P., Toledo, V. M. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13, 1-12.
- Monroy, V. O. y S. Vázquez 1999. Estudio sobre la dieta, distribución y abundancia del coyote (*Canis latrans*) en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro. Tesis, Maestría, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Morsello, C. 2002. *Áreas protegidas públicas e privadas. Selección e manejo*. Anna-Blume, Fapesp, Brasil.
- Moss, M. R. 2000. Interdisciplinarity, landscape ecology and the Transformation of Agricultural Landscapes. *Landscape Ecology* 15: 303-311.
- Mueller-Dombois, D. y Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons. New York, 547 pp.
- Muñoz, J. 1998. *Paisaje y geosistema. Una aproximación desde la geografía física*. Fundación Duques de Soria, Universidad de Valladolid, España. Pp. 45-56.
- Myers, N. 1989. *Deforestation rates in tropical forest and their climatic implications*. Friends of the Earth, London, England.
- Myers, N. 1993. Questions of mass extinction. *Biodiversity and Conservation* 2 (1):2-17.
- Myers, N. y R. Mittermeier 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Myers, N. 2000. Sustainable Consumption. *Science* 31 (287):2419.
- Nassauer, J. I. 1995. Culture and changing landscape structure. *Landscape Ecology* 10 (4):229-237.
- Naveh, Z. y A. S. Lieberman 1993. *Landscape ecology, theory and application*. Springer Verlag, U. S. A. P. 360.
- NCDDR (National Center for the Dissemination of Disability Research). 1998. *Review of literature on dissemination and knowledge utilization*. (<http://www.ncddr.org/du/review/review2.html>)
- Nigel, W. 1997. Biologist cut reductionist approach down to size. *Science* 277 (5325):476-477.
- Nikora, V. I. C. P. Pearson y Shankar, U. 1999. Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience. *Landscape Ecology* 14 (1):17- 33.

- Noble, I. R. y R. Dirzo 1997 Forest as human dominated ecosystem. *Science* 277 (5325):522-525.
- Noss, R. F. 2000. Science on the Bridge. *Conservation Biology* 14(2):333-335.
- O'Neil, R. V. 1996. Perspectives on economics and ecology. *Ecological applications* 6:1031-1033.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Powell, George, V. N. & Wikramanayake, E. D. 2002. Conservation Biology for the Biodiversity Crisis. *Conservation Biology* 16(1):1-3.
- Opdam, P., R. Foppen y Vos, C. 2002. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16: 767-779.
- Ortiz, M. S. G. 1997. Diseño e implementación de un programa de educación ambiental no formal en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, y lineamientos para realizar programas de educación ambiental en comunidades rurales. Tesis, licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Pace, L. y Groffman P. M. 1998a. *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer, 499 pp.
- Pace, L. y Groffman P. M. 1998b. Needs and concerns in ecosystem science. Pp. 1-6 en: Pace, L. y Groffman P. M. (eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer, 499 pp.
- Palacio, J. L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J. F., Takaki, F., Victoria, A., Luna, L., Gómez, G., López, J., Palma, M., Trejo, I., Peralta, A., Prado, J., Rodríguez, A., Mayorga, R., González, F., 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del inventario forestal nacional 2000. *Investigaciones Geográficas, Universidad Nacional Autónoma de México* 43:183-203.
- Panayotou, T. 1994. *Ecología, Medio ambiente y Desarrollo. Debate, Crecimiento vs. conservación*. Ediciones Guernica. 217 pp.
- Panda, S. M. 1999. Towards a sustainable natural resource management of tribal communities: findings from a study of swidden and wetland cultivation in remote hill regions of eastern India. *Environmental Management* 23 (2):205-216.
- Park, P. 1989. ¿Qué es la investigación-acción participativa?: perspectivas teóricas y metodológicas. En: Salazar, M. C. (ed.). *La investigación acción participativa. Inicios y desarrollos*. Editorial Popular / Organización de Estados Iberoamericanos para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Quinto Centenario, Madrid, España.
- Pedrotti, F. 1997. Les données de la phytosociologie pour la cartographie géobotanique. *Colloques Phytosociologiques XXVII*: 503-541.
- Perrings, C., K. G. Mäler, C. Folke, C. S. Holling, y B. O. Jansson 1995. *Biodiversity conservation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Peterson, G. D. 2002. Estimating Resilience Across Landscapes. *Conservation Ecology* 6 (1): 17.
- Peterson, T. A., Ortega-Huerta, M. A., Bartley, J., Sánchez-Cordero, V., Soberón, M., Buddemeier, R. H. y D. R. B. Stockwell 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626-629.
- Pickett, S. T. A. y J. N. Thompson 1978. Patch Dynamics and the design of natural reserves. *Biological Conservation* 13:27-37.
- Porrit, J. 1994. Translating ecological science into practical policy. Páginas 345-354 en: P. J. Edwards, R. M. May y N. R. Webb. *Large-scale ecology and conservation biology*. Blackwell Science, Gran Bretaña.
- Pulido, J. y G. Bocco En prensa. The traditional farming system in Michoacan, Mexico. *Geoderma*.
- Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa 1998. *Diversidad Biológica de México*. Instituto de Biología, UNAM, México.
- Ramírez, I. 2001. Cambios en las cubiertas del suelo en la Sierra de Angangueo, Michoacán y Estado de México, 1971-1994-2000. *Investigaciones Geográficas. Universidad Nacional Autónoma de México*. 45:39-55.
- Ramírez, R. 2002. *El ordenamiento ecológico de la comunidad indígena de Yavesia, Distrito de Ixtlán de Juárez, Sierra Norte Oaxaca*. Tesis, licenciatura. UNAM. México.
- Randall, R. E. 1978. *Theories and techniques in vegetation analysis*. Oxford University Press. Gran Bretaña.

- Raunkiaer, C. 1937. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press, Oxford, 632 pp.
- Reid, A. y S. Gough 2000. Guidelines for reporting and evaluating qualitative research: what are the alternatives? *Journal of Environmental Education Research* 6: 59-91.
- Repetto, G. 1988. *The forest for the trees? Government policies and the misuse of forest resources*. World Resource Institute, Washington, D. C.
- Robertson, G.P. y E. A. Paul 1998. Ecological research in agricultural ecosystems: contributions to ecosystem science and to the management of agronomic resources. Pp. 142-164. En: Pace, L. y Groffman P. M. (eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 pp.
- Röling, N. 1990. Extension science. *Information systems in agricultural development*. Cambridge University Press. Cambridge, Gran Bretaña.
- Röling, N.G. y M.A.E. Wagemakers 1998. *Facilitating sustainable agriculture. Participatory learning and adaptive management in times of environmental uncertainty*. Cambridge University Press, Cambridge, Gran Bretaña.
- Rosete, F. 1998. Diseño de base de datos para su aplicación en la evaluación de tierras de la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. Tesis, Maestría en Ciencias, Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Rossiter, D.G. 1990. ALES: a framework for land evaluation using a microcomputer. *Soil use and management* 6 (1):7-20.
- Rubel, E. 1927. Ecology, plant geography, and geobotany; their history and aim. *The Botanical Gazette*, LXXXIV (4):428-438.
- Rzedowski, J., Palacios, R. 1977. El bosque de *Engelhardtia (Oreomunea) mexicana* en la región de la Chinantla (Oaxaca, México): una reliquia del Cenozoico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 36, 93-123.
- SARH, 1992. *Inventario Forestal Nacional de Gran Visión, reporte principal*. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre, México, D. F., 49 pp.
- SARH, 1994. *Inventario Forestal Nacional Periódico, México 94, Memoria Nacional*. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre. México, D. F., 81 pp.
- Sauer, C. 1925. The morphology of landscape. *Geography* 2:19-53.
- Schultz, A. M. 1969. A study of a ecosystem: the Arctic tundra. Pp. 77-96 en: Van Dyne, G. (ed.). *The ecosystem concept in natural resource management*. Academic Press, New York, EE.UU. 379 pp.
- Scientific and Technical Advisory Panel (STAP). 1999. *Forests, biodiversity and livelihoods: linking policy and practice*. UNEP, GEF. Mexico.
- Scoones, I. y J. Thompson 1994. *Beyond farmer First. Rural people's knowledge, agricultural research and extension practice*. Intermediate Technology Publications, Londres.
- Scott, A. 2000. *The dissemination of the results of environmental research. A Scoping Report for the European Environment Agency*. Science and Technology Policy Research, University of Sussex, Inglaterra.
- Scott, J. M., Csuti, B. y Caicco, S. 1991. Gap analysis: assessing protection needs. Páginas 15-26 en: Hudson W. E (ed.). *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press. EE.UU.
- Scott, M. J., G. R. Bilyard, S. O. Link, C. A. Ulibarri, H. E. Westerdahl, P. F. Ricci y H. E. Seely 1998. Valuation of ecological resources and functions. *Environmental Management* 22 (1):49-68.
- Sheail, J. 2000. Ecology- a science put to use. *Biodiversity and Conservation* 9:1099-1113.
- Sutherland, W. J. 1996. *Ecological census techniques*. Cambridge University Press, Gran Bretaña.
- Siebe, C., R. Jahn y K. Stahr 1996. *Manual para la descripción de suelos en el campo*. Publicación Especial 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A. C., Chapingo, México.
- Sjörs, H. 1955. Remarks on ecosystems. *Svensk Botanisk Tidskrift* 49:155-168.
- Sorani, V. y R. Álvarez 1996. Hybrids maps: a solution for the updating of forest cartography with satellite images and existing information, *Geocarto International* 11 (4):17-23.
- Sosa, G. N. 1996. Caracterización de la avifauna en parches de vegetación en la comunidad indígena de

- Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. Tesis, Licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Michoacán, 62 pp.
- Soulé, M. E. 1986. *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, EE.UU.
- Spellerberg, I. F. 1996. *Conservation Biology*. Longman, London, Gran Bretaña.
- Steege, H. T., Jansen-Jacobs, J. M. y Datadin, V. K. 2000. Can botanical collections assist in a National Protected Area Strategy in Guyana? *Biodiversity and Conservation* 9:215- 240.
- Strauss, A. L. 1995. *Qualitative analysis for social scientists*. Cambridge University Press, Cambridge, Gran Bretaña.
- Styles, B. T., 1987. Los pinos de México. en: Rammamorthy, T., Lot, A., Fa, J. M. (eds). *La diversidad biológica de México*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Sucatev, V. N. 1953. *On the exploration of the vegetation of the Sowjet Union*. Pp. 659-660, Proceedings of the seventh International Botanical Congress. Stockholm, 1950. Uppsala, Suecia.
- Tenorio, L.P. 1997. *Estudio florístico de la cuenca de Río Hondo, Puebla-Oaxaca, México*. Tesis, Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Terborgh, J. 1992. *Diversity and tropical rain forest*. Scientific American Library, New York, U. S. A. 241 pp.
- Thiollay, J. M. 2002. Forest ecosystems: threats, sustainable use and biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation* 11:943- 946.
- Thoms, C. A. y D. R. Betters. 1998. The potential for ecosystem management in Mexico's forest ejidos. *Forest Ecology and Management* 103:149-157.
- Tilman, D. 1998. Species composition, species diversity, and ecosystem processes: understanding the impacts of global change. Pp. 452-472 en: Pace, L. y Groffman P. M. (eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 pp.
- Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology* 80 (5):1455-1474.
- Tischendorf, L. y Fahrig, L. 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15:633- 641.
- Toledo, V.M. 1989. Bio-economic costs of transforming tropical forest to pastures in Latinoamérica. En: S Hecht (ed.) *Cattle ranching and tropical deforestation in Latin America*. Westview Press, Boulder, Colorado.
- Toledo, V.M. y A. Castillo 1999. La ecología en Latinoamérica: siete tesis para una ciencia pertinente en una región en crisis. *Interciencia* 24(3): 157-168.
- Toledo, V.M. 1992. Cambios climáticos y deforestación en los trópicos. *Ciencia* 43:129-134.
- Torres, G. A. 1999. Efecto de la fragmentación de los hábitats forestales en las comunidades de mamíferos de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. Tesis, Mestría, Universidad Nacional Autónoma de México. México, 70 pp.
- Torres, R., Torres, L., Dávila, P., Villaseñor, J. L. 1997. *Listados Florísticos de México. XVI. Flora del Distrito de Tehuantepec, Oaxaca*. Instituto de Biología, UNAM. México.
- Tricart, J. y Kilian, J. 1982. *La eco-geografía y la ordenación del medio natural*. Anagrama, Barcelona, España.
- Troll, C. 1950. *Die geographische Landschaft und ihre Erforschung. Studium generale 3*. Springer, Berlin: Pp. 163-181.
- Troll, C. 1968. Landschaftsökologie. Pp. 1-21 en: Tuxen, R. (ed.) *Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie*. Verlag-Junk, Den Haag, Holanda. 435 pp.
- Tsonis, A. A. 1998. Water Ordering Landscapes. *Science* 280:1210.
- Turner, B. L. y W. B. Meyer. 1994. Global land use and land cover change: an overview. Pp. 3-10 en: Meyer, W. B. y B. L. Turner II. 1994. *Changes in land use and land cover: a global perspective*. Cambridge University Press. 537 pp.

- Turner, M. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern and process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-197.
- Turner, M. 1994. *Quantitative methods in landscape ecology. The analysis and interpretation of landscape*. ISBN:0387942416.
- Tüxen, R. 1968. *Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie*. Verlag-Junk, Den Haag, Holanda. 435 pp.
- Urban, M. y B. Rhoads 2003. Conceptions of nature: implications for an integrated geography. 211-232 en: Trudgill, S. y A. Roy (eds.) *Contemporary Meanings in Physical Geography*. Arnold, Londres, 292 pp.
- Van der Zee, D. y Zonneveld I. 2001. *Landscape ecology applied in land evaluation, development and conservation*. ITC Publications NO. 81/IALE publication MM-1.
- Van Dyne, G. 1969. *The ecosystem concept in natural resource management*. Academic Press, New York, U. S. A. 379 pp.
- Velázquez, A. 1993. *Landscape ecology of Tlálac and Pelado volcanoes, México*. ITC publication No. 16., 151pp.
- Velázquez, A, Romero, F. J., Cordero-Rangel, H. y G. Heil. 2001. Effects of landscape changes on mammalian assemblages at Izta-Popo volcanoes, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 10:1059-1075.
- Velázquez, A. y G. Bocco 2001. Land unit approach for biodiversity mapping. Pp. 273-286 en: Van der Zee, D. y Zonneveld I. (eds). *Landscape ecology applied in land evaluation, development and conservation*. ITC Publications NO. 81/IALE publication MM-1.
- Velázquez, A. y G. W. Heil 1996. Habitat analysis of the volcano rabbit (*Romerolagus diazi*) by different statistical methods. *Journal of Applied Ecology* 33:543-554.
- Velázquez, A. y F. J. Romero 1999. *Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México: bases para el ordenamiento ecológico*. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco- CORENA. México, 389 pp.
- Velázquez, A., Bocco, G., Torres, A. 2001. Turning scientific approaches into practical conservation actions: the case of Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Mexico. *Environmental Management* 5:216-231.
- Velázquez, A., J. F. Mas, J. L. Palacio, J. R. Díaz, R. Mayorga, C. Alcántara, R. Castro y T. Fernández 2002. *Análisis de cambio de uso del suelo. Informe técnico*. Convenio INE-IGg (UNAM), Instituto de Geografía, UNAM.
- Velázquez, A., J. F. Mas, R. Mayorga-Saucedo, J. L. Palacio, G. Bocco, G. Gómez-Rodríguez, L. Luna-González, I. Trejo, J. López-García, M. Palma, A. Peralta y J. Prado-Molina 2001b. El Inventario Forestal Nacional 2000: Potencial de Uso y Alcances. *Ciencias* 64:13-19.
- Velázquez, A., J. Giménez de Azcárate, M. Escamilla-Weinmann y G. Bocco. En prensa. Vegetation dynamics on recent Mexican volcanic landscapes: The case of Paricutin volcano. *Acta Phytogeographica Suecica*.
- Velázquez, A., Mas, J. F., Díaz, J. R., Mayorga, R., Alcántara, P. C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurrea, E. y Palacio, J. L. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* INE-SEMARNAP, 62:21-37.
- Velázquez, A., Mas, J.F., Palacio, J.L., Díaz, J.R., Mayorga, R., Alcántara, C., Castro, R., Fernández, T. 2002. *Análisis de cambio de uso del suelo. Informe técnico*. Convenio INE-IGg-Instituto de Geografía, UNAM. Inédito.
- Verstappen, H. Th. 1986. *Applied geomorphology*. Elsevier, Amsterdam.
- Vitousek, P. M., Ehrlich, P. R., Ehrlich, A. H., Matson, P. A. 1986. Human appropriation of the products of phytosynthesis. *Bioscience* 36: 368-373.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco y J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494-499.
- Vitousek, P.M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology* 75 (7): 1861-1876.
- Wahlberg, N., A. Moilanen y A. Hanski 1996. Predicting the occurrence of endangered species in fragmented landscapes. *Science* 273:1536-1538.
- Walters, C. J. 1998. Improving links between ecosystem scientists. Pp. 272-286 en: Pace, L. y Groffman P. M. (eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 pp.

- Weathers, K. C. y G. M. Lovett 1998. Acid deposition research and ecosystem science: synergistic successes. Pp. 195-219 en: Pace, L. y Groffman P. M. (eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 p.
- Wessman, C. A. y Asner, G. P. 1998. Ecosystems and problems of measurement at large spatial scales. Pp. 346-371 en: Pace, L. y Groffman P. M. (eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 pp.
- Wiens, J. A. 1999. Landscape ecology: the science and the action. *Landscape Ecology* 14:103.
- Wilson, E. O. 2000. On the future of Conservation Biology. *Conservation Biology* 14 (1): 1-3.
- Yunlong, C. y B. Smith 1994. Sustainability in agriculture: a general review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 49:299-307.
- Zak, Donald, R. y Pregitzer, J. S. 1998. Integration of ecophysiological and biogeochemical approaches to ecosystem dynamics. Pp. 372-403 en: Pace, L. y Groffman P. M. (eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 p.
- Zedler, J. B. Fellows, M. Q. y S. Trnka 1998. Wastelands to wetlands: links between habitat protection and ecosystem science. Pp. 69-112 en: Pace, L. y Groffman, P. M. (Eds.). *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science*. Springer. 499 p.
- Zhu, X., R. G. Healey, R. J. Aspinall 1998. A knowledge-based systems approach to desing of spatial decision support systems for environmental management. *Environmental Management* 22 (1):35-48.
- Zink, A. 1986. *Geomorphology and soils*. ITC. Enschede, The Netherlands.
- Zonneveld, I. S. 1979. *Land evaluation and landscape science*. ITC Textbook of photo-interpretation, VII (4). Enschede, The Netherlands. 78 pp.
- Zonneveld, I. S. 1989. The land unit -a fundamental concept in landscape ecology and its application. *Landscape ecology* 3(2):67-86.
- Zonneveld, I. S. 1995. *Land ecology, an introduction to landscape ecology as base for land evaluation, land management and conservation*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN A ESCALA DE ECOSISTEMAS: ALGUNAS BASES PARA EL SEGUIMIENTO DE UNIDADES DEL PAISAJE

Óscar Sánchez

Consultor en Conservación de Vida Silvestre.
Correo-e: *teotenango@yahoo.com*

INTRODUCCIÓN

La biología de la conservación ha recorrido un trecho considerable desde que el Profesor M. Soulé acuñó y propuso su definición en 1978, durante la Primera Conferencia Internacional de biología de la conservación en San Diego, California (Gibbons 1992). Más adelante fue reconociéndose el valor de la biología de la conservación como una disciplina relevante, que podría y debería contribuir a resolver el estado de crisis que atraviesa la diversidad biológica en el planeta (Primack 1993). Para fines prácticos, la historia moderna de esta disciplina puede seguirse desde la fundación de la Sociedad para la Biología de la Conservación en 1985. En sus cerca de 18 años de desarrollo, la biología de la conservación no sólo ha debido crear y sintetizar nuevos conceptos, sino también generar métodos y técnicas ingeniosos, derivados de la confrontación de problemas reales, en diferentes escalas de espacio y de tiempo. Desde hace tiempo se le considera una disciplina científica pertinente para el futuro de muchos países, entre los que destaca México por su formidable riqueza de manifestaciones de la biodiversidad. Dar a la biología de la conservación un enfoque integral, considerando los aspectos biológicos junto con los sociales y económicos, ha agregado valor real a su potencial de aplicación práctica, especialmente en países en desarrollo. Pero en un análisis objetivo, también habrá que reconocer que el enfoque excesivamente academicista que han dado muchos países, principalmente los económicamente desa-

rollados, a la biología de la conservación, ha propiciado más bien la acumulación de nueva información científica, pero no necesariamente han producido aplicaciones con suficiente trascendencia práctica.

En otra sección de este volumen se han descrito algunos conceptos básicos de la biología de la conservación (véase Monroy-Vilchis). El presente trabajo intenta ofrecer un panorama general, aunque necesariamente incompleto dada la activa evolución de esta disciplina, respecto de algunos enfoques aplicables al caso de ecosistemas templados de montaña. Asimismo, se ha intentado adaptar algunos elementos de la biología de la conservación, para proponer algunas bases para el seguimiento del estado de la biodiversidad a escala de unidades del paisaje. Ante la imposibilidad de exponer con suficiente detalle todos y cada uno de los numerosos temas involucrados, se ha tratado de incluir referencias que permitan al lector acudir a fuentes de información más específicas.

DEFINICIÓN PRÁCTICA DE UN ÁREA DE TRABAJO Y DETERMINACIÓN DE LOS SITIOS QUE EJERCEN O RECIBEN INFLUENCIA RESPECTO A ÉSTA

Es frecuente que se exprese interés en la conservación de los ecosistemas de algún área general, aun cuando ésta todavía no se haya definido con exactitud (por ejemplo, una región montañosa de determinada entidad federativa); sin embargo, al pasar de la intención de conservación a la acción,

resulta evidente que se requieren determinaciones claras. Mientras mayor es un área, más complicado resulta abordar el diagnóstico y, más aún, proponer estrategias de conservación, por ello es que el proceso demanda la aplicación de conceptos claros, de trabajo metódico y de técnicas adecuadas.

En general, al trabajar con propósitos de conservación y con un enfoque centrado en ecosistemas (ver Maass, Benítez y Bellot, ambos en este mismo volumen), es necesario definir el área de interés de manera concreta. El proceso puede iniciarse ubicando el área en función de su pertenencia a algún elemento de una región geográfica mayor (por ejemplo, en el caso de los ecosistemas templados de montaña, definiendo algún macizo montañoso particular), sin embargo, en muchos casos prácticos esto aun resulta demasiado impreciso.

En general, es conveniente ubicar y delimitar el área de interés mediante una afinación progresiva de la escala de trabajo. Esta labor permitirá por principio ubicarla en términos de la cuenca hídrica a la cual pertenece, lo cual tiene la ventaja de colocar al área dentro del contexto de espacio real en el que ocurren sus procesos y ciclos, físicos, químicos y biológicos. Para fines prácticos, una cuenca puede considerarse como la superficie total desde la cual escurre el agua que alimenta un lago, un humedal o un tramo determinado de río. Esta es una descripción operativa, basada en la utilizada por el U. S. Fish & Wildlife Service (2003), que coincide con otras que han sido propuestas.

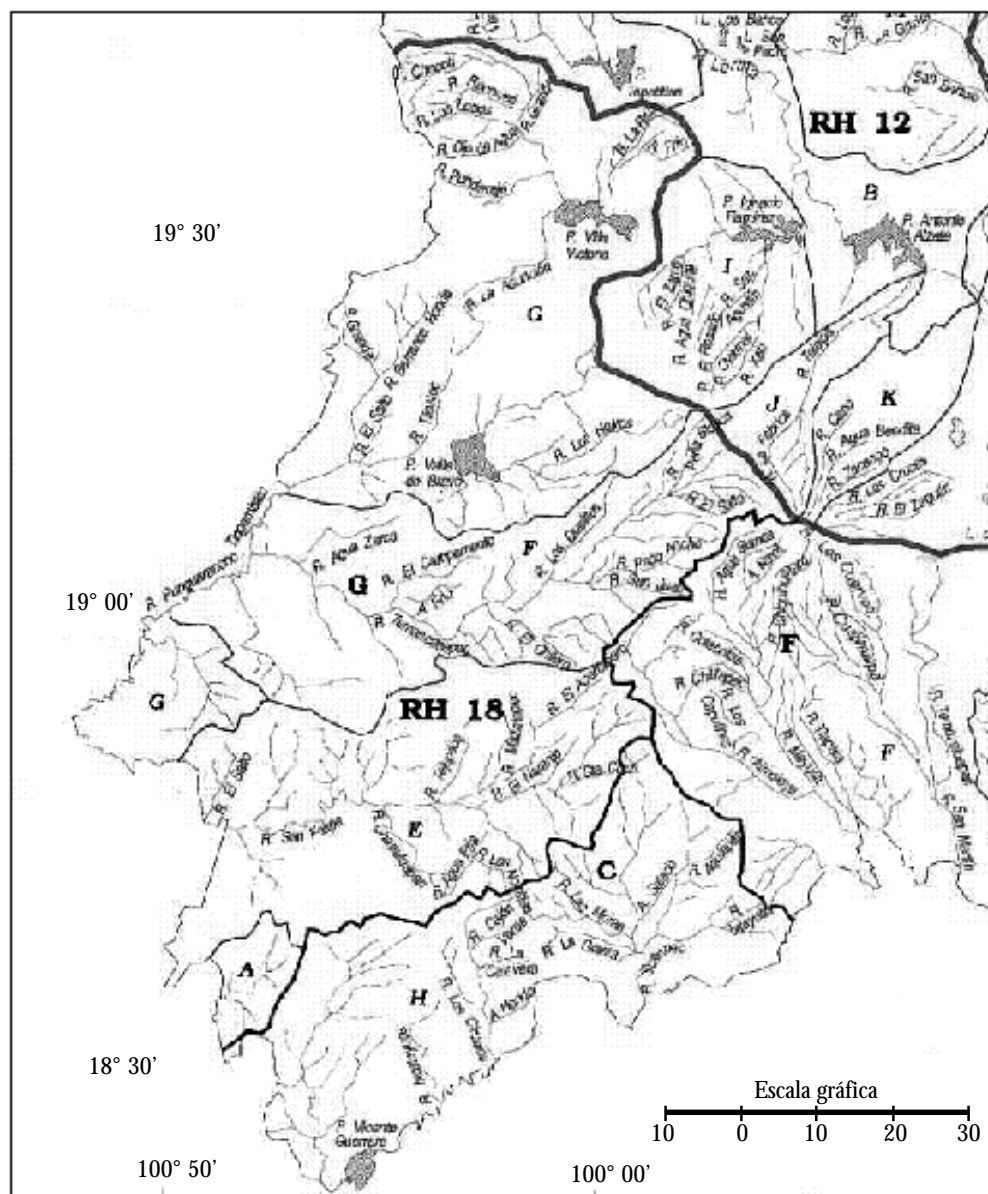
Una cuenca, aun si estuviera restringida a una sola ladera de un sistema de montañas, todavía podría resultar un área demasiado grande para ciertos propósitos prácticos de diagnóstico y conservación de la biodiversidad. En tal caso, si se determina la necesidad de trabajar a una escala más detallada, será importante delimitar el área de interés en función de la subcuenca a la que pertenece, entendiendo una subcuenca como cada porción de una cuenca hídrica determinada, que pueda identificarse como un vertedero independiente, pero que confluya con otros de escala similar hacia el cauce principal de la cuenca.

Pero incluso una subcuenca no es necesariamente homogénea. Dentro de ella, las distintas pendientes y sus orientaciones, los distintos tipos de roca y de suelo, la historia biogeográfica de la biota local y las diversas actividades humanas, entre otros factores, han determinado la presencia y ubicación de componentes bióticos, cuyas combinaciones pueden ser reconocidas a la escala de paisajes locales. La determinación de unidades del paisaje es un paso muy importante para tratar de aplicar algunos principios de la biología de la conservación, como se explicará más adelante en este texto y las cuencas hidrográficas, a distintas escalas, permiten dar una dimensión realista a las expectativas de conservación de los ecosistemas (Montgomery *et al.* 1995).

La figura 1 muestra un ejemplo de carta geográfica base que contiene cuencas y subcuencas; puede partirse de información gráfica como esta, para delimitar un área de trabajo y sus ámbitos de influencia. Para una discusión más específica sobre los alcances y las limitaciones del enfoque basado en cuencas, véase Cuplin (1986a) y los trabajos de Maass y de Cotler (ambos en este mismo volumen).

Sea en escala *macro*, *meso* o *micro*, cuando se pretenda desarrollar análisis conducentes a la conservación de ecosistemas en función del concepto de cuencas anidadas mencionado anteriormente, también es recomendable determinar cuáles son las áreas circundantes que ejercen mayor influencia, directa e indirecta, positiva y negativa, sobre los componentes y valores de la biodiversidad del área (LaBounty 1986, Weller 1986). Quizá un ejemplo permitirá comprender mejor el concepto: si se pretendiera construir una represa en un área donde existen bosques, los ecosistemas locales podrían experimentar cambios importantes con la presencia de un nuevo cuerpo de agua. Muy probablemente estos cambios no se limitarán a la afectación directa por la inundación del vaso de la represa, sino que la operación posterior de la represa provocará cambios en el régimen hidrológico río abajo de la cortina y también cambios en el microclima en las riberas del vaso. Con esto muchos ambientes origi-

FIGURA 1. FRAGMENTO DE UNA CARTA BASE DE CUENCAS Y SUBCUENCAS HIDROGRÁFICAS DEL SUROESTE DEL ESTADO DE MÉXICO



Obsérvese que la estructura anidada de las subcuencas y cuencas facilita el análisis inicial para la conservación a escala de ecosistemas: el límite entre las cuencas del Río Balsas (RH18) y Lerma-Chapala-Santiago (RH12) se muestra con línea gruesa; parte de la Cuenca del Río Cutzamala está marcada como G y consta de subcuencas como las de Tejupilco (E), Temascaltepec (F) y Valle de Bravo-Tilostoc (G).

Fuente: Reyes Torres, C. 1992: 34-35 *en*: Atlas del Estado de México 1992.

nales, incluso algunos relativamente lejanos al predio, pero en la misma cuenca o subcuenca, podrían verse comprometidos. A la inversa, si por ejemplo se desea conservar un humedal nativo, será indispensable determinar el área de influencia desde la cual se originan fenómenos que afectan, directa o indirectamente, al humedal (por ejemplo, captación de aguas en la parte alta de la vertiente, influjo de los vertederos de drenaje u otros). Es recomendable considerar estos factores, con el grado de detalle que reclame cada caso, desde el momento en que se efectúa un diagnóstico inicial para la conservación de los ecosistemas locales.

Hoy existen el conocimiento y la tecnología necesarios para generar modelos geográficos a distintas escalas (ver Velázquez y Bocco, en este volumen), los cuales permiten entender mejor la confluencia espacial de distintos valores de la biodiversidad, de los factores que les son adversos y de aquellos que representan oportunidades para la conservación.

Sin embargo, cabe aclarar que para la mayor parte de los casos quizá no bastará con producir un modelo basado en imágenes, sino que habrá que cotejar sus características en el campo. A pesar de la recurrente insuficiencia del financiamiento, al trabajar con modelos geográficos debe procurarse incluir la verificación de campo, cuando menos de algunos indicadores mínimos que se estimen cruciales, pues solamente con información veraz podrá aspirarse a trazar objetivos realistas para estrategias y programas de conservación.

Como se aprecia de lo anterior, delimitar lo más claramente posible el área de interés y ubicarla, en el contexto de las unidades ecogeográficas a las que pertenece, permite enmarcar y dimensionar mejor los esfuerzos de conservación (desde el diagnóstico hasta el diseño de estrategias, su desarrollo y la evaluación de sus resultados). Así se pueden considerar, de modo efectivo y funcional, los procesos que ocurren en el sistema formado por las unidades de paisaje del área de interés, dentro de la subcuenca, la cuenca y la macrocuenca a las que cada una pertenece. Cual-

quiera que sea la escala de trabajo requerida, es recomendable que el área de interés se delimite claramente y en función de los criterios más objetivos que sea posible alcanzar, de manera que no se subestimen funciones e interacciones ambientales importantes.

La ubicación razonada de los límites del área general de interés y de sus áreas de influencia proveerá un marco sólido para tratar de definir, más adelante, aquellas unidades componentes del paisaje de las cuales se requiere diagnosticar sus condiciones y sus interacciones con las restantes unidades existentes en el área. Es claro que los factores sociales y económicos que convergen como causales en los fenómenos de deterioro de la biodiversidad no necesariamente se circunscriben a las cuencas u otras unidades naturales pero, sin duda, el análisis de los componentes sociales del caso también se facilitará al contar con un marco firme de referencia geográfica.

DETERMINACIÓN Y DESCRIPCIÓN DE UNIDADES DISCERNIBLES A ESCALA DE PAISAJE, DENTRO DE UN ÁREA DE INTERÉS PARA LA CONSERVACIÓN

Como se expuso líneas arriba, la escala a la cual se requiere trabajar en un problema de conservación de ecosistemas templados de montaña es un factor determinante para decidir sobre los tipos de análisis necesarios, a fin de generar un diagnóstico suficiente y a partir de éste orientaciones para crear una estrategia de conservación adecuada.

La conservación de ecosistemas es un reto tanto intelectual como práctico que frecuentemente requiere utilizar herramientas de varios campos del conocimiento y, eventualmente, hasta modificarlas o fusionarlas para atender problemas específicos. Por ello conviene no precipitarse al crear una estrategia de conservación. Dedicar tiempo suficiente (compatible con el marco de las circunstancias y tiempos reales) a desarrollar un diagnóstico tan objetivo como sea posible, de las características del área de interés y sus condiciones, antes de emprender acciones puede ahorrar muchos problemas en el futuro.

En general, para determinar unidades discernibles a nivel de paisaje dentro de un área de interés para la conservación, es recomendable partir del análisis detallado de imágenes satelitales y aéreas, según convenga a cada caso, cuidando que la escala y el tipo de imágenes sean adecuados para el problema que se desea tratar (ver Velázquez y Bocco, en este mismo volumen). Una manera, entre varias, de abordar la determinación de unidades de paisaje dentro de un área, consiste en tratar de ubicar componentes visualmente reconocibles en las imágenes y en sobreponer gráficamente, en ese modelo inicial, la información topográfica, litológica, edáfica, del microclima, de la vegetación y de aspectos socioeconómicos relevantes que se tengan disponibles. Generalmente esto se hace por medio de la integración de esos tipos de elementos informativos en un Sistema de Información Geográfica o SIG (véase Velázquez y Bocco, *ibid.*). Ese tipo de prospección inicial permite identificar grandes componentes del mosaico ambiental del área y tomar las primeras decisiones acerca de cuáles elementos (o grupos de elementos), merecen atención a mayor detalle en el trabajo de diagnóstico para la conservación de los ecosistemas locales.

Una vez que se hayan determinado las principales unidades componentes del paisaje en el área de trabajo, habrá que abordar una nueva etapa: el reconocimiento de las características más importantes de cada una de ellas.

Para ello es recomendable efectuar algún levantamiento mínimo de información de campo que revele para cada unidad de paisaje, de manera razonable y con una relación de costo y tiempo adecuado al caso, los valores más importantes de la biodiversidad local, las amenazas que enfrentan, las prioridades para su atención y las oportunidades para su conservación. Al trabajar con un enfoque hacia la conservación de ecosistemas difícilmente se tiene oportunidad de hacer estudios de campo particulares, profundos y prolongados, sobre las interacciones de las formas de vida presentes con su medio natural y con el entorno humano. En cambio, es factible ponderar cuáles son los ras-

gos más relevantes de la biodiversidad local en los rubros arriba mencionados, y adquirir la mayor cantidad y calidad posible de información indicativa sobre ellos.

En situaciones reales referidas a regiones templadas de montaña pocas veces se trata con áreas homogéneas, al menos en cuanto a su topografía, fisonomía y vegetación, por lo que en realidad el diagnóstico debiera tratar de determinar qué unidades (geoformas, manchones de vegetación u otros rasgos destacados) son las más relevantes para la conservación en cada una de las unidades discernibles dentro del área, a la escala elegida para el trabajo y para fines prácticos de conservación considerando los factores sociales y económicos.

Dentro de este enfoque hacia ecosistemas debe tenerse en mente que, en el lenguaje común, suelen utilizarse frases genéricas como “los ecosistemas que componen una región”. Sin embargo un ecosistema no tiene, por sí mismo, un límite definido en la práctica; por ello, con frecuencia será necesario determinar unidades convencionales dentro del área general. Estas unidades deben ser discernibles con un grado aceptable de objetividad y deben ser utilizables como elementos de base para tomar decisiones.

Por esto, otra de las tareas que es necesario abordar antes de tratar problemas de conservación de la biodiversidad a la escala de *ecosistema*, es intentar traducir este concepto a una acepción manejable en la práctica. Ecosistema es un término relativamente claro desde la perspectiva teórica en biología, pero frecuentemente poco accesible al referirlo al contexto del espacio y el tiempo reales. En general, es posible asumir que en un área geográfica dada existe un conjunto de ecosistemas, cuyas funciones se desarrollan a distintas escalas espaciales, menores que esa área y cuyas interacciones determinan la existencia de lo que podría llamarse el “ecosistema general”. Este ecosistema general del área, a su vez, forma parte de los “ecosistemas mayores” propios de una determinada región.

Bajo el razonamiento anterior y tratándose de la conservación práctica (es decir, aquella com-

patible con la escala de tiempo en la que ocurren los fenómenos sociales y económicos que deterioran la biodiversidad), un sucedáneo utilizable, aunque confesadamente pragmático, de ecosistema puede ser cada una de las *unidades del paisaje* que, por sus atributos, haya resultado distinguible de otras. Según las características del área general, los atributos que definen una unidad de paisaje pueden ser geomorfológicos (por ejemplo, una ladera o un cuerpo de agua); de distribución de la vegetación (un manchón de un tipo de vegetación determinado); y hasta conjuntos de signos inequívocos de alteración en extensiones ubicadas entre tractos de vegetación nativa (como ejemplo, un predio extenso donde se ha abandonado una actividad productiva).

Algunos órganos de distintos gobiernos nacionales, que trabajan en la conservación con enfoque hacia ecosistemas, han propuesto definiciones operativas del término ecosistema que coinciden, en general, con el enfoque de unidades del paisaje aquí explicado. Como un ejemplo, “*It is a geographic area including all the living organisms (people, plants, animals and microorganisms), their physical surroundings (such as soil, water and air), and the natural cycles that sustain them...Ecosystems can be small (a single stand of aspen) or large (an entire watershed including hundreds of forest stands across many different ownerships).*” Esta definición operativa de ecosistema es la que utiliza el U. S. Fish & Wildlife Service (U. S. F&WS 2003), pero coincide en términos generales con otras como la que comenta Maass (en este mismo volumen). Aun cuando existen otras, en general son coincidentes con ésta en sus aspectos más importantes. Pueden conocerse algunos antecedentes históricos acerca de los enfoques de la ecología a la escala de paisaje consultando Risser *et al.* (1984).

La naturaleza difusa de los ecosistemas en el mundo real es un reto para la biología de la conservación pero, en la práctica, el uso de sucedáneos convencionales como los arriba descritos puede facilitar la determinación de unidades concretas de trabajo. Cualesquiera que sean los criterios utilizados para delimitar un área general de interés

(y dentro de ella sus unidades de paisaje reconocibles), estos deben ser claros, pues a esas unidades se referirán las eventuales estrategias de conservación.

CONSTRUCCIÓN DE CRITERIOS PARA DETERMINAR UNIDADES EN EL ÁREA DE INTERÉS, DISCERNIBLES A LA ESCALA DE PAISAJE

Es imposible explicar aquí cómo construir criterios de determinación particulares, aplicables para todos los casos. A cambio de ello, se exponen algunas bases conceptuales que pueden ayudar a tomar decisiones, con base en los resultados del cruce de información de distintos tipos, mediante sistemas de información geográfica y otras herramientas.

Diversos factores pueden ser importantes para generar criterios de determinación de unidades de paisaje relativamente objetivas, que a su vez puedan representar sucedáneos del concepto de ecosistema utilizables en la práctica. Dentro de un amplio espectro posible de factores, pueden considerarse:

- Factores con implicaciones positivas respecto a la biodiversidad

- Presencia de extensiones grandes y continuas, con un determinado tipo de vegetación nativa.
- Presencia de extensiones grandes en las que coexistan, en continuidad, diferentes tipos de vegetación nativa.
- Presencia de conjuntos de manchones de vegetación nativa más o menos contiguos.
- Presencia de conjuntos de manchones amplios de varios tipos de vegetación nativa, aunque no sean contiguos.
- Presencia de áreas con gradientes pronunciados, que puedan albergar numerosos ecotonos.
- Presencia de unidades geomorfológicas completas en el área.
- Presencia de unidades hidrológicas lénticas (lagunas y lagos), especialmente en cuencas endorreicas (de vertimiento hacia el centro) que estén limitadas al área de interés.

- Presencia de tramos lóticos poco alterados (ríos y arroyos) en el área.
- Presencia conocida de especies endémicas a México como país o, aun más, microendémicas a porciones menores del territorio nacional.
- Presencia de sitios en el área que puedan albergar poblaciones de especies consideradas en riesgo.
- Presencia de extensiones donde ocurran fenómenos ecológicos únicos.
- Presencia de rasgos de paisaje singulares o, incluso, simplemente inaccesibles.

- *Factores con implicaciones negativas, potenciales o reales, respecto de la biodiversidad en el área de interés y su área de influencia (recibida o ejercida)*

- Presencia de numerosos asentamientos y comunidades humanas.
- Presencia de asentamientos industriales (diferenciando los tipos tanto como sea posible).
- Presencia de usos del agua que afecten la disponibilidad y calidad de ésta, incluyendo sus magnitudes, ubicación local y destinos.
- Influjos de aguas de mala calidad (identificando los tipos en lo posible).
- Presencia de aprovechamiento extractivo de otros recursos inorgánicos.
- Presencia de aprovechamiento extractivo de recursos bióticos nativos, incluyendo tala, cosecha de otras formas de vida silvestre y remoción de suelo.
- Presencia, tipo, ubicación y magnitud de actividades agrícolas.
- Presencia, tipo, ubicación y magnitud de actividades pecuarias.
- Presencia, tipo, ubicación y magnitud de actividades de turismo o de recreación convencional.
- Perspectivas de exploración minera o de otros tipos comparables.
- Erosión incipiente o avanzada.
- Presencia de especies exóticas (entendidas como todas las que son ajenas al sitio o a la región, no solamente aquellas extranjeras a México).

- Presencia, ubicación, magnitudes, frecuencias y orígenes conocidos de fuegos inducidos.
- Alteración significativa de la incidencia o ciclos conocidos de eventos naturales de perturbación (disturbio) ambiental, tanto en ubicación, como en magnitudes y frecuencias.

Factores como los enunciados pueden servir para desarrollar criterios que los responsables de un programa de conservación de ecosistemas necesitarán, a fin de diferenciar unidades de paisaje con base en sus características. El análisis comparativo e integrado de distintos tipos de factores, mediante métodos objetivos y prácticos, permitirá construir criterios suficientemente sólidos para distinguir unidades convencionales a escala del paisaje. Estas, a su vez, proveerán bases más firmes para crear programas de conservación de los ecosistemas locales.

No sobra decir que es conveniente consultar a especialistas relacionados con cada factor relevante a evaluar. Por otra parte, no es posible definir una “manera óptima” de combinar factores para el análisis pero, sin duda, un conocimiento suficiente y bien integrado sobre geografía, ecología, biología de la conservación y sobre aspectos socioeconómicos (véanse artículos al respecto en este volumen), así como sobre temas jurídicos y administrativos, permitirá afinar el juicio profesional de cada grupo técnico a cargo de programas de conservación de ecosistemas.

Lo anterior adquiere particular importancia en el caso de la conservación de los ecosistemas templados de montaña que, por su historia biogeográfica singular e irreplicable, significan una de las mayores prioridades para México. Por ello se recomienda, como una parte adicional del trabajo de análisis para la conservación de ecosistemas templados de montaña, reunir la mejor información posible acerca de la historia biogeográfica del área general de interés, a fin de conocer sus vínculos geológico-históricos con otras áreas cercanas y del grado de aislamiento (antiguo y presente) que pudiera presentar la biota local respecto a la de aquellas (Brown 1988: 78-81). A mayor aislamiento a través del tiempo geológico cabría esperar mayor unicidad de los

componentes de la diversidad biológica local. Si ese fuera el caso, deberá considerarse explícitamente esa circunstancia a través de las etapas de diagnóstico y de planeación.

Además, el conocimiento de los antecedentes biogeográficos de los ecosistemas templados de montaña locales también puede permitir hacer algunas inferencias acerca de la flora y la vegetación que, históricamente, pudieron haber prevalecido en los sitios hoy alterados. Otro tanto puede aplicarse a algunos componentes de la fauna, de la micota y otros elementos de la biota local.

BASES PARA EL DIAGNÓSTICO DE LOS VALORES DE LA BIODIVERSIDAD, DE LAS AMENAZAS QUE ENFRENTAN, Y DE LAS PRIORIDADES Y OPORTUNIDADES PARA SU CONSERVACIÓN

En función de lo explicado párrafos arriba, idealmente, para cada unidad de paisaje definida dentro de un área de interés deberían ponderarse los principales valores de la biodiversidad que contiene, las amenazas que éstos enfrentan, la prioridad con que se requiere atender las distintas unidades y las oportunidades existentes para ello. Ahora bien, como se explicará más adelante, el abordaje de este tema requiere la verificación previa de ciertos indicadores de campo, al menos de los que se estimen como de mayor significación.

El conjunto de unidades del paisaje, determinadas como relevantes en un área, debería representar la mejor combinación posible de componentes para maximizar la conservación de la biodiversidad local (Noss 1983). Queda claro que, para valorar adecuadamente este aspecto, debe disponerse de un mínimo de información local sobre esos componentes y sus relaciones mutuas.

La biodiversidad no se reduce solamente a la riqueza de formas de vida diferentes, sino que tiene diversas manifestaciones y niveles de integración (a nivel de genes, de organismos individuales, de poblaciones, de comunidades y a escala de ecosistemas). Los artículos de Monroy-Vilchis, y de Benítez y Bellot (en este mismo volumen) proveen detalles al respecto.

Entre sus postulados, la biología de la conservación ha establecido que existen distintos tipos de valores de la biodiversidad, por ejemplo: a) el intrínseco a su mera existencia; b) el de su importancia para la continuidad y calidad del ambiente humano; c) el valor económico directo e indirecto que representa y d) su valor estético, entre varios otros (McNeely 1988, McNeely *et al.* 1990).

Una vez determinada la escala a la cual deberá tratarse un caso particular de conservación de ecosistemas, deberá dejarse claro que aun cuando pueda existir algún interés especial en alguno de los valores de la biodiversidad, debe considerarse la mayor cantidad posible de éstos en cualquier análisis y en las estrategias de conservación que de él se deriven. Sin embargo, algunos niveles de integración de la biodiversidad son más difíciles de documentar que otros y, al momento de decidir qué se evaluará en el campo, esto deberá ponderarse con un enfoque práctico respecto al tiempo y a los recursos disponibles, a fin de reunir la información de mayor utilidad para desarrollar estrategias oportunas de conservación.

Una posibilidad para la determinación de los valores más relevantes de la diversidad biológica local es practicar el llamado reconocimiento rápido (Rapid Assessment Program, RAP) respecto a la estructura de la vegetación y a otros aspectos biológicos y sociales de cada unidad identificada. En lo biológico, este procedimiento se basa en indicadores generales del aspecto y la composición general de la vegetación, y en patrones espaciales de presencia de especies (o grupos de especies) de particular relevancia, cuyos requerimientos ambientales conocidos pueden indicar un estado de conservación aceptable del entorno. Un RAP, bien desarrollado, puede proporcionar una alternativa práctica para mitigar la insuficiencia de conocimiento científico profundo a nivel de comunidades y ecosistemas. Este reconocimiento rápido es de mayor utilidad cuando se acompaña con algunas estimaciones, aun cuando sean gruesas, de riqueza y quizá abundancia relativa, cuando menos de las especies más relevantes y conspicuas. Si bien puede ser objeto de

algunas críticas justificadas de método, respecto a su grado de representatividad para áreas extensas (véase, más adelante, la sección sobre toma de decisiones durante la verificación de campo), el reconocimiento rápido es un abordaje en general aceptable para intentar reconocer, al menos en principio, la riqueza de comunidades ecológicas y algunos otros rasgos de la biota de un área con fines de conservación.

En lapsos reales, compatibles con el tratamiento de los problemas de conservación, un reconocimiento rápido permite construir un catálogo mínimo inicial de los rasgos más relevantes de la biodiversidad, asociados con cada unidad de paisaje identificada en un área de interés. El grado de detalle alcanzable en ese catálogo depende fuertemente de qué tanto conocimiento previo existe sobre la vida silvestre en la región general y de la viabilidad de abordar estudios sobre aspectos particulares del caso (ver detalles sobre el RAP y algunos conceptos acerca de muestreo y valoración estadística, más adelante).

Para abordar el reconocimiento inicial del estado de la biodiversidad se recomienda determinar, caso por caso, cuál diseño de trabajo puede resultar más productivo y adecuado en función de la cantidad y tipos de unidades de paisaje detectados, de las preguntas cruciales y del tiempo y los recursos disponibles. Esto es especialmente importante, pues desde las primeras visitas a un sitio ya debería iniciarse la identificación de indicadores susceptibles de seguimiento en el futuro.

Al preparar ese catálogo mínimo, de los rasgos más relevantes de las distintas unidades de paisaje, es recomendable asociar a cada rasgo descrito alguna determinación del o los tipos de *valores* de la biodiversidad que representa, tanto desde la perspectiva humana como respecto a los valores intrínsecos de la biodiversidad. En esta etapa también debiera incorporarse al protocolo de trabajo un primer reconocimiento grueso de las amenazas que enfrenta cada uno de ellos. Esto hace claro que un reconocimiento rápido, más allá de su concepto original (descriptivo de la biota local), actualmente requiere incluir valoraciones iniciales de los aspectos socioeconómicos.

Poco más adelante en el reconocimiento inicial, será necesario al menos esbozar algunas ideas acerca de la *prioridad relativa* asociada con la conservación de cada uno de esos valores, en cada unidad de paisaje que se haya considerado relevante. Aquí también resulta obvio el vínculo con el análisis de los aspectos sociales y económicos relacionados con el área o localidad de interés (ver el artículo de Merino, en este mismo volumen). En general las prioridades de conservación guardarán relación con el estado de integridad que muestren las comunidades ecológicas locales, base del funcionamiento de los ecosistemas; pero también con los tipos, las ubicaciones, las magnitudes y las frecuencias de impactos negativos provocados por actividades humanas. Así, la valoración de prioridades en función de los componentes biológicos, estructura de la vegetación, composición taxonómica de grupos conspicuos, antecedentes biogeográficos, atributos ecológicos destacados y el estado actual de conservación de cada unidad del paisaje, debería hacerse en forma comparativa, con respecto a distintas variables indicadoras del entorno socioeconómico.

Asimismo, para construir una estrategia congruente con la realidad será necesario agregar, a la mejor determinación posible de valores de la biodiversidad y de prioridad relativa de atención a éstos, una evaluación preliminar de las *oportunidades existentes* para atender la conservación de esos valores, por unidad de paisaje y para todo el conjunto. Nuevamente, el enlace con una sólida metodología para el reconocimiento de los factores socioeconómicos resultará un factor clave. Por otra parte, las oportunidades para la conservación no solamente se relacionan con la disponibilidad de predios, de condiciones administrativas propicias, de fondos económicos y de actitudes sociales comprometidas con la protección de la biodiversidad nativa, sino también con otros factores menos obvios. Entre otros están aquellos que pueden proporcionar una *retroalimentación negativa* respecto a los fenómenos económicos que causan el deterioro ambiental (*e. g.* factores que, al incrementarse en magnitud o ritmo de un proceso económico, propician el decremento de otros

factores de la economía que causan degradación a los ecosistemas). Este aspecto reviste gran importancia, sin embargo este espacio no permite analizar los detalles del fenómeno de retroalimentación negativa, por lo que se recomienda al lector la consulta de Costanza *et al.* (1999).

También es recomendable mantenerse alerta para detectar otros tipos de oportunidades que favorezcan la conservación de los valores de la biodiversidad local, por ejemplo, el *rescate de actividades tradicionales de manejo* y la búsqueda de *actividades alternativas de producción* que puedan substituir, siempre que sea con ventaja y con efectos positivos para la biodiversidad nativa, a las actuales.

VERIFICACIÓN DE CAMPO POR MEDIO DE INDICADORES DE LA BIODIVERSIDAD, EN LAS UNIDADES DE PAISAJE DETERMINADAS

Una vez reseñado el proceso general para el diagnóstico inicial de valores de la biodiversidad, de las amenazas que afrontan, de la prioridad relativa para su atención y de la detección de oportunidades para su conservación, tratemos de abordar algunos detalles de la verificación de campo, con énfasis en los aspectos biológicos.

Conforme a lo expuesto párrafos arriba, cuando la cantidad y la calidad de la información recabada se consideren suficientes para tomar las primeras decisiones sobre identificación de unidades del paisaje (al menos con un modelo basado en imágenes, en los términos que ya se ha explicado arriba), será necesario proceder a verificar, en campo, la congruencia del modelo así generado con respecto a la situación real.

Si las imágenes y datos diversos empleados para alimentar un SIG son recientes, probablemente los factores de continuidad, contigüidad o fragmentación de la vegetación, ubicación de ríos, asentamientos humanos y otros similares, no presentarán mayores problemas para el reconocimiento de algunas unidades aparentes del paisaje. Sin embargo, es recomendable que el responsable del estudio y/o programa de conserva-

ción tome contacto con especialistas relacionados con cada uno de los factores que se pretenda valorar, para mejorar las posibilidades de interpretación de las imágenes. Concretamente, esos contactos profesionales le aportarán elementos valiosos para tomar decisiones acerca de los indicadores de campo más adecuados para estimar en cada rubro (biológico o socioeconómico) y a la escala adecuada, la representatividad del modelo que se haya generado.

Aunque no está debidamente documentada, ha existido una tendencia histórica hacia considerar la presencia de especies de interés especial (sea por su eventual riesgo de extinción o por su importancia para la sociedad) como el indicador por excelencia del estado de la biodiversidad. En algunos casos particulares esto puede resultar justificado y suficiente pero, para enfocar la conservación hacia el nivel de ecosistemas, es necesario adoptar una perspectiva mucho más amplia. Debe recordarse que la biodiversidad se entiende, hoy, como la variedad de formas de vida en distintos niveles de integración: *diversidad genética*, *diversidad de poblaciones*, *diversidad de especies*, *de comunidades ecológicas* y, en fin, *diversidad de ecosistemas* (Primack 1993). Con respecto a su medición, la diversidad biológica se ha conceptualizado como *diversidad alfa* (el número simple de especies en una unidad espacial determinada), *diversidad beta* (la tasa de cambio en la composición de especies, a lo largo de una serie de unidades espaciales ubicadas en un gradiente) y *diversidad gamma* (la tasa con la que se pueden encontrar especies adicionales que sustituyen, en su papel ecológico, a sus similares de ambientes comparables en otras localidades no vecinas). Para mayor información sobre estos conceptos y sobre métodos para hacer estimaciones numéricas al respecto, véanse Magurran (1988) y Primack (1993).

Bajo este enfoque multidimensional de la biodiversidad y en concordancia con los factores que se mencionaron en una sección previa para construir criterios de decisión, los valores de la biodiversidad local (en cada unidad del paisaje) pueden incluir, entre otros:

- . alta riqueza de especies,
- . alta riqueza de comunidades ecológicas,
- . unicidad de las comunidades ecológicas,
- . alta complejidad estructural de las comunidades,
- . bajo nivel de perturbación inducida de las comunidades,
- . presencia de especies de alto interés por su unicidad a escala mundial, del país, de una entidad federativa u otra extensión menor (migratorias y endémicas, entre otras),
- . presencia de fenómenos ecológicos únicos e irrepetibles, a escala mundial, continental, nacional, estatal u otras,
- . presencia de especies consideradas en estado de amenaza general o en riesgo de desaparición local, especialmente las consideradas en listas nacionales e internacionales,
- . aportación de servicios ambientales concretos, en varias dimensiones espaciales y temporales,
- . utilidad real, tradicional y actual, de las comunidades ecológicas o de especies particulares para las comunidades humanas locales (para usos consuntivos o no consuntivos),
- . utilidad potencial de las comunidades ecológicas o de especies particulares para las comunidades humanas locales, para usos consuntivos o no consuntivos,
- . presencia de especies y otros rasgos del entorno natural que tengan un significado cultural relevante, a escala local, regional o mundial.

La verificación de campo de atributos de unidades de paisaje generalmente se halla restringida por limitaciones impuestas por la escala definida, por la accesibilidad y por la problemática particular del área, y del tiempo y los recursos realmente disponibles. Frecuentemente esto no permite un reconocimiento detallado del estado de la diversidad biológica en cada una de las unidades de paisaje detectadas, pero al menos debe buscarse obtener información suficiente para co-tejar la validez del modelo y las implicaciones reales de éste.

Respecto a los rasgos generales de la biodiversidad en cada unidad de paisaje que se

haya determinado en el análisis previo, una posibilidad es, como se adelantó párrafos arriba, el reconocimiento rápido del estado general de la vegetación y, también, de las especies o grupos de animales más conspicuos (Pressey 1990). Este enfoque de reconocimiento rápido fue concebido y explorado principalmente por el botánico Al Gentry (1945-1993) del Missouri Botanical Garden, quien lo desarrolló en conexión con el Programa de Evaluación Rápida (Rapid Assessment Program, RAP) de Conservation International, del cual fue cofundador con el ornitólogo Ted Parker y de cuyo enfoque el método ha tomado su nombre genérico.

En esencia, el esquema de reconocimiento rápido es claramente aplicable al tema de la conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Una vez determinadas cuántas y cuáles son las unidades de paisaje reconocibles, es posible planear una verificación de campo, al menos para cada una de las más relevantes. Es deseable que el reconocimiento rápido incluya aspectos sociales y económicos, además de los biológicos; con la mayor suficiencia que sea posible alcanzar (para integrarlos, se sugiere ver el trabajo de Merino, en este mismo volumen).

Tratándose de una de las primeras fases del trabajo de campo, debe procurarse que el reconocimiento rápido provea datos suficientes para poder estimar los valores, las amenazas, las prioridades y las oportunidades de conservación. Por otra parte, este esfuerzo inicial en campo también debería aprovecharse para recabar información sobre los aspectos susceptibles de seguimiento sistemático en el futuro. La manera en que se efectúe el proceso de reconocimiento rápido inicial también será determinante para el diseño del propio protocolo de seguimiento, pues provee no solo una lista de indicadores potenciales, sino una descripción de las condiciones ("estado cero") que guardan éstos en cada unidad de paisaje de interés, al momento de iniciarse el proceso de diagnóstico.

La comparación de los resultados de un reconocimiento rápido local con información similar, disponible para otros ecosistemas templados

de montaña mexicanos vecinos (estructura y composición de la vegetación, rasgos de la fauna, de la micota u otros componentes conspicuos), aumentará las posibilidades de encontrar elementos que faciliten una valoración inicial adecuada y una propuesta básica viable para el seguimiento de las unidades de paisaje locales.

LA TOMA DE DECISIONES DURANTE LAS VERIFICACIONES DE CAMPO Y EN ETAPAS DE SEGUIMIENTO DE LAS UNIDADES DE PAISAJE

Dependiendo de los objetivos particulares que se persigan y del grado de complejidad de los problemas que plantee cada caso real, los métodos de verificación de campo pueden abordar: a) la mera comprobación de la presencia y ubicación de extensiones con distintos tipos de vegetación o de especies relevantes y b) la comparación más detallada de esas unidades de paisaje, con el propósito de tomar algunas decisiones que resulten indispensables, acerca de diferencias aparentes de rasgos entre unidades del paisaje o de heterogeneidad dentro de unidades particulares.

Evidentemente, el alcance de ambos enfoques es muy diferente y debe ponderarse cuidadosamente cuándo bastará con el primero y cuándo es indispensable abordar el segundo.

Resumiendo: la verificación de campo es, pues, una exploración inicial (o serie de exploraciones iniciales) que debe(n) servir para decidir si un modelo espacial generado con base en imágenes es, en general, correcto. Pero como también se anotó, su utilidad puede extenderse a identificar indicadores que permitan, en el futuro, dar *seguimiento* (también llamado "monitoreo") a cambios relevantes de algunos rasgos importantes de las unidades de paisaje. El seguimiento sistemático del estado de conservación de unidades del paisaje aún está poco desarrollado en México y no siempre se aplica correctamente, en especial en lo que se refiere a los enfoques y a los métodos.

Difícilmente las prioridades, tiempos y presupuestos de proyectos de conservación de ecosistemas ofrecen condiciones adecuadas para desarrollar trabajo científico de campo con abso-

luto rigor, pero al menos en aquellos aspectos relevantes que resulten difíciles de valorar de modo cualitativo y directo, es recomendable tratar de aplicar el método científico para poder establecer decisiones más sólidas.

En este sentido, se elude a veces la aplicación de métodos estadísticos cuando debería abordarse y, en otros casos, se aplican cuando no existen los datos adecuados para ello (Galindo-Leal 2002) o cuando no es necesario hacerlo.

Las primeras visitas de campo que se hacen con propósitos de verificación pueden ser suficientes para definir qué aspectos resultan claros o hasta obvios y, por tanto, no requieren mayor demostración numérica; pero también dejarán ver cuáles otros resultan más complejos y quizá requieran determinarse mediante decisiones basadas en la estadística (por ejemplo, dos tipos de vegetación vecinos, similares en sus componentes florísticos, pero con estructura aparentemente distinta).

Desde luego no se intentará explorar aquí los métodos estadísticos que existen y que pueden ser potencialmente útiles, pues hoy son realmente numerosos (univariados, bivariados, multivariados, paramétricos y no paramétricos, entre muchos otros tipos; véanse Sokal y Rohlf 1979 y Siegel 1970, para explicaciones de fondo). Además, la aplicabilidad de distintos métodos de análisis estadístico a casos prácticos depende de muy diversas circunstancias.

Sin embargo, hay ciertas ideas generales sobre cómo abordar el muestreo y la interpretación estadística de datos, que pueden resultar aplicables a proyectos de conservación a la escala de ecosistemas.

Cuando se haya definido que, debido a que no se puede esclarecer de inmediato una situación, existe la necesidad imperiosa de realizar un análisis estadístico sobre algún aspecto del entorno natural (o incluso algún aspecto socioeconómico), será necesario tomar muestras de datos en campo a fin de efectuar más adelante los análisis necesarios y arribar a una decisión fundamentada. Esto requiere, primero que nada, asegurar que se toman los datos correctos y de la forma adecuada.

Como principio, en tales casos se requerirá el establecimiento de puntos de muestra en cada unidad de paisaje, pero debe tenerse presente que la cantidad y la distribución de puntos de muestra por unidad de paisaje afectan los resultados de un muestreo, por lo cual este es un tema que requiere consideración cuidadosa, previa al trabajo de campo.

En los términos del método científico, primero debería aclararse exactamente qué atributos particulares se desea comparar y a qué nivel (entre unidades de paisaje, entre partes de una unidad de paisaje dada, u otros), para decidir qué debe hacerse para tomar las muestras y cómo se formalizará la comparación. Supongamos que luego de una primera visita (o serie de visitas) de reconocimiento inicial, una unidad de paisaje aparece como una entidad aparentemente homogénea, pero hay indicios de posible diferencia que generan duda. En esa situación, para determinar objetivamente si existe o no homogeneidad en el área, probablemente se desee hacer un levantamiento de datos representativos de distintas partes de esa unidad, estableciendo varios puntos de muestra dentro de ella.

Los puntos de muestra dentro de cada unidad podrían determinarse siguiendo un patrón sistemático, regular, por ejemplo una rejilla imaginaria definida en toda la extensión de la unidad, pero el levantamiento de los datos implicaría esfuerzo, tiempo y recursos muy considerables. Sin embargo, también existe la alternativa de trabajar sobre un número algo menor de puntos, elegidos al azar entre varias ubicaciones teóricamente posibles en la superficie de esa unidad de paisaje (muestreo al azar simple).

Si, por el contrario, el reconocimiento rápido inicial hubiera dejado ver que la unidad de paisaje reconocida en el modelo de imagen aparenta estar compuesta por distintas partes menores (*i. e.* tiene subunidades) cuya existencia real se desea definir, entonces el asunto será más complejo pues para determinar si se justifica el reconocimiento formal de esas subunidades, el muestreo tendría que estratificarse: es decir, desde el principio habría que ubicar un conjunto de puntos de mues-

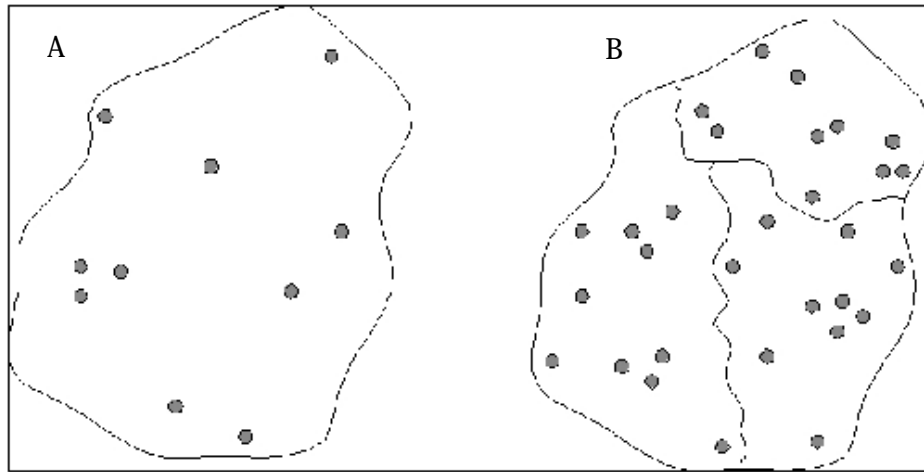
tra, sea con un orden sistemático o al azar, *dentro* de cada subunidad aparente, para poder muestrear cada una adecuadamente. La figura 2 ejemplifica dos situaciones distintas de muestreo al azar.

Queda claro que, en casos reales, no todos los aspectos podrán ser tratados con rigor estadístico y que por ello debe determinarse, cuidadosamente, en qué circunstancias es absolutamente necesario utilizar la estadística.

Para explicar mejor el tipo de consideraciones necesarias para la aplicación de métodos estadísticos, en los casos que así lo requieran, consideremos un ejemplo: supongamos que se hubiera determinado la necesidad de definir, objetivamente, el significado de una diferencia aparente en el diámetro promedio de los árboles en un manchón de bosque aparentemente perturbado, con respecto al diámetro de los árboles en otro manchón cercano. Previamente al levantamiento de datos en campo debería hacerse un diseño de las comparaciones estadísticas que sería conveniente hacer. En primer término habría que determinar si la variable a estimar es continua (mensurable en una escala numérica con fracciones) o discreta (mensurable a través de la cuenta de casos por atributos; es decir, de las frecuencias con que ocurren los casos en cada categoría). En el ejemplo, es claro que se desea medir una variable continua (el diámetro de los árboles) en los dos sitios. Para que la comparación sea válida, deberá planearse igual método de muestreo en ambas áreas y, así, asumiendo que los diámetros de los árboles en cada sitio siguen un patrón de distribución de frecuencias normal (estadísticamente hablando), podría elegirse aplicar una prueba paramétrica para comparar los datos, tal como el conocido estadístico “*t*” de Student [utilizado para establecer si el promedio de valores en un grupo de datos (μ_1) es significativamente diferente, o no, respecto al promedio para otro grupo de datos (μ_2)].

El siguiente paso en este ejemplo simple de comparación de promedios para una variable continua en dos sitios de muestreo, sería formalizar la comparación que se desea hacer estableciendo dos opciones: una es la llamada hipótesis nula o H_0 (en el ejemplo, es un enunciado que establece

FIGURA 2. ILUSTRACIÓN DE PUNTOS DE MUESTRA AL AZAR Y ESTRATIFICADOS AL AZAR



(A) Ejemplo hipotético de distribución de 10 puntos de muestreo simple al azar, en una unidad de paisaje relativamente homogénea. (B) ejemplo de un muestreo estratificado al azar en un área aparentemente heterogénea, de extensión similar, con 10 puntos en cada subunidad identificada (derecha). Claramente, el esfuerzo de muestreo será mayor cuando se requiera estratificar.

que no hay diferencia entre los promedios de diámetro de árboles para ambos sitios comparados); es decir, $H_0: \mu_1 = \mu_2$ o bien, $H_0: \mu_1 - \mu_2 = 0$. La opción contraria es la llamada hipótesis alternativa (enunciado que implica que sí hay diferencias significativas entre los promedios calculados para cada grupo de datos): $H_1: \mu_1 \neq \mu_2$ o puesto de otro modo, $H_1: \mu_1 - \mu_2 \neq 0$. El cálculo del estadístico t y su posterior comparación con los valores críticos conocidos de la propia t , para el número de datos comparados y para el nivel de probabilidad o significación estadística requerido (usualmente 0.05, aunque para ciertos casos prácticos podría ser suficiente 0.1), permitirán decidir si los promedios difieren o no. Esto, a su vez, permitirá tomar una decisión mejor fundamentada (sin embargo, véase la explicación sobre estimación de la *potencia de una prueba estadística*, más abajo).

Como se mencionó, para realizar comparaciones, sea entre sitios *o entre distintos tiempos para un solo sitio*, existen pruebas tanto paramétricas

(que asumen que los datos tienen una distribución normal) como no paramétricas (que no hacen esa suposición). Clasificando de otro modo, algunas pruebas estadísticas son univariadas (examinan el efecto de cada variable por separado) y otras multivariadas (examinan el efecto de la interacción simultánea de distintas variables). Si a diferencia del ejemplo de los diámetros de los árboles, se deseara medir una variable discreta (quizá el número de individuos de distintas categorías de edad de una especie vegetal dada, en dos sitios), deberá diseñarse un protocolo de campo aceptable para tomar esos datos de manera adecuada y en la misma forma en ambos sitios. Luego, para compararlos, podría elegirse utilizar, por ejemplo, una prueba como la χ^2 cuadrada. Los tratados más comunes de estadística explican muchas pruebas relativas a comparaciones en pares o múltiples. Existen multitud de alternativas con potencial aplicabilidad en situaciones concretas (Sokal y Rohlf 1979 y ediciones posteriores, Siegel 1970). Una excelente fuente de infor-

mación y consulta en línea, muy detallada, es el manual de estadística producido por Statsoft (2003, que puede consultarse en la URL <http://www.statsoftinc.com>).

Como se ha visto, a partir de la fase de verificación inicial de campo puede resultar indispensable tomar algunas decisiones estadísticas de índole variada. En el ejemplo sobre la significación de las diferencias aparentes en diámetro de troncos de árboles, se refirió la comparación de un mismo atributo *entre dos o más sitios*, pero debería tenerse presente que el tipo de comparación no se limita al caso de dos sitios en un tiempo dado sino también a *un solo sitio en dos o más tiempos diferentes*, toda vez que se haya medido de igual modo y en cada tiempo el indicador elegido. Esto deja claro que algunas aplicaciones de la estadística pueden ser de utilidad, también, para el seguimiento del estado de los ecosistemas locales, a través de la detección y ponderación de cambios de sus indicadores en el tiempo. Para esa circunstancia se aplicarían las mismas consideraciones estadísticas anteriores. Por esto resulta tan importante elegir los aspectos, los indicadores y lugares a los que se desea dar seguimiento, pues los datos deberán levantarse siempre en los sitios previstos y de la misma manera en distintos tiempos, para poder hacer comparaciones útiles para el seguimiento.

Resumiendo a partir de los ejemplos simples explicados en párrafos anteriores, antes de elegir y aplicar alguna prueba estadística es esencial tener claro qué se quiere comparar y para qué, qué tipo de datos se tendrían que recabar (si continuos o discretos), con qué diseño de muestreo y en qué forma deberían recabarse, y qué prueba o pruebas estadísticas resultarían aplicables llegado el caso. Siempre debe tenerse en mente que los indicadores no deben ser demasiados, ni su medición debe ser demasiado complicada o costosa pues esto, en lugar de ayudar, podría dificultar el trabajo destinado a la conservación de los ecosistemas locales.

Respecto a las comparaciones estadísticas, hay otra consideración muy importante que hacer: cuando se ha determinado que para tomar una decisión sobre un cierto aspecto se requiere el uso

de una prueba estadística, debe ponderarse también el grado de confiabilidad que ésta tendría bajo las condiciones en que se pretende levantar los datos de campo. Este es un tema muy importante pues no son pocos los casos en los que, luego de haber invertido tiempo, esfuerzo y dinero en un muestreo, la calidad y la cantidad de los datos no resultan adecuados, o suficientes, para aplicar exitosamente una prueba estadística, o peor, para establecer si el resultado de ésta es realmente representativo de la realidad.

Lo primero es decidir, con bases objetivas, si es realmente indispensable practicar un análisis estadístico para tomar una decisión y, en caso afirmativo, qué grado de detalle se necesitaría en los datos para esclarecer la interrogante de interés.

Si se determina que es necesario aplicar análisis estadístico, debe considerarse que incluso las pruebas aparentemente más simples y más conocidas (como la *t* del ejemplo de arriba) podrían resultar poco útiles si no se efectúa, previamente, un análisis de la *potencia estadística* que tendrían al aplicarse bajo el diseño de muestreo elegido. Una de las preguntas fundamentales al respecto es: ¿cuál es el *tamaño de muestra*, (n = tamaño de muestra, es decir, el número de individuos o el número de puntos donde se levantarán los datos, entre otros, según el caso lo requiera) que se requeriría para tener resultados concluyentes a un cierto nivel de significación estadística?

Si simplemente se estuviera haciendo el ejercicio de analizar algún estudio previo ya publicado, sería posible y aceptable efectuar un análisis de potencia estadística *post hoc*, a fin de evaluar con qué grado de certeza los autores han derivado sus conclusiones. Pero si se trata del desarrollo de análisis propios, cuyos resultados y efectos para la toma de decisiones serán responsabilidad de quien desarrolla un programa de seguimiento para la conservación, entonces antes de pasar a la fase de recoger datos se recomienda realizar, como primer paso, un análisis de potencia estadística *a priori*. Este dará una primera aproximación de cuál sería el tamaño de muestra más cercano al óptimo, bajo los supuestos que se requiere cumplir a fin de aplicar exitosamente una prueba estadística.

Utilicemos el mismo ejemplo que hemos propuesto, en el que se deseaba averiguar si los promedios de diámetro de los árboles en dos sitios de muestreo difieren o no de modo significativo, aplicando una prueba *t* de Student. Para realizar un análisis de la potencia estadística de esta prueba *a priori*, debe definirse el nivel de probabilidad (α) al cual se desea buscar significación (por ejemplo 0.05, 0.1 u otro). También debe definirse el *tamaño del efecto* (*d*) que se considerará como relevante (es decir, una cifra que refleje la “distancia” entre la hipótesis nula H_0 (*no hay diferencia entre dos medias poblacionales de diámetro de árboles*) y la hipótesis alternativa H_1 (*que implica diferencia significativa entre ambas medias*). La variable *d* es compuesta y se basa en estimaciones sobre el comportamiento general de cada prueba estadística, mismas que ya fueron definidas y calculadas previamente por especialistas en estadística (Cohen 1992). Autores como Erdfelder *et al.* (2002) explican el significado de los intervalos específicos del tamaño del efecto de Cohen que se desea detectar, para distintos tipos de pruebas estadísticas; con ello, estos cálculos hoy en día son cifras directamente aplicables por el usuario, toda vez que han sido traducidos a categorías convencionales de efecto (pequeño, 0.2; medio, 0.5 o grande, 0.8). Con todos estos insumos a la mano es posible calcular, *a priori* y con algoritmos como los señalados por Erdfelder *et al.* (2002), la potencia estadística que tendría la prueba elegida, bajo las circunstancias del muestreo previstas.

Pero antes de creer que basta con conocer el tamaño de muestra, basado en un análisis de potencia *a priori*, para hacer un muestreo adecuado, veamos lo que puede ocurrir: si por ejemplo, se estableciera que se desea hacer la prueba *t* para una significación estadística de $\alpha = 0.05$, probablemente al efectuar un análisis de potencia estadística *a priori* encontraríamos que el cálculo del tamaño de muestra necesario resulta muy grande (de hecho, el tamaño de muestra determinado aplicando un análisis de potencia estadística *a priori* puede llegar a ser tan alto que resulte inalcanzable en la práctica).

Ante ello, el responsable de un muestreo podría sentirse desalentado pero, considerando que en efecto el mundo real impone limitaciones a veces insalvables, es posible realizar un análisis de potencia estadística *de compromiso* entre la situación ideal y las limitantes que impone un caso práctico. Típicamente, cuando se hace un análisis de este tipo es porque existe una restricción conocida para el muestreo (por ejemplo, un cierto número máximo de individuos o puntos que es posible muestrear, sea por razones de tiempo, de accesibilidad u otras). Este es un primer dato, útil para calcular la potencia estadística en una situación real, de compromiso. Una segunda necesidad que justificaría efectuar un análisis de este tipo es que el interesado valore qué tan grave resultaría cometer un error de tipo I (reconocer diferencias entre los grupos de datos comparados, cuando estas no existen; *i. e.* Rechazar la H_0 cuando debería aceptarse), respecto a cometer un error de tipo II (no reconocer diferencias a pesar de que éstas existan; *i. e.* aceptar la H_0 cuando debería rechazarse).

En términos de análisis orientados a la conservación en la práctica, cometer un error Tipo I podría implicar alarmismo innecesario y contraproducente (por ejemplo, al asumir como existente una situación negativa que no es demostrable). Pero cometer un error Tipo II puede provocar una falsa confianza y tener un costo muy alto, al desestimar la necesidad de atender oportunamente alguna situación real negativa, debido a que ésta fue mal evaluada por el analista.

Para desarrollar análisis de potencia estadística aplicable a situaciones prácticas, existen varias maneras de abordar la *importancia relativa de los dos tipos de errores de interpretación estadística* (importancia usualmente denominada *q*, en el lenguaje estadístico). Una forma que puede resultar muy práctica es calcularla como $q = II/I$: puede partirse de asignar una importancia relativa de 50% para cada tipo de error, cuando no haya razón especial para creer que puede ser peor cometer un tipo de error que el otro ($q = 0.50/0.50 = 1$). Si el error de Tipo II se considera de mayor impacto negativo en las decisiones (en el ejem-

plo, considerando potenciales consecuencias negativas que podría tener el decir que no hay diferencia en el diámetro promedio de los árboles entre dos sitios cuando ésta existe), entonces puede estimarse q con valores de importancia mayores a 50% para Tipo II. Sólo como un ejemplo ilustrativo entre muchos otros casos posibles, si se considera que al cometer un error de Tipo II tendría una importancia proporcional de 75%, entonces se obtendría: $q = II/I = 0.75/0.25 = 3$.

Para fines prácticos de análisis de potencia estadística, si se conoce tanto el número de puntos de muestra que es posible tener en la realidad como la importancia relativa que tendría cometer error tipo II o tipo I (q), y si ya se ha decidido cuál es la magnitud del efecto de la diferencia que se desea detectar: *pequeño* (poco discernible), *medio* (perceptible) o *grande* (intuitivamente evidente), se estará en posibilidades de calcular, de manera muy aproximada, la potencia que se obtendría, efectuando la prueba estadística elegida con los datos obtenidos al hacer un muestreo en esas circunstancias. En aquellas decisiones para la conservación de ecosistemas que requieran aplicar técnicas estadísticas, la valoración de la potencia, previamente a la aplicación de una prueba determinada, aportará un factor de mayor certeza.

La explicación de los supuestos y algoritmos que permiten hacer análisis de potencia estadística queda, obviamente, fuera de los alcances de un trabajo como el presente, pero los lectores encontrarán explicaciones amplias en Cohen (1992) y en Erdfelder *et al.* (2002). Una vez comprendidos los fundamentos que allí se explican, es posible utilizar programas de cómputo que facilitan considerablemente los cálculos. Uno de esos programas fue desarrollado precisamente por Erdfelder y sus colaboradores, quienes lo denominaron "G*Power" (el programa puede obtenerse gratuitamente vía Internet en una URL de la Universidad de Duesseldorf, Alemania (<http://www.psych.uni-duesseldorf.de/aap/projects/gpower>) y los autores únicamente solicitan que en todo reporte que incluya resultados obtenidos con G*Power se les reconozcan los créditos correspondientes.

El programa tiene versiones para las dos principales plataformas de hardware (PC y Mac) y es capaz de producir análisis de potencia estadística tanto *a priori* como de compromiso y *post hoc*. Una ventaja especial de ese programa es que da opciones para el cálculo de potencia estadística respecto a distintos tipos de pruebas, algunas paramétricas y otras no paramétricas, además de que, para cada una de las pruebas incluidas, se da la posibilidad de elegir una de las tres categorías convencionales de tamaño del efecto de Cohen. Para ilustrar la aplicación del análisis de potencia estadística, los siguientes párrafos muestran ejemplos para una prueba t de Student, efectuados con G*Power:

A.- Comparación de dos análisis de potencia estadística *a priori*, es decir, para dos situaciones ideales, planeados para detectar un efecto notorio (grande, 0.80 en la escala de Cohen) de diferencia entre los promedios de dos muestras, con distintos grados de significación y mediante una prueba t de Student de dos colas (cuadro 1).

De lo anterior, podemos apreciar que, idealmente, para lograr comparaciones con mayor potencia estadística los tamaños de muestra deben ser en general más grandes y, también, que mientras más estricto sea el nivel de significación estadística que se persiga, se requerirá disponer de una muestra mayor.

B.- Comparación de análisis de potencia estadística *de compromiso*, es decir, cuando existen limitaciones reales del tamaño de muestra que puede obtenerse, para una prueba t planeada para detectar un efecto notorio (0.80 en la escala de Cohen) de la diferencia entre promedios de dos muestras. En el primer cálculo se considera muy importante el error de Tipo II, en el segundo se da igual importancia al error Tipo I y al Tipo II y en el tercero se considera más importante el error Tipo I (en estos casos los tamaños de muestra se mantienen iguales: $n_1=10$ y $n_2=10$) (véase el cuadro 2).

Obsérvese que en estas circunstancias de un tamaño de muestra restringido (10 casos), la significación estadística general a la que puede aspirarse no es precisamente muy alta. Por otro lado, sólo

CUADRO 1. EJEMPLO DE ANÁLISIS DE POTENCIA ESTADÍSTICA *A PRIORI* PARA DISTINTOS NIVELES DE SIGNIFICACIÓN

NIVEL DE SIGNIFICACIÓN ESTADÍSTICA ELEGIDO	VALOR CRÍTICO DE <i>t</i> DE STUDENT	TAMAÑO DE MUESTRA REQUERIDO	POTENCIA ESTADÍSTICA
$\alpha = 0.05$	$t(82) = 1.9893$	$n = 84$	0.9518
$\alpha = 0.10$	$t(68) = 1.6676$	$n = 70$	0.9524

CUADRO 2. EJEMPLO DE ANÁLISIS DE POTENCIA ESTADÍSTICA *DE COMPROMISO* PARA DIFERENTES IMPORTANCIAS RELATIVAS DE ERROR TIPO I Y II Y TAMAÑOS IGUALES DE MUESTRA

IMPORTANCIA RELATIVA DE CADA TIPO DE ERROR ($q = II/I$)	<i>t</i> CRÍTICA	SIGNIFICACIÓN ESTADÍSTICA ALCANZADA	POTENCIA ESTADÍSTICA OBTENIDA
2.0000	$t(18) = 1.4134$	$\alpha = 0.1746$	0.6508
1.0000	$t(18) = 1.1599$	$\alpha = 0.2612$	0.7388
0.5000	$t(18) = 0.9144$	$\alpha = 0.3726$	0.8137

podrá esperarse que la potencia de la prueba sea un poco mayor, a cambio de que el analista esté en posición de aceptar un nivel de significación estadística modesto, pero que estime compatible con el problema que está tratando. Desde luego esto puede implicar un riesgo de equivocación importante por lo que, en general, se recomienda mantener el nivel de significación (α) entre 0.05 y 0.1.

C.- Comparación de análisis de potencia estadística *de compromiso* cuando existen distintas limitaciones de tamaños de muestras disponibles, para una prueba *t* de dos colas planeada para detectar un efecto notorio (*e. g.* 0.80 en la escala de Cohen) de la diferencia entre promedios de dos muestras. El primer caso considera una muestra de menor tamaño, el segundo de un tamaño intermedio y el tercero, mayor. En todos los casos el error Tipo II se consideró más importante que el de Tipo I (en el ejemplo, el valor de Cohen es $q = 2$ para las tres celdas) (ver cuadro 3).

En este caso C, resulta también claro que la potencia estadística de la prueba mejora sustancialmente al aumentar el tamaño de muestra. Por otro lado, aunque no se llega al ideal de 95% de potencia, es evidente que puede llegarse a conclusiones con un grado de certeza aceptable en la práctica, al darse un incremento relativamente modesto del tamaño de la muestra. Obsérvese que en el nivel intermedio se logra un grado de confiabilidad moderadamente aceptable (casi 80%) y un nivel de significación de al menos 0.1. Compárese esto con el tamaño de muestra necesario en la estimación hecha *a priori*, es decir, para circunstancias ideales ($\alpha = 0.05$ y potencia de la prueba = 0.95).

Un empleo razonado y cuidadoso de los análisis de potencia estadística puede reducir los riesgos, tanto de hacer comparaciones apresuradas y no válidas como, en contraste, de trabajar innecesariamente haciendo muestreos excesivos para los fines que se persiguen.

CUADRO 3. EJEMPLO DE ANÁLISIS DE POTENCIA ESTADÍSTICA *DE COMPROMISO* PARA DISTINTOS TAMAÑOS DE MUESTRA

TAMAÑO DE MUESTRA	<i>t</i> CRÍTICA	SIGNIFICACIÓN ESTADÍSTICA ALCANZADA	POTENCIA OBTENIDA
$n_1=15, n_2=15$	$t(28) = 1.5553$	$\alpha = 0.1311$	0.7378
$n_1=20, n_2=20$	$t(38) = 1.6851$	$\alpha = 0.1002$	0.7997
$n_1=30, n_2=30$	$t(58) = 1.9161$	$\alpha = 0.0603$	0.8794

Con base en todo lo anterior, en situaciones reales conviene determinar cuidadosamente qué decisiones requieren de manera ineludible la aplicación de pruebas estadísticas formales. Si se tratara de sujetar todos los aspectos de un proceso de evaluación o seguimiento de ecosistemas a un riguroso tratamiento estadístico, con el paso de los años tal vez se tendría material para varias tesis de posgrado, pero probablemente no se habría tenido oportunidad de tomar, a tiempo, decisiones cruciales para la conservación en el área de interés. Debe tenerse presente que mientras más detalles se pretenda conocer respecto a los ecosistemas y a sus componentes, el muestreo y el análisis serán más laboriosos y prolongados, con los altos costos de esfuerzo, tiempo y dinero inherentes a ello. En la práctica debería considerarse cuáles son los mínimos aceptables de información y de análisis para poder tomar decisiones críticas, con suficiente confianza y, sobre todo, dentro de los tiempos apropiados.

Finalmente, una advertencia: aunque como dije antes, la búsqueda a gran detalle y de suficiente información en todos los aspectos de interés para la conservación de un sitio actúa en contra de los propios objetivos de conservación, también es cierto que la ausencia de método científico al tomar decisiones suele implicar riesgos muy considerables.

BASES PARA EL DISEÑO DE UN RECONOCIMIENTO (VERIFICACIÓN) INICIAL DE CAMPO

Una vez que el responsable, o grupo de trabajo a cargo de un proyecto de conservación de

ecosistemas templados de montaña, haya establecido las preguntas que se desea contestar y los tipos de análisis que le resulta necesario efectuar, debiera planear cómo recabará la información requerida. Los objetivos y la problemática propia de cada proyecto de conservación determinarán cuáles son los métodos más adecuados para ello.

Tal como se observó en una sección inicial de este trabajo, hay ciertas decisiones que pueden tomarse virtualmente de inmediato, especialmente cuando las diferencias entre sitios o situaciones son simples y contundentes (por ejemplo ¿qué justificaría usar estadística compleja para demostrar que un manchón de bosque es distinto al de una pradera adyacente?). Pero no hay que olvidar que en casos menos nítidos puede ser indispensable levantar datos específicos, para su posterior análisis.

A la escala de unidades de paisaje pueden hacerse valoraciones tanto cualitativas como cuantitativas. El acervo metodológico y tecnológico para ello podrá ser más extenso, en la medida en que la experiencia y los recursos de que dispone el responsable de un programa de conservación de ecosistemas sean mayores. Partiendo de que cada persona a cargo de un caso particular deberá producir sus propios programas de reconocimiento y verificación de campo, y de seguimiento de los aspectos que resulten relevantes, a continuación se sugerirán algunas ideas generales para la valoración inicial de la biodiversidad en ecosistemas templados de montaña. Sin dejar de lado la atención de las necesidades indispensa-

bles de investigación cuantitativa planteadas por cada caso real, debe aceptarse que principalmente se requiere buscar orientaciones prácticas, que provean una guía oportuna y eficaz para el manejo de ecosistemas.

Supongamos que en un hipotético proyecto de conservación de ecosistemas templados de montaña se han detectado, a través del análisis de imágenes de satélite, fotografías aéreas e información diversa georreferida e interpretada mediante un SIG, tres unidades de paisaje (digamos una pradera, un bosque mesófilo y una laguna). Mediante el propio SIG es posible incorporar al modelo espacial la ubicación de las comunidades humanas y de los sitios donde los habitantes de éstas desarrollan distintas actividades, así como también la localización de áreas protegidas si este fuera el caso; todo ello con respecto a las unidades de paisaje aparentes en la primera capa temática (el mapa base). Con estos elementos es posible generar una idea inicial acerca de los atributos más importantes de los ecosistemas locales, y de los conflictos reales y potenciales asociados con ellos.

Luego, el análisis del propio modelo contribuirá a decidir qué aspectos es necesario cotejar en campo y a determinar qué datos será necesario recabar para ello. Con estos elementos se prepara un protocolo para el levantamiento de los datos necesarios, por ejemplo mediante un esquema de reconocimiento rápido inicial (RAP), para cada unidad de paisaje que lo requiera. Tratando de optimizar los recursos habría que detectar, al mismo tiempo y en cada una de las tres unidades de paisaje del ejemplo, indicadores potenciales apropiados para dar seguimiento al estado de la biodiversidad en el futuro (Noss 1990).

En teoría un reconocimiento rápido debe ser eso, rápido; pero ello no implica que pueda o deba hacerse todo en una sola ocasión. Dependiendo de las necesidades y los recursos, debiera optarse por hacerlo en un plazo adecuado, razonablemente corto, para reducir la posibilidad de que se omita evaluar atributos importantes en cada unidad de paisaje.

Debe tratar de establecerse una base de datos firme desde el principio. Ciertos aspectos del

ambiente pueden requerir enfoques metodológicos y técnicos especiales, como ocurre con la evaluación del estado y las tendencias de ambientes acuáticos y su interfaz con los ambientes terrestres (Karr y Schlosser 1978). Por otro lado, diversos métodos y técnicas, botánicos y zoológicos, principalmente basados en muestreos de trayectos y parcelas, pueden ser de utilidad: se hallan explicados en la literatura ecológica (como ejemplos Canfield 1941, Bonham 1989, Krebs 1989, Buckland *et al.* 1993, Aranda 2000 y Calmé 2000), por lo que no se detallarán aquí.

A continuación tratemos de ilustrar algunas opciones, evidentemente no son las únicas, para abordar la evaluación inicial de la biodiversidad en una unidad de paisaje determinada. Volvamos al ejemplo hipotético de tres unidades de un paisaje (una pradera, un manchón de bosque mesófilo y una laguna).

Para el caso de la unidad de pradera en el ejemplo, podría recomendarse levantar datos representativos acerca de la estructura de la vegetación y de su composición florística, efectuando muestreos de área mínima (Krebs 1989) en una primera visita o serie de primeras visitas de reconocimiento. También resultaría recomendable asociar los muestreos de vegetación con la toma de datos relevantes acerca de las características físicas del suelo, al menos mediante el corte de un perfil y la sedimentación de muestras de cada estrato en agua para determinar las texturas de los materiales componentes y sus proporciones (véanse Cotler en este volumen, y Comiskey, Dallmeier y Mistry 1999). Por otro lado, además de describir la vegetación existente en los puntos de muestra bajo las condiciones actuales de la pradera, la descripción y valoración inicial de signos de perturbación es un ejercicio adicional que puede resultar productivo. Por ejemplo, es posible buscar signos de alteración debidos a pastoreo, recolección u otros factores. Esto último puede dar la pauta desde las primeras visitas para establecer, más adelante, experimentos a mediano plazo, cercando pequeñas áreas estratégicamente distribuidas para excluir el posible acceso de animales domésticos u otros factores de deterioro similares; todo ello a fin de averiguar si la

estructura y la composición florística de la pradera, dentro de los cercados, experimenta cambios respecto a la que existe en sitios alejados sin exclusión (Facelli *et al.* 1989). Estos sencillos procedimientos pueden contribuir a determinar qué aspectos podrían ser considerados como indicadores del estado de la pradera en plazos más largos.

Respecto al bosque mesófilo del mismo ejemplo hipotético, un reconocimiento inicial de campo debiera incluir al menos la determinación sobre si todo el manchón que se aprecia, en una foto aérea o de satélite, es razonablemente homogéneo. De no ser el caso, habría que estimar si es justificable definir subunidades de éste. Los elementos a considerar podrían ser, una vez más, la estructura y la composición general de la vegetación, medidos en un número adecuado de puntos de muestra dentro del área que ocupa la unidad de paisaje. Para levantar la información básica es posible recurrir a parcelas de muestra llamadas "terrenos de Whittaker" (Comiskey, Dallmeier y Mistry 1999). Explicado en breve, el método consiste en hacer muestreos en un terreno de 1,000 m² (50 X 20 m) de manera diferenciada, dividiéndolo en áreas de distintos tamaños. En la división más grande (20 X 5 m) trazada en el centro, se toman datos sobre los árboles; en dos terrenos de menor tamaño (5 X 2 m) los arbustos, y en 10 terrenos pequeños (2 X 0.5 m) las hierbas. En este diseño de levantamiento de datos también es posible, y recomendable, asociar al muestreo de vegetación una valoración general de las características físicas del suelo en la parcela; para conocer métodos y técnicas aplicables, véase igualmente Cotler en este volumen y Comiskey, Dallmeier y Mistry (1999).

Si por razones de tipo práctico se deseara poner énfasis en el reconocimiento de árboles, una alternativa sería el censo aplicado a áreas ubicadas en *trayectos* definidos del bosque. Los trayectos deben tener una longitud y anchura definidas (sólo como ejemplo, 500 m X 25 m) y, en un censo de este tipo, lo más importante es que la posición de cada árbol registrado se ubique en un croquis del trayecto. El levantamiento inicial del censo puede ser laborioso, no obstante si se

ha elegido con cuidado la ubicación del trayecto éste podrá constituir, al mismo tiempo, un terreno de referencia donde la vegetación arbórea ya quedará documentada para posteriores visitas de valoración. El censo será doblemente útil si se decide establecer el seguimiento de esos trayectos a largo plazo, no solamente respecto a los árboles sino también respecto a la presencia y abundancia de especies animales u otras que sean conspicuas. La descripción y la valoración inicial de signos de perturbación en esos trayectos también resultan recomendables. Si el bosque se halla en alguna ladera u otro tipo de gradiente, deberían incluirse trayectos que atraviesen ese gradiente (un trayecto que atraviesa un gradiente es, con propiedad etimológica, un transecto; Sánchez 2000).

Respecto a la laguna del mismo ejemplo hipotético, quizá un reconocimiento rápido inicial podría incluir la medición del contorno real del cuerpo de agua en la fecha de la visita, basada en puntos georreferidos con un GPS (Global Positioning System) portátil. La batimetría es otro tipo de información que puede obtenerse con cierta facilidad, sobre todo si el cuerpo de agua es navegable. Además, en ese caso, al momento de hacer las mediciones batimétricas también pueden tomarse muestras de agua (al menos a nivel superficial, a la profundidad media y en el fondo, para cada punto batimétrico) para evaluar más tarde sus parámetros generales de calidad en un laboratorio. La ubicación y el tamaño de manchones de vegetación sumergida y de vegetación emergente también es información útil, que es posible agregar durante una o varias visitas iniciales de verificación de campo. Igual que para los dos casos hipotéticos anteriores, se sugiere considerar la descripción y valoración inicial de signos de perturbación en los puntos de muestra, que constituyen datos útiles para diseñar un protocolo de seguimiento sistemático. Para una introducción sobre métodos y técnicas aplicables a ecosistemas acuáticos pueden consultarse, entre otros, Cuplin (1986a), LaBounty (1986) y Weller (1986).

Como se señaló antes, además de las características generales de la vegetación en cada uno de los casos del ejemplo hipotético, la pradera, el

bosque y la laguna, es posible hacer reconocimientos rápidos de la presencia de especies animales conspicuas, en cada uno de esos ecosistemas. En tierra es viable aplicar el método de recorrido de trayectos, tanto para el reconocimiento rápido inicial como para el seguimiento posterior. En el método de trayectos esencialmente se trata de tomar nota de los individuos de especies animales y vegetales detectados durante cada recorrido (sobre todo, de especies que pueden ser de especial interés como indicadores para el futuro seguimiento). No debe olvidarse definir, previamente, qué tipo y grado de detalle de información se precisa recabar sobre la presencia de especies o grupos de especies animales conspicuas, para mantener uniformidad en los muestreos y poder hacer comparaciones válidas en el marco del espacio y del tiempo. Por otra parte, si se hubiera optado por hacer una evaluación general de la vegetación con énfasis en los árboles, mediante el censo de estos en trayectos, será posible emplear esos censos para referir a ellos los patrones de la presencia y abundancia estimadas de las especies animales conspicuas en el mismo trayecto. Dependiendo del propósito que se haya determinado para el reconocimiento inicial de la fauna, pueden utilizarse métodos como los descritos por Aranda (2000), Calmé (2000) y Sánchez (2000). Al respecto, dado que por lo menos las aves y los mamíferos suelen tener gran movilidad, debe tenerse especial cuidado al recorrer los trayectos, de modo que se minimice la probabilidad de contar dos o más veces un mismo individuo (esto puede facilitarse haciendo el recorrido de manera continua y a la velocidad adecuada para cada tipo de taxón a registrar, o bien definiendo sitios de observación suficientemente separados entre sí a lo largo del trayecto, y tomando datos en éstos durante lapsos suficientemente breves. Estas recomendaciones tienen el propósito de evitar la pseudoreplicación de los datos [*i. e.* la dependencia de los registros hechos en un punto de observación con respecto a los de los puntos restantes, debida a la posibilidad de que un mismo animal se hubiera desplazado al siguiente sitio]. Para explicaciones amplias acerca de la pseudoreplicación

véase Hurlbert (1984). En general, el lector encontrará más detalles acerca de los métodos de muestreo de trayectos para estimar la abundancia de especies de interés particular en Buckland *et al.* (1993).

El muestreo de fauna acuática puede ser más complejo, pero aun así es posible diseñar métodos que permitan un muestreo razonablemente aceptable de la presencia y la abundancia relativa de especies particulares. Por ejemplo, para el caso de moluscos y otros invertebrados asociados con vegetación sumergida, es posible tomar muestras distribuidas al azar en el espacio ocupado por esa vegetación en el cuerpo de agua. Para animales menos sedentarios como los peces y algunos anfibios, puede recurrirse al muestreo *simultáneo* en varios puntos de un cuerpo de agua, utilizando redes de igual tipo, tamaño y configuración. Cada ronda de muestreo debiera estar separada por un lapso considerablemente largo, para evitar la dependencia mutua de los datos debida a la alta movilidad de los peces o anfibios acuáticos, que podría originar la cuenta múltiple de los mismos individuos alterando la fiabilidad del muestreo. Para algunos tipos de especies animales acuáticas ribereñas es posible aplicar un sistema de muestreo en trayectos, utilizando el propio borde de una laguna o la ribera de un arroyo como la referencia longitudinal necesaria. Para explicaciones generales sobre técnicas de muestreo de peces, pero que son adaptables a otros organismos acuáticos, puede consultarse el trabajo de Nielsen y Johnson (1983).

Una vez que se hayan obtenido datos suficientes, durante la fase de reconocimiento inicial de vegetación y de fauna en los puntos estratégicos de las unidades de paisaje, también será útil compararlos con información disponible en la literatura biogeográfica, al menos con respecto a la composición por especies en ecosistemas similares de regiones vecinas. De preferencia debería compararse con áreas cercanas, en las que la biota se estime proveniente del mismo linaje biogeográfico o el más cercano posible; esto permitirá un enfoque integrador, incluso susceptible de comparación multivariada de patrones de presen-

cia y ausencia de especies (Sánchez y López, 1988), así como de determinación de las afinidades biogeográficas y, con base en ellas, de la importancia relativa de la biota presente en el sitio de trabajo. En muchos casos quizá no habrá disponibilidad de información comparativa suficientemente detallada y, por ello, quizá pueda ser necesario recurrir a comparaciones con información más general acerca de ese tipo de ambientes en otras áreas de México (esto, sin embargo, puede tener severas restricciones debidas al carácter frecuentemente único de muchos ecosistemas templados de montaña).

Como se ha venido reiterando, durante la fase de reconocimiento inicial de campo también es necesario recabar información acerca de los factores sociales y económicos relacionados con los sitios que, con base en el modelo derivado del GIS, se estimen cruciales en cada unidad de paisaje. La ubicación precisa (de preferencia con GPS) de las áreas donde se extraen recursos es muy recomendable, así como asociar a esos datos georreferidos una descripción del tipo de actividad registrada, la fecha, su magnitud aparente, frecuencia y antigüedad conocidas, así como de la importancia e interés que distintos habitantes locales le conceden, al menos al momento de levantar el dato. Evidentemente, el registro de este tipo de información puede ser un asunto sensible, por lo que se recomienda considerar los conceptos de Merino en la perspectiva social (en este mismo volumen), así como las propuestas metodológicas de Aguilar Cordero (2000). La posibilidad de sistematizar la información socioeconómica acerca de unidades del paisaje individuales o en su conjunto es variable, según las circunstancias, pero es recomendable intentar definir, al menos, grandes categorías de datos que resulten susceptibles de medirse de igual manera en distintos momentos, a fin de integrarlos en una base de datos relacional y analizarlos de manera lo más objetiva que sea posible.

Una vez que se tiene una idea razonable de los valores de la biodiversidad local, de sus usos conocidos y de la percepción social de su importancia, es posible ponderar de modo general las amena-

zas. Durante este proceso inicial de análisis, es recomendable tratar de establecer un orden de prioridad relativa de atención a las distintas unidades de paisaje y un catálogo mínimo de oportunidades para la conservación de cada una y del conjunto, apoyándose en la consulta con opiniones expertas en el área (de técnicos y científicos experimentados y, sobre todo, de habitantes locales de reconocida experiencia) principalmente en los aspectos ecológicos y socioeconómicos.

Como se apreciará de lo expuesto en esta sección, la planeación y ejecución cuidadosa de la etapa de verificación de campo de un modelo inicial generado con SIG reviste gran importancia, especialmente porque de ello puede derivarse información importante sobre amenazas a la biodiversidad local, tal que permita establecer algunas prioridades, detectar oportunidades para la conservación y determinar posibles indicadores, biológicos y socioeconómicos, para planear el futuro seguimiento.

CONCEPTOS GENERALES ACERCA DE LA ELECCIÓN Y SEGUIMIENTO DE INDICADORES

Todavía es común encontrar casos en los que, una vez que se dispone de una lista florística y faunística para un área que interesa conservar, se considera que ya se tiene un inventario. En realidad lo que se tiene son listas de taxones que, por sí mismas, no permiten dar un seguimiento sistemático al estado de los ecosistemas locales. Es verdad que la propia complejidad de los sistemas ecológicos hace muy difícil establecer y mantener un seguimiento a detalle. Sin embargo, esto no debe ser pretexto para soslayar el trabajo de base necesario para crear y mantener algunos tipos de inventarios dinámicos, al menos respecto a los indicadores más relevantes. El reconocimiento sistemático del estado de esos indicadores, en distintos tiempos, permitirá detectar sus tendencias en el mediano y largo plazo, con lo cual será posible aspirar a la toma de decisiones mejor fundamentadas.

El seguimiento es un proceso en el cual se miden *atributos selectos* del entorno (biológicos y socioeconómicos) de manera siempre igual y en

lapsos adecuados para conocer sus *estados* y sus *tendencias*, en los plazos medio y largo. Determinar la condición y la tendencia de indicadores, de manera periódica, es un factor clave para un buen manejo de los ecosistemas naturales, pues permite disponer de algunas alertas tempranas basadas en distintos signos y síntomas de deterioro, así como también idear alternativas para una adaptación progresiva de las estrategias y acciones de manejo.

Idealmente, un sistema de seguimiento asequible, basado en los postulados de la biología de la conservación y adaptable a distintos casos prácticos, debería, al menos:

- . incluir aspectos cualitativos, pero sin descartar automáticamente otros de tipo cuantitativo que pudieran ser indispensables,
- . ser relativamente simple, además de realizable con equipo y presupuesto moderados,
- . involucrar un entrenamiento sencillo para los operadores de campo,
- . proveer información útil en el mediano y largo plazo,
- . responder, en contenido y en tiempo oportunos, a los cambios que originan las actividades humanas u otros factores.

Para fines operativos, los indicadores pueden definirse como aspectos particulares de fenómenos complejos, que permiten medir estos últimos indirectamente y de manera simplificada (modificado de Hammond *et al.* 1995).

Autores como Danielsen *et al.* (2000) han propuesto una serie de atributos ideales de indicadores a la escala de ecosistemas los cuales se ha intentado modificar, para los fines de este trabajo, como sigue:

- . la definición de cada indicador debe ser clara e inequívoca,
- . los datos de cada indicador deben ser relativamente fáciles de recabar y de reportar,
- . la medición no debe depender estrictamente de equipo de muy alto costo, de difícil obtención o reposición,

- . cada indicador debe apuntar, lo más directamente posible, a cambios en la biodiversidad y en el uso de recursos,
- . cada indicador debe ser capaz de permitir la diferenciación razonable entre cambios naturales y cambios inducidos,
- . cada indicador debe proveer signos, en principio, útiles para definir algún tipo de alerta temprana.

Bajo las anteriores premisas, es claro que el propósito central de un sistema de seguimiento de ecosistemas templados de montaña debe ser contestar preguntas clave, que resulten trascendentes para acciones prácticas de conservación. Entre las principales preguntas de interés que podrían hacerse en un protocolo de seguimiento sobresalen:

- . ¿Se están deteriorando los ecosistemas locales (unidades de paisaje), ya sea cualitativa o cuantitativamente?
- . ¿Se están perdiendo elementos cruciales de la biodiversidad, en cualquiera de sus niveles de integración?
- . ¿Se están deteriorando los servicios ambientales que proveen los ecosistemas locales?
- . ¿Se están deteriorando o perdiendo fenómenos ecológicos únicos?
- . ¿Se están perdiendo recursos valiosos para la población humana local, en cantidad y calidad?
- . En caso de respuestas afirmativas: ¿cuáles parecen ser las principales causas?
- . Si se está efectuando algún tipo de manejo: ¿está logrando éste los efectos esperados?
- . Si se ha instalado algún sistema que promueva el enfoque de uso sostenible de los recursos: ¿las comunidades humanas locales perciben mejoría gracias a éste?

Evidentemente, en un sistema de seguimiento del estado de conservación de ecosistemas importa tanto cuidar la medición uniforme de cada indicador, como la periodicidad con que esto se hace. Una de las preguntas más frecuentes suele ser ¿cuál es el

período óptimo para medir el estado de un indicador? En realidad distintos tipos de indicadores pueden requerir mediciones con diferente periodicidad; pero además, dado el escaso conocimiento científico disponible acerca de muchos atributos de ecosistemas locales, la determinación de la periodicidad suele ser un asunto relacionado con el ensayo, el error y la adaptación progresiva. Probablemente sea recomendable, al menos al principio, hacer los muestreos en plazos relativamente cortos (por ejemplo para las latitudes existentes en México, al menos uno en época de secas y otro en época de lluvias); esto permitirá saber si existen cambios sustanciales en los indicadores que pudieran relacionarse con ciclos anuales. Si se determinara que los cambios estacionales no resultan relevantes para la medición o interpretación de un indicador dado, podría decidirse empezar a hacer muestreos anualmente. Puede ser tentador bajar los costos del seguimiento al definir lapsos largos entre muestreos desde el principio pero, ante todo, debe prevalecer la búsqueda de suficiencia de los datos que se recaben.

Si se procede a un muestreo sobrio y periódico, de manera disciplinada, en el largo plazo se logrará acumular información que permita detectar cambios cíclicos multianuales y también, posiblemente, discriminar entre cambios de origen natural y otros inducidos por actividades humanas. Este es un aspecto que debe tenerse presente al momento de proponer un programa de seguimiento, pues (salvo cambios drásticos de uso de suelo o fenómenos naturales destructivos en el corto plazo) los cambios suelen ser paulatinos; por ello los frutos del seguimiento quizá no se verán en el lapso de tres o cuatro años, sino que habrá que trabajar con regularidad a lo largo de varios años más.

El seguimiento implica el análisis de una progresión de datos en el tiempo. Esto significa que el responsable debe determinar claramente los lapsos a los cuales requiere referir el análisis de sus datos pues, en ocasiones, variaciones que pueden parecer importantes en un lapso corto o medio pueden ser irrelevantes en el largo plazo, al resultar solamente desviaciones temporales de una tendencia general distinta. Sin embargo,

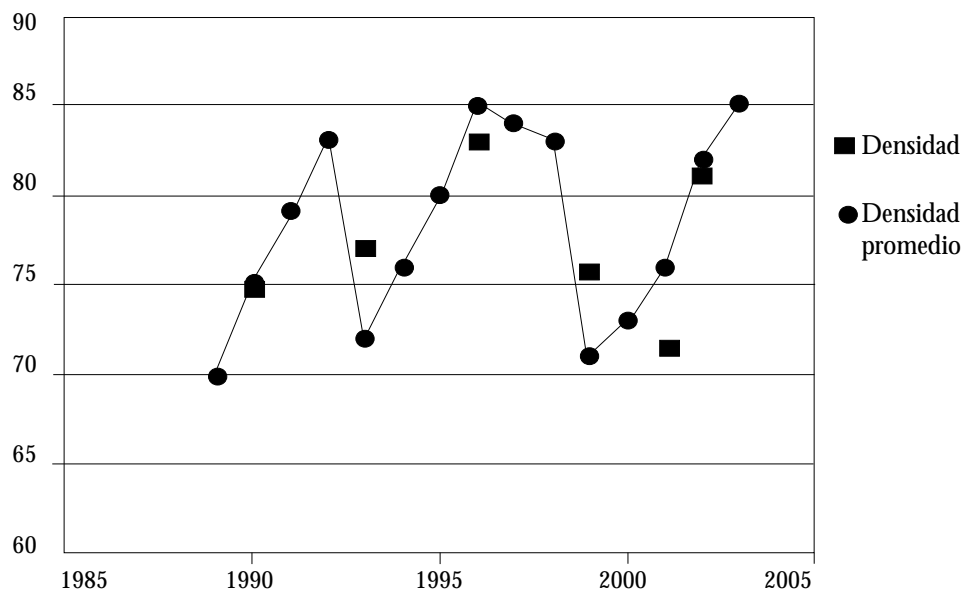
debe procederse con precaución, sin descartar nada a la ligera, pues podría cometerse un error de subestimación. Existen varios métodos para analizar *series de datos en el tiempo* los cuales obviamente no es posible explicar en este espacio. Baste por ahora decir que una serie de datos (Y) graficada contra el tiempo y considerando este último como variable independiente (X), definirá algún tipo de curva. La curva resultante es producto de lo que los matemáticos llaman “movimientos”, que incluyen:

- . la tendencia general de los datos en el lapso total (T),
- . variaciones de los datos en unos cuantos ciclos mayores dentro del lapso total (C),
- . variaciones de los datos en varios ciclos menores dentro del lapso total (c), y
- . variaciones irregulares (i).

Para detectar la tendencia general que prevalece dentro de un lapso dado, casi siempre es posible ajustar visualmente una curva promedio, pero esto suele implicar un grado de subjetividad inaceptable; por ello se han diseñado varios métodos más formales de análisis de series de tiempo, con distintos grados de sofisticación. Una alternativa práctica (aunque con ciertas limitaciones) es el llamado *método de movimientos medios de orden tres*. En resumen este método parte de que, para cada tres puntos adyacentes de la curva, es posible hacer un promedio aritmético de los valores de Y ; luego, este valor promediado puede graficarse en la fecha media de la tríada de valores utilizados para el cálculo. Con ello se suaviza la curva original y es posible visualizar mejor la tendencia general para el lapso, como se aprecia en la figura 3.

Una desventaja de este método es que se pierden los valores del principio y del final de la curva, pero en series de datos provenientes de un lapso de seguimiento razonablemente prolongado (que son las de mayor interés en el caso de conservación de la biodiversidad) esto no es un inconveniente mayor. Para mayores detalles sobre otras maneras de abordar el análisis de series

FIGURA 3. EJEMPLO HIPOTÉTICO DE SUAVIZADO DE UNA SERIE DE TIEMPO, RESPECTO A LA DENSIDAD DE UN INDICADOR MEDIDA EN UN SITIO, PROMEDIANDO LOS VALORES ORIGINALES POR TRÍADAS



Obsérvese que los datos originales parecen definir simplemente tres picos y sus respectivos valles. Con el suavizado, la tendencia general identificable es de ligero incremento de la densidad promedio en el período. Aunque existen dos caídas importantes de la magnitud, al parecer resultarían tendencias efímeras.

de tiempo, el lector puede acudir a publicaciones sobre estadística como el magnífico libro de texto en línea de Statsoft (2002, <http://www.statsoftinc.com>).

La explicación anterior destaca la utilidad práctica del análisis de series de tiempo e implica que un programa de conservación debería tratar de asegurar los recursos para que no se interrumpa el seguimiento; de otro modo, los valiosos datos logrados en distintas oportunidades de muestreo no alcanzarían su mayor utilidad al existir el riesgo de que el seguimiento se interrumpa o resulte irregular. Esas circunstancias harían que el resultado de los esfuerzos quedara corto o nulo, frente a la expectativa de conocer cambios en los ecosistemas que sean rele-

vantes para la conservación. Esa deficiencia también limitaría las posibilidades reales de medir el éxito de un programa de conservación en forma aceptablemente objetiva.

No son pocos los casos en que, tras varios años de recopilar información variada y profunda, el responsable de un programa se encuentra con que poca de ésta es susceptible de análisis sistemático, debido a graves fallas en la captura de los datos o que los datos resultan irrelevantes respecto a las preguntas de fondo. Todo lo que pueda anticiparse en el papel (o en el monitor de la computadora) siempre será menos costoso que arreglar sobre la marcha errores e inadecuaciones mayores, resultantes de una planeación deficiente.

UN ESQUEMA BASE PARA LA PLANIFICACIÓN Y EJECUCIÓN DEL SEGUIMIENTO

Evidentemente no sería sensato recomendar un esquema único de seguimiento, pero sí puede serlo el proponer algunos lineamientos que, adaptándolos a cada caso particular, pueden resultar de alguna ayuda. El diseño esquemático que se propone a continuación se basa en propuestas hechas por el autor, partiendo de diversos conceptos analizados y desarrollados principalmente por Danielsen *et al.* (2000), así como Kremen *et al.* (1998), Fuller (1998) y Hellier *et al.* (1999), durante sus trabajos de conservación en las Islas Filipinas, Madagascar, Tailandia y Chiapas, respectivamente.

En principio, el seguimiento requiere crear un programa para el levantamiento sistemático de datos de los indicadores elegidos, de una forma que resulte realista y adecuada (en modo, espacio y tiempo) respecto a los factores cuyo desarrollo se desea seguir y a las condiciones reales inherentes al caso. Danielsen *et al.* (2000) han utilizado con un éxito razonable un esquema a cuatro vías (que aquí se ha modificado a cinco, al incluir la posibilidad del seguimiento de indicadores ecológicos en parcelas definidas). Algunos componentes de esta propuesta pueden abordarse cualitativamente y otros de manera cuantitativa, por lo que se recomienda al usuario decidir los enfoques oportunamente para que, si es el caso, pueda incorporar los aspectos cuantitativos en los temas que lo exijan. Varios componentes de este esquema básico de seguimiento a nivel de unidades del paisaje resultan complementarios, lo que permite elegir combinaciones para facilitar la verificación comparativa de tendencias. En resumen, la presente propuesta genérica para diseñar programas de seguimiento consta de cinco vías de acción:

1. *Diario de campo*: procedimiento basado en recorridos rutinarios de cada unidad de paisaje, que aporta un registro cualitativo: a) de cambios en atributos del panorama; b) de la observación o evidencia indirecta de especies

conspicuas y c) de distintas manifestaciones de las actividades humanas.

2. *Fotodocumentación*: vía que provee un registro cualitativo directo de cambios de tamaño de bloques de vegetación, de uso del suelo y del aspecto de la vegetación en puntos determinados.
3. *Seguimiento en parcelas definidas*: aporta información sobre la vegetación, la flora y aquellas especies de fauna poco vágiles (poco móviles) mediante censos; permite evidenciar cambios en la composición y estructura aparentes de las comunidades ecológicas en predios de interés.
4. *Seguimiento basado en trayectos*: útil para flora y fauna conspicuas, permite documentar cambios en la frecuencia de detección de especies animales de mayor movilidad; especialmente útil si se desarrolla refiriéndolo a la distribución de las especies más conspicuas de la flora local.
5. *Seguimiento mediante sesiones focales de análisis en grupo, con participación comunitaria*: permite detectar cambios en la percepción comunitaria de la presencia y la disponibilidad espacial y temporal de recursos bióticos, en el monto de cosecha de recursos por esfuerzo y en el número de personas involucradas en actividades que utilizan la biodiversidad.

Los componentes 3 y 4 pueden ser alternativos y se recomienda escoger aquél que mejor se adapte a las condiciones de cada caso real. Por otro lado, aunque puede resultar en más trabajo, pueden incluirse ambos si se requiere. A continuación se intenta explicar cada vía de acción:

DIARIO DE CAMPO BASADO EN RECORRIDOS RUTINARIOS DE CADA UNIDAD DE PAISAJE

Este componente provee información cualitativa, basada en las observaciones recabadas por técnicos de campo que hacen recorridos rutinarios por cada unidad de paisaje. En esencia, el res-

ponsable mantiene una bitácora de los recorridos, cada uno de los cuales debe quedar debidamente fechado y descrito. En la bitácora se consignan observaciones sobre la presencia y estado de signos relevantes sobre:

- a) el aspecto general de parajes determinados y sus componentes de vegetación,
- b) evidencia directa de presencia (y sus circunstancias) de ejemplares vivos de especies animales y vegetales cuyo seguimiento se haya determinado como prioritario,
- c) evidencias indirectas de la presencia de esas especies animales en el recorrido, como huellas u otras,
- d) evidencias de cadáveres de especies animales, árboles talados u otros signos de alteración o pérdida permanente de individuos de las especies de prioridad local,
- e) evidencia de actividades humanas en el recorrido, describiendo su naturaleza y magnitud, y
- f) referencias circunstanciales provistas por habitantes locales, acerca del paisaje, de las especies de alta prioridad y del uso de recursos, durante cada recorrido.

Si es posible respaldar observaciones importantes del diario de campo con fotografías, es recomendable hacerlo. Es obvio que los recorridos deberán ser siempre los mismos, aunque si eventualmente hubiera necesidad de extenderlos o reducirlos, habrá que consignar en la bitácora las notas correspondientes. La revisión semestral de los reportes de estos recorridos, por parte del área responsable de un programa de conservación, permitirá mantener una idea actualizada acerca de distintos signos relevantes para respaldar la toma de algunas decisiones.

FOTODOCUMENTACIÓN

A diferencia de la ocasional fotografía para respaldar una observación puntual en el diario de campo, la fotografía sistemática de sitios de referencia, previamente determinados, da un testimonio permanente, y a intervalos regulares, de

cualquier cambio aparente del paisaje general y de la vegetación.

Se recomiendan dos modalidades para este tipo de seguimiento sistemático de sitios a través de imágenes:

- a) *Fotografía panorámica desde puntos elevados.* Con base en fotografías aéreas y en cartografía de escala 1:20,000 o más detallada, se escogen un número mínimo, pero suficiente, de puntos elevados, desde los cuales sea posible abarcar grandes porciones del área de interés con fotografía desde tierra, que comprendan la totalidad del área de estudio. Cada punto debe georreferirse lo mejor posible, para ofrecer guía en las futuras ocasiones de muestra. Para hacer los fotogramas deberá utilizarse siempre la misma cámara fotográfica y la misma lente. En general una cámara SLR (Single Lens Reflex), con gran angular de 35 mm será adecuada, si se enfoca a infinito: es recomendable utilizar siempre la misma cámara o al menos el mismo modelo. Para mantener la homogeneidad de los fotogramas deben definirse puntos de referencia del encuadre, en el margen del visor desde la primera vez (véase más adelante), mismos que deben mantenerse correctamente ubicados al hacer fotografías subsecuentes. Por otro lado, cada foto deberá hacerse en un día soleado y, de preferencia, a una hora del día en que el sol no quede frente a la cámara ni en el cenit. Desde la primera vez deberá definirse y anotarse cuidadosamente, para cada punto elevado, la dirección (ángulo respecto al norte geográfico) en que se toma el fotograma. La fotografía se hace desde un trípode, anotando la altura de éste y ayudándose con una clara descripción de la ubicación, con respecto a los bordes del visor de la cámara, de los rasgos del paisaje que servirán como referencia para encuadrar igualmente las fotos subsecuentes (ver imagen). Dependiendo del presupuesto y del equipo con que se cuente en un programa de conservación dado, antes de iniciar debe estimarse si los costos a largo plazo serán menores utilizando cámaras con-

vencionales de película con emulsión o bien, cámaras digitales con resolución de al menos 3.2 megapíxeles. Si se utiliza fotografía digital, es importante que el tamaño y forma de la foto sean siempre los mismos (*e. g.* sin recortar ni modificar el *bitmap*).

La periodicidad recomendable para este tipo de fotografía puede ser en principio semestral (lluvias y secas, por ejemplo marzo y septiembre, para el caso de ecosistemas templados de montaña en México) y la experiencia que vayan obteniendo los responsables del programa permitirá determinar si conviene aumentar o reducir el lapso entre registro y registro. En la figura 4 se ofrece un ejemplo de cómo ubicar los rasgos de un paisaje, tomado desde un punto elevado, en referencia al margen del visor de la cámara, para referencia en fotos posteriores.

Dependiendo de las características del paisaje al cual se desea dar seguimiento fotográfico, puede ser necesario utilizar la técnica de fotografía panorámica tomando una secuencia de fotos, hasta abarcar todo el horizonte. En tal caso igualmente hay que tomar nota de los puntos de encuadre de cada fotograma, a fin de repetirlos correctamente en las ocasiones subsecuentes.

- b) *Fotografía en puntos de referencia dentro de las unidades de paisaje.* Para algunos proyectos puede ser recomendable emprender un inventario fotográfico periódico a mayor detalle, basado en puntos de muestra dentro de cada unidad de paisaje; esto permite conocer los cambios en el aspecto de la vegetación en cada uno de ellos. Aunque no resulta sencillo cuantificar los resultados de muestreos fotográficos y por ello frecuentemente su evaluación es cualitativa, éstos tienen la ventaja de que son fáciles de efectuar, son repetibles con exactitud razonable y su costo es comparativamente bajo. El establecimiento de un inventario progresivo de imágenes, al menos cualitativamente representativas de puntos selectos en cada unidad de paisaje, provee una base útil para detectar oportunamente cambios en la apariencia del sitio a través del tiempo (basándose

principalmente en la densidad de la vegetación y la presencia de componentes destacados de ésta, entre otros). Es claro que habrá variaciones en el corto plazo que respondan a cambios estacionales (épocas de secas y lluvias, como ejemplo) y otras que ocurran en plazos largos, pero hacer en principio dos muestreos por año permitirá conocer los cambios estacionales y valorar mejor el significado de los cambios que ocurren en plazos mayores.

Un protocolo de campo general para el seguimiento fotográfico en puntos dentro de una unidad de paisaje puede ser el siguiente: Con ayuda de cartografía suficientemente detallada, brújula Brünton, transportador geométrico y escuadras de trazo (o con un GPS si se tiene disponible) se ubica cada uno de los puntos de muestra elegidos en la carta. Una vez en el sitio, se hace una marca permanente, por ejemplo un pequeño zócalo de concreto de cerca de 30 cm de diámetro con un agujero en el centro, en el cual pueda erigirse una estaca o bandera en visitas subsecuentes. A cada punto de muestra así marcado se le asigna un número o clave inequívoca, que se utiliza para referencia futura y que puede escribirse directamente sobre el zócalo fresco de concreto. También se sugiere tomar nota de los rasgos más sobresalientes del entorno en cada punto, a efecto de localizarlo con mayor facilidad en muestreos posteriores.

Lo mejor es que siempre tome las fotos la misma persona pero, por precaución, desde la primera vez debiera medirse la altura desde el suelo hasta la parte superior del trípode en que se monte la cámara, para poder montarla correctamente en muestreos posteriores. El operador se coloca en el punto del zócalo de cemento y ubica el norte, sur, este y oeste. Hace una fotografía exactamente hacia cada punto cardinal, a la altura especificada, dirigiendo la lente hacia el horizonte y colocando, en algún tronco o sitio similar, visible en la imagen, una pizarra con la clave del sitio, el punto cardinal y la fecha a las que corresponde la imagen. Para facilitar los muestreos

FIGURA 4. FOTOGRAFÍA DE UNA CUENCA MENOR EN EL ESTADO DE QUERÉTARO, TOMADA DESDE UN PUNTO ELEVADO Y CON REFERENCIAS DE ENCUADRE



Foto: Óscar Sánchez

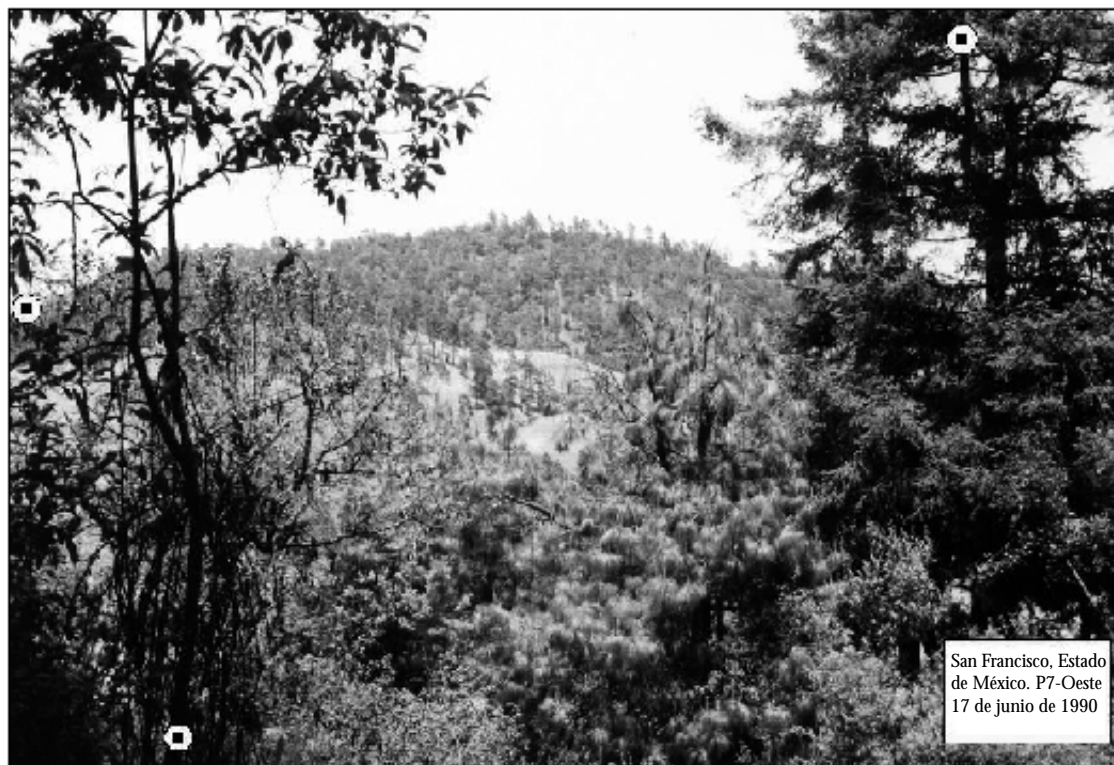
Nota: Es conveniente marcar las referencias en una copia de la fotografía inicial, como se ve en el ejemplo (horizonte, brazos de los arroyuelos y límite del despeñadero), para encuadrar fotos subsecuentes. Se recomienda usar una cámara de tipo reflex (SLR), pues permitirá fotografiar exactamente lo que se tiene en el visor.

posteriores, cada una de las cuatro fotos de un punto deberá encuadrarse correctamente respecto de la imagen inicial mediante la definición de referencias repetibles en la imagen (*para ello es conveniente llevar en cada ocasión una copia de la primera foto, ya marcada, a fin de asegurar el encuadre correcto*).

Dependiendo de la disponibilidad y capacidad de equipo de cómputo existente en el proyecto, es recomendable que las imágenes y los datos derivados de los muestreos fotográficos periódicos en puntos de referencia se viertan en una base de datos electrónica, de modo que se facilite su recuperación y su análisis periódico.

El responsable debe mantener en mente que la selección de puntos de referencia debe ser muy cuidadosa, para poder definir un número mínimo de sitios que le brinden información relevante, pues mientras mayor sea el número de puntos, más costoso y laborioso será realizar la labor de seguimiento fotográfico. Otros conceptos sobre este tipo de seguimiento fotográfico pueden hallarse en Kilpatrick (1985). La figura 5 muestra como ejemplo una imagen en la que se ha aplicado el método de puntos de referencia, para seguimiento fotográfico de puntos determinados dentro de una unidad de paisaje.

FIGURA 5. UNA DE CUATRO FOTOGRAFÍAS TOMADAS DESDE UN PUNTO DETERMINADO EN UNA UNIDAD DE PAISAJE. FUE TOMADA HACIA EL HORIZONTE Y DIRIGIDA AL OESTE



Este tipo de fotos, repetidas a intervalos, permite el seguimiento de vegetación a mayor detalle, especialmente en el primer plano, pero también en el fondo. Obsérvense las marcas de encuadre (tronco del arbolillo, perfil del cerro y tronco del árbol grande; círculos marcados) y, también, los datos consignados en el recuadro. Foto: Óscar Sánchez.

Este método es principalmente aplicable a plantas y hongos, dado su carácter sésil, aunque también a ciertos grupos de animales poco propensos a moverse a distancias notorias en plazos cortos (como ejemplos, algunos invertebrados, reptiles y anfibios). A cada punto de muestra elegido y descrito para el seguimiento fotográfico antes descrito, puede asociársele el seguimiento de taxones indicadores mediante censos, empleando métodos como los descritos en la sección sobre verificación de campo inicial (parcelas de Whittaker, en las cuales se hace un *censo* de las plantas y, si se desea, también de animales relevantes). Muchos textos de ecología (Krebs 1989, Magurran 1988, entre otros) contienen amplias explicaciones metodológicas acerca de alternativas para evaluar la estructura de la vegetación, la composición florística y faunística, y la diversidad, principalmente con base en censos. Algunos programas de cómputo gratuitos para usos no lucrativos como "Biodiversity Pro" (McAleece 1997) permiten efectuar algunos cálculos con mayor facilidad en una PC; este programa puede descargarse desde internet desde la URL <http://www.sams.ac.uk/dml/projects/benthic/bdpro/index.htm>.

En general es deseable reducir los censos a un diseño simple pero suficiente, a fin de no complicar la labor de campo con protocolos de trabajo demasiado farragosos. Para reducir costos se aconseja hacer coincidir los censos de los puntos de muestra con las visitas para seguimiento fotográfico de éstos.

Los censos, efectuados en principio semestralmente, ofrecerán resultados elementales (riqueza de especies, abundancia relativa, densidad, estructura de la vegetación), pero suficientes para aplicar alguno de los varios índices de diversidad y otros aplicables a los casos y grupos que se hayan muestreado. El análisis de series de tiempo de esos resultados podrá aportar mayores elementos para tomar decisiones oportunas.

Es aplicable principalmente a animales más elusivos, como las aves y los mamíferos. Se basa en la *estimación* de la presencia y abundancia de éstos a lo largo de trayectos, ubicados cerca de los puntos críticos de referencia. Existe una clara diferencia entre un *censo* y una *estimación*; el primero implica la cuenta directa de virtualmente todos los individuos presentes en un área determinada, en tanto que la estimación se basa en un cálculo, derivado de observaciones de individuos al recorrer un trecho de longitud definida, ya sea de anchura previamente establecida o bien, cuya anchura se estima al final, con base en el promedio de las distancias reales de las observaciones individuales respecto a la línea del trayecto. Nota: es importante resaltar que para este componente del seguimiento, la determinación de la abundancia para animales se fundamenta en la estimación basada en observaciones, en tanto que la determinación de la presencia y el estado, por ejemplo de árboles, en el mismo trayecto, equivale a hacer un censo sólo que en una parcela muy larga y angosta.

Los métodos de análisis de datos de observaciones de animales en trayectos han sido largamente mejorados (Buckland *et al.* 1993) y hoy existen programas de cómputo como "Distance", que facilitan los cálculos de manera considerable. Este programa corre en PC y puede descargarse gratuitamente, mediante previo registro del usuario, desde la URL <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/index.html>. Allí también puede consultarse en línea el libro de Buckland *et al.* (1993) en archivos con formato PDF, obra que contiene importantes explicaciones sobre los métodos para hacer estimaciones de densidad de organismos móviles en trayectos. Como se manifiesta arriba, los métodos para levantar datos en campo en calidad de insumos para ese tipo de software, se basan en el registro de observaciones referidas al punto longitudinal del trayecto donde ocurrieron y a su distancia transversal con respecto a ese lugar exacto. Para información adi-

cional sobre estos procedimientos, se sugiere al lector consultar Calmé (2000) y Aranda (2000).

El seguimiento periódico de los trayectos, para la *estimación* del estado de poblaciones selectas de animales, debiera también incluir algún *censo* de la presencia de signos y efectos de actividades humanas, los cuales deben describirse y ubicarse de igual modo que los datos de un censo para plantas en un trayecto (es decir, anotando su ubicación respecto a la longitud del trayecto y su distancia transversal respecto a ese eje longitudinal).

La manera más sencilla de definir trayectos, para integrarlos a un programa mínimo de seguimiento basado en estimaciones, es colocar dos líneas en direcciones opuestas, partiendo ambas de un lugar cercano al zócalo de cemento con que se marcó cada punto de referencia para el muestreo fotográfico (punto en el cual se estableció la parcela para censos de vegetación y de fauna sedentaria). Idealmente, pueden sugerirse trayectos de al menos 500 m de longitud. Cabe señalar que el trayecto, por el cual se tendrá que caminar periódicamente, no debe sobreponerse de ningún modo a la parcela de censo (ver parcela de Whittaker, en una sección anterior de este trabajo). En ocasiones, bajo condiciones especiales o de extrema necesidad, se han utilizado senderos existentes en calidad de trayectos aunque, por el origen utilitario de su trazo, estas veredas no siempre cumplen con los supuestos de rigor recomendables para un seguimiento adecuado.

SEGUIMIENTO MEDIANTE SESIONES DE ANÁLISIS EN GRUPO, ENFOCADAS Y CON PARTICIPACIÓN COMUNITARIA

Para este aspecto de un programa de seguimiento, primero deben identificarse las comunidades humanas presentes en el área de interés. En principio, para cada una de esas comunidades debería establecerse un grupo voluntario de seguimiento (preferiblemente de seis personas), formado por dos elementos del personal técnico a cargo del programa de conservación y por cuatro personas de cada comunidad rural, conocedoras de las actividades relacionadas con los recursos bióticos

en área de interés. El mecanismo de trabajo, resumido, puede incluir:

- . crear de manera conjunta, previamente, una agenda básica de temas a los que interesaría dar seguimiento y definir posibles indicadores, asequibles para el equipo de colaboradores locales,
- . exponer la idea del seguimiento de la biodiversidad a los colaboradores oriundos de cada comunidad, asegurándose de que el propósito del seguimiento sea claro, lo mismo que el significado de cada indicador. La temática debe hacer énfasis en la percepción propia de las comunidades locales, acerca de la permanencia y la calidad de los recursos bióticos que utilizan,
- . estimular el interés de los participantes comunitarios para reunir información, sencilla pero de valor indicativo, acerca de esos temas, definiendo claramente un protocolo de trabajo, entendible y suficientemente simple como para que se tenga un mínimo de homogeneidad en la adquisición de información por parte de ellos,
- . desde las primeras sesiones debe establecerse una línea basal de información, es decir, un diagnóstico inicial de la percepción de los habitantes locales sobre la abundancia y la facilidad, o dificultad, de obtención de los recursos biológicos que suelen utilizar. Esto debe hacerse acompañado de alguna referencia a épocas anteriores (traducibles a años o décadas concretas), a fin de tener una primera dimensión de los cambios gruesos que en ellos se han percibido,
- . luego, habrá que efectuar una reunión con cada comunidad cada cuatro meses (o al menos cada seis), a fin de compartir la información recabada y analizar las ideas, perspectivas, expectativas y dificultades que surjan,
- . entre reunión y reunión, el equipo técnico debe abocarse al análisis de la información recabada y a la síntesis efectiva de los resultados obtenidos, a fin de comunicarlos en la siguiente sesión conjunta,

en una reunión al final de cada período anual se expondrá, en cada comunidad participante, a los colaboradores comunitarios e invitados (que pueden ser los sectores interesados o bien toda la comunidad, según el caso lo dicte) un resumen, breve y claro, de los resultados del estudio de aquella información que ellos ayudaron a recoger durante el año. En esa reunión debe propiciarse la participación activa con preguntas y sugerencias, atendiéndolas oportunamente para propiciar que se conduzca al posible acuerdo de acciones de mitigación de los aspectos de deterioro que se hayan identificado.

Si existe un alto número de comunidades humanas en un área de interés para la conservación puede resultar difícil atenderlas bajo este esquema, por lo que cada responsable debiera ponderar, caso por caso, la eventual carga de trabajo contra los riesgos que implicaría no formar grupos participativos con todas las comunidades relevantes. Para esas situaciones, un esquema alternativo puede ser formar un número manejable (pequeño) de grupos de trabajo, en cada uno de los cuales participen representantes de varias comunidades afines entre sí.

Entre los tipos de datos de mayor utilidad que pueden recabarse mediante este sistema, se encuentran la calidad de las materias primas cosechadas, el esfuerzo desarrollado para recogerlas y la cantidad de cada tipo cosechada por unidad de esfuerzo. Quizá un ejemplo permita visualizar mejor el contenido: supongamos que, junto con una comunidad habitante de un área de montaña con zacatonales, interesa medir cambios en la extracción de plantas para elaborar escobetas con sus raíces. Para ello importa saber, entre otros datos, cuál es la calidad del material que los usuarios consideran óptima, el número de personas que se dedican a esa actividad en cada comunidad y el número de raíces completas que suele recogerse por persona por día, semana o mes. Mediante el seguimiento de estos indicadores puede captarse información acerca de cambios en la dificultad relativa para obtener esos recursos

(por ejemplo incremento o decremento de la distancia que hay que viajar hasta los sitios de colecta, del número de días necesarios para llegar a ellos, del número de días necesarios para la colecta de una cantidad dada, de la distancia o del tiempo de esfuerzo necesarios para obtener productos de la calidad que se requiere, entre muchos otros).

Evidentemente, el éxito del levantamiento y el análisis participativo de información dependerá de las buenas relaciones y la confianza que se logren, en el contacto con las comunidades. Desde los primeros acercamientos debe buscarse una interacción grata, que facilite más adelante el trabajo conjunto para catalogar los tipos y modalidades de las interacciones humanas con elementos del ambiente local (extractivas, agrícolas, pecuarias, comerciales, etc.). Al crear un diseño de trabajo con los pobladores locales debe tenerse en mente que, en algunos casos, los recursos bióticos pueden estar siendo extraídos o modificados por usuarios ajenos al área de interés, lo cual también debe documentarse hasta donde sea posible.

Cada una de las sesiones de trabajo debe desarrollarse en un ambiente de amplia cordialidad. Si es posible o aceptable, debiera incluirse la aportación de alimentos por ambas partes para compartir durante las sesiones conjuntas o buscar otros elementos que promuevan la convivencia humana y por ende, propicien una comunicación más libre y amable. La duración de cada sesión cuatrimestral o semestral intermedia, del grupo de seis personas, no debería ser superior a dos horas, esto con el fin de no provocar cansancio a los miembros comunitarios del equipo, usualmente no habituados a participar en largas reuniones de trabajo. Igual observación se aplica al caso de la reunión anual, en la que se presentarán resultados a cada comunidad.

Es recomendable proveer para cada reunión rotafolios y plumones, fotografías de apoyo sobre los temas a tratar y hasta guías de campo ilustradas, tanto como sea posible, para tener una opción de identificación de especies silvestres que pudieran citar los colaboradores comunitarios.

Mientras uno de los operadores de la sesión de trabajo actúa como conductor, el otro toma

notas detalladas, incluyendo especialmente los rubros que se hayan determinado dar seguimiento participativo específico (incluyendo los cambios que perciben los habitantes derivados de alguna alternativa de uso sustentable de los recursos biológicos locales, en caso de que se halle instalada). Debe recordarse en todo momento que se trata de un trabajo en equipo, al cual todos (técnicos y colaboradores comunitarios) pertenecen y que se trata de un tema de interés compartido. Por ello debe cuidarse que las actividades programadas para las reuniones no alteren demasiado los usos y costumbres propias de las comunidades y, mucho menos, que infrinjan sus normas formales de convivencia; en este aspecto se recomienda atender los conceptos vertidos por Aguilar Cordero (2000); Merino, en este volumen y Del Río *et al.*, también en este volumen.

En resumen, el esquema general de seguimiento a cinco vías que se ha propuesto no es más que una guía, que puede reducirse o potenciarse en función de las necesidades y la creatividad de cada responsable de un programa de conservación de ecosistemas templados de montaña (u otros). Descrita esa propuesta genérica para el seguimiento de los cambios en el estado y uso de elementos de la biodiversidad, queda por añadir que sólo la disciplina en el trabajo podrá hacer valer el esfuerzo de la cuidadosa planeación de un programa, al traducirse en valiosa información periódica para la toma de decisiones de conservación oportuna en el mediano y largo plazo.

HACIA UNA ESTRATEGIA INTEGRADA DE CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS LOCALES

A través de métodos y técnicas diversas como los que se han descrito en el presente trabajo, basados en la biología de la conservación, es posible obtener elementos informativos que permitan crear estrategias integradas para la conservación de ecosistemas. La integración no debe restringirse a los aspectos puramente biológicos, sino que debe reflejar el papel del hombre como parte consustancial de la biodiversidad local y de su dinámica.

En términos de biología de la conservación, debemos partir de que ningún ecosistema es una unidad aislada del entorno, por ello es altamente recomendable que se mantenga en perspectiva la bondad de establecer sistemas que comprendan el mosaico de áreas silvestres susceptibles de conservación, tanto como las áreas donde predomina la actividad humana. Para ello es conveniente considerar temas específicos que afecten a la biodiversidad, como la fragmentación y sus efectos, y también las posibles estrategias para contrarrestarlos.

Sólo superada por la pérdida de ambientes naturales y por el deterioro de éstos, la fragmentación aparece como una de las amenazas más severas para la biodiversidad. Entre sus causas principales están la expansión de la frontera agropecuaria, la explotación forestal, el establecimiento de nuevos asentamientos humanos y la construcción de carreteras, entre otros. Entre sus efectos se cuenta la desaparición de poblaciones funcionales de algunas o muchas especies silvestres en los fragmentos y la modificación consecuente de la composición de las comunidades ecológicas hacia la simplificación, con todos los riesgos que esto implica (Usher 1987).

Las poblaciones silvestres requieren ciertas cantidades y densidades mínimas de individuos para mantenerse viables (Gilpin y Soulé 1986). Cuando ocurre fragmentación severa de una extensión de vegetación nativa, el área disponible se reduce notoriamente y en tanto que para algunos taxones será posible mantener poblaciones viables, para otros esto será virtualmente imposible. A distintos ritmos y por diferentes vías, paulatinamente ocurrirá la extinción local de poblaciones de alguna o muchas especies (Sunders *et al.* 1991). El efecto inmediato es la inestabilidad de las comunidades ecológicas y, más adelante, su posible estabilización pero en un nivel de riqueza de especies probablemente muy bajo, que puede llegar a representar mucho menor valor para la conservación de la biodiversidad, tanto en términos intrínsecos como de utilidad para el hombre.

Ante fenómenos de depauperación por fragmentación del entorno natural, cabe evaluar si una estrategia de conservación debiera o pudiera

concentrarse en conservar un área natural no fragmentada y del mayor tamaño posible o bien, un alto número de áreas de tamaño pequeño. Cada caso supone una evaluación particular, pero cabe señalar que debiera preferirse el área más grande posible, cuando otras áreas son mucho más pequeñas y ya han rebasado un límite de deterioro admisible para propósitos de conservación. Si por el contrario, sólo es viable tratar de conservar varias áreas pequeñas y estas muestran condiciones ambientales relativamente adecuadas, es recomendable generar una estrategia basada en ellas, con un enfoque de reconexión en el futuro cercano y tomando en cuenta las necesidades y los factores de la actividad humana presentes, integrándolos al esquema (Sánchez 1996, Miller *et al.* 1999). Las estrategias mixtas son perfectamente admisibles, sobre todo cuando existen tanto áreas mayores como una variedad de áreas menores y cuando el entorno socioeconómico es complejo.

En situaciones como las descritas debe tenerse en mente el concepto de *metapoblaciones* con respecto a la vida silvestre, en un mosaico de áreas separadas por ambientes posiblemente inhóspitos. Puesto de manera muy simplificada, un sistema de metapoblaciones significa que en un área existe una constelación de poblaciones de una especie dada, que habitan en manchones de vegetación de distintos tamaños y en distintas situaciones de conservación respecto al entorno alterado. Así, cabe esperar que algunas de las poblaciones locales de la especie sean viables y estén produciendo nuevos individuos con cierta regularidad (poblaciones fuente); en tanto, otras no tienen esa viabilidad (poblaciones de sumidero) y existen solamente gracias a la llegada de individuos que se dispersan desde las poblaciones viables. Claramente, esto implica que habrá poblaciones que se mantendrán en existencia continua y otras que pueden incluso desaparecer temporalmente para, luego, volver a existir por un breve plazo gracias a la llegada de nuevos individuos, antes de volver a desaparecer debido a su inviabilidad (Gilpin y Hanski 1991, Pisanty en este volumen).

No es posible, en términos prácticos, evaluar tajantemente la naturaleza de fuente o sumidero

para todas y cada una de las poblaciones de distintas especies en un sistema de manchones de vegetación. Pero existen alternativas: una de las más viables es el uso de especies focales (especies clave, sombrilla, bandera e indicadoras) que, por sus características y requerimientos especiales pueden servir para la planificación estratégica del diseño de redes de reservas naturales y otros esquemas similares al incluir, en sus propias necesidades de hábitat, las de muchas otras especies Miller *et al.* (1999). Explicado con mayor especificidad, las necesidades ambientales de ciertas especies (ámbito de actividad amplio, territorio amplio, uso de varios tipos de vegetación, necesidades de continuidad o contigüidad de la vegetación, entre muchas otras), pueden ser tales que la atención dada a esas especies de amplio espectro de requerimientos implica la atención simultánea a las necesidades de numerosas especies más, presentes en los ecosistemas de interés. Esta visión estratégica, basada en la consideración de necesidades ambientales de especies focales, posibilita conservar extensiones funcionales y representativas de los ecosistemas locales, así como incluir a otras especies en estrategias de amplia cobertura. Para obtener más detalles respecto a los conceptos y métodos aplicables en este enfoque véase Miller *et al.* (1999).

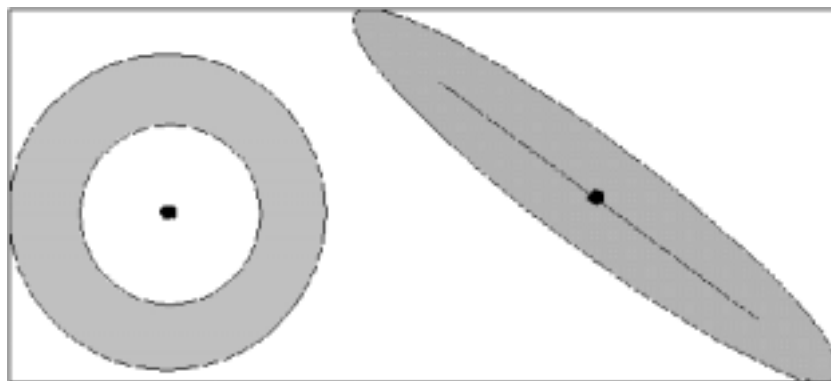
En muchos casos, una estrategia de conservación requerirá considerar la reconexión de fragmentos que antes fueron parte de un área nativa continua. Esto significa la creación de corredores biológicos y tendría que realizarse mediante la restauración de la vegetación nativa, hasta donde resulte posible. La finalidad de un corredor debería ser crear condiciones que propicien el intercambio de genes entre individuos de las poblaciones de una misma especie, presentes en dos o más fragmentos. Pero los corredores, no obstante su obvio atractivo, también pueden implicar riesgos; uno de ellos es que si un corredor resulta demasiado angosto, lejos de propiciar la mejoría del intercambio genético y apoyar la viabilidad poblacional, puede implicar la pérdida adicional de individuos debido a efectos de borde como, por ejemplo, una mayor probabilidad de depredación natural, o de

captura por humanos, mientras los individuos o los propágulos (semillas u otros) están en tránsito de un manchón de vegetación a otro. El tema de los corredores ha sido objeto de análisis crítico por varios autores, tanto en sus dimensiones biológicas como socioeconómicas (Simberloff *et al.* 1992, Sánchez, 1996, Miller *et al.* 1999). El uso de corredores debiera abordarse cuidadosamente, considerando las potenciales implicaciones negativas y positivas que tienen distintos modos de reconexión, así como los costos económicos y sociales de los mismos. En general, mientras menor distancia exista entre dos fragmentos dados, más viable puede ser el establecimiento de un corredor y en caso de que dos fragmentos estén relativamente alejados entre sí, debiera buscarse que el eventual corredor biológico tenga la mayor anchura posible, así como propiciar que en sus cercanías sólo se desarrollen actividades humanas compatibles con los principales valores de la biodiversidad local.

Además de los esquemas de reconexión de fragmentos de áreas originales con vegetación natural basados en la teoría de metapoblaciones,

al diseñar estrategias de conservación relativas a ecosistemas es recomendable considerar otros principios básicos de la biología de la conservación, como la geometría del área. Por principio toda área con vegetación silvestre nativa está delimitada, respecto al entorno alterado, por un borde (que puede ser difuso o más o menos definido). En esa frontera ocurre un efecto de mayor vulnerabilidad, especialmente para individuos de aquellas especies que normalmente no habitan situaciones limítrofes entre distintos ambientes naturales (esto es, un *efecto de borde*). Los individuos de esas especies locales se hallarán más expuestos a tensiones diversas, a daños y a destrucción total, principalmente por agentes no nativos al sitio, aunque también por sus némesis naturales. Desde una perspectiva teórica, la mejor forma para un área de conservación sería la circular, pues de este modo se conseguiría hacer mínimo el efecto de borde. Por el contrario, una superficie de igual extensión pero con forma muy alargada, tendría tanto efecto de borde que su utilidad para la conservación sería muy limitada (figura 6).

FIGURA 6. MODELO DE INFLUENCIA DEL EFECTO DE BORDE (ÁREA GRIS) EN DOS FORMAS GEOMÉTRICAS DISTINTAS PERO DE ÁREA SIMILAR



A la izquierda un predio ideal, circular, en el cual al menos una parte de la biota local se encuentra relativamente a salvo de los riesgos presentes en el borde. A la derecha un predio de forma alargada, en el cual no es posible asegurar que alguna parte del área esté libre del efecto de borde (señalado en gris).

En la realidad se presentan muy distintas situaciones y difícilmente se puede pensar en disponer de un área susceptible de conservación con forma circular, pero en todos los casos habría que buscar la mejor manera de aproximarse a la condición óptima definida por la teoría del círculo, a fin de proporcionar la mayor estabilidad posible a una potencial área protegida (Primack 1993, cap. 14). Incluso la incorporación de las actividades humanas locales a un programa de conservación se beneficiará al considerar cuidadosamente este tema.

La evaluación y el seguimiento de aspectos como los explicados a lo largo de este trabajo, según lo requiera cada caso real, proveerá herramientas y argumentos adicionales para diseñar mejores estrategias de conservación, que hagan máxima la permanencia de la riqueza, de la unicidad y de los valores de la biodiversidad en los ecosistemas locales, junto con los rasgos culturales humanos autóctonos y con las actividades productivas compatibles con la vida silvestre. Asegurar que no se deteriore más el patrimonio biológico original es asunto de prioridad máxima para México, por lo que todo avance futuro para mejorar los conceptos y diseños aquí resumidos será un paso importante.

EPÍLOGO

Ciertas interpretaciones recientes de la biología de la conservación han sufrido de parcialidad, especialmente algunas de la corriente principal propia de países de alto desarrollo económico. En esos casos la disciplina se ha concentrado en producir más resultados de investigación básica en ecología y tratar de aplicarlos, a veces dogmáticamente, en distintas situaciones y con éxito limitado, al pretender que el hombre y sus actividades son una entidad separada respecto de los ecosistemas locales. Contrariamente a esa visión algunos autores han opinado, acertadamente desde mi perspectiva, que “integrating human activity into preservationist philosophy also makes practical sense since completely eliminating human impact on natural reserves

has always been very difficult...” (Primack 1993). Otras voces agregan que “the joint design of research projects in conservation biology by scientists and managers will not only help increase the effectiveness of conservation but will also chart new paths for the advancement of scientific knowledge” (Santana y Jardel 1994).

La aplicación razonada de los principios de la biología de la conservación, a la escala de ecosistemas, podrá proveer mejores bases para orientar la conservación, no solamente en áreas protegidas sino también en áreas que no estén sujetas a protección oficial o que no esperen ser objeto de declaratoria alguna. La conservación fuera del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), especialmente en extensiones con predominio de actividades humanas, continúa siendo un tema importante en México dado que solamente en el 7% u 8 % del territorio de la biodiversidad se halla relativamente protegida por disposición oficial (Conabio 1998). Es tiempo de lograr la integración de enfoques pues, como dice McNeely (1989), con respecto a basar la conservación solamente en crear y delimitar áreas naturales protegidas: “The boundary post is too often also a psychological boundary, suggesting that since nature is taken care of by the national park, we can abuse the surrounding lands...”.

La ordenación y la planificación del uso de los recursos bióticos, son temas para los cuales también será de utilidad identificar prioridades y crear bases de diagnóstico y seguimiento del estado y las tendencias de la biodiversidad local. Esos aspectos deben considerarse de manera explícita y clara durante la creación de cada programa, si se espera que contribuyan significativamente al logro de los objetivos de éste.

Las estrategias de conservación deben ser ampliamente incluyentes, propiciando la participación de todos los actores sociales, especialmente en áreas hoy dominadas por las actividades humanas, concepto en el cual concuerdo con Taylor (1987). Ante la notoria reducción de los espacios naturales en México (dramáticamente aguda a partir de las décadas recientes, en especial para ecosistemas muy frágiles y antiguos como los

bosques mesófilos de montaña), resulta necesario atender el tema prioritario de conservar aquellos tramos que aún conservan vegetación nativa pero, también, restituir algo de la diversidad biológica perdida en aquellas áreas ya alteradas por actividades humanas. Esto sólo será posible en la medida en que se propicie y consolide, en los hechos, la participación comunitaria. Me parece que la restauración ecológica irá tomando cada vez mayor relevancia en las orientaciones y decisiones sobre conservación en América Latina; esto debe ser un incentivo para reforzar la búsqueda de la información, y el refuerzo de los recursos y la voluntad social y política para ponerla en práctica. Este no es el espacio para profundizar en el tema de la restauración ecológica, pero no tengo duda alguna de que se trata de otra asignatura pendiente y de interés inmediato para México.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar Cordero, W. de J. 2000. Relevancia de los aspectos socioculturales en la conservación y el manejo de la vida silvestre. Pp. 35-46 en: Sánchez, O., M. C. Donoarrros-Aguilar y J. E. Sosa Escalante (eds.) *Conservación y Manejo de Vertebrados en el Trópico de México*. Semarnap, U. S. Fish & Wildlife Service, Conabio, Sierra Madre, S. C., Unidos para la Conservación, A. C., Universidad Autónoma de Yucatán. México, D. F.
- Aranda, M. 2000. Estimación de la abundancia en poblaciones de mamíferos silvestres. Pp. 83-90 en: Sánchez, O., M. C. Donoarrros-Aguilar y J. E. Sosa Escalante (eds.) *Conservación y Manejo de Vertebrados en el Trópico de México*. Semarnap, U. S. Fish & Wildlife Service, Conabio, Sierra Madre, S. C., Unidos para la Conservación, A. C., Universidad Autónoma de Yucatán. México, D. F.
- Benítez, H. y M. Bellot. Biodiversidad, uso, amenazas y conservación. *En este volumen*.
- Bonham, C. D. 1989. *Measurements for Terrestrial Vegetation*. John Wiley & Sons, N. Y., 338 pp.
- Brown, J. W. 1988 Species diversity. Pp. 57-89 en: Myers, A. A. y P. S. Giller. *Analytical Biogeography*. Chapman and Hall, Londres y New York, 578 pp.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham y J. L. Laake 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall, London, 446 pp. También disponible en línea (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>)
- Calmé, S. 2000. Manejo y conservación de aves terrestres mayores. Pp. 91-104 en: Sánchez, O., M. C. Donoarrros-Aguilar y J. E. Sosa Escalante (eds.) *Conservación y Manejo de Vertebrados en el Trópico de México*. Semarnap, U. S. Fish & Wildlife Service, Conabio, Sierra Madre, S. C., Unidos para la Conservación, A. C., Universidad Autónoma de Yucatán. México, D. F.
- Canfield, R. H. 1941. Application of the line-interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39:192-194.
- Cohen, J. 1992. A power primer. *Psychological Bulletin* 112:155-159.
- Comiskey, J., F. Dallmeier y S. Mistry 1999. Protocolo de muestreo de vegetación para la Selva Maya. Pp. 18-27 en: Carr III, A. y A. C. de Stoll (eds.) *Monitoreo Biológico en la Selva Maya*. U. S. Man and the Biosphere Program & Wildlife Conservation Society. documento PDF, U.S.-MAB Program, Washington, 51 pp.
- Conabio. 1998. *La diversidad biológica de México: estudio de país*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F., 341 pp.
- Cooperider, A. Y, R. J. Boyd y H. R. Stuart (eds.). 1986. *Inventory and Monitoring of Wildlife Habitat*. U. S. Department of the Interior, Bureau of Land Management Service Center, Denver, Co, xviii, 858 pp.
- Costanza, R., J. Cumberland, H. Daly, R. Goodland y R. Norgaard 1999. *Economía Ecológica*. Compañía Editorial Continental (CECSA), México, D. F., 303 pp.
- Cotler, H. Características y manejo de suelos en ecosistemas templados de montaña. *En este volumen*.
- Cuplin, P. 1986a. Streams. Pp. 225-236 en: Cooperider, A. Y, R. J. Boyd y H. R. Stuart (eds.) *Inventory and Monitoring of Wildlife Habitat*. U. S. Department of the Interior, Bureau of Land Management Service Center, Denver, Co, xviii, 858 pp.

- Challenger, A. Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. *En este volumen.*
- Danielsen, F., D. S. Balete, M. K. Poulsen, M. Enghoff, C. M. Nozawa y A. E. Jensen 2000. A simple system for monitoring biodiversity in protected areas of a developing country. *Biodiversity and Conservation* 9(12):1671-1705.
- Del Río, G., E. Hernández Saldaña, A. M. Muñiz Salcedo y G. Sánchez Ledezma. Participación y organización comunitaria, un requisito indispensable en la conservación de los recursos naturales, el caso de los ecosistemas templados de montaña. *En este volumen.*
- Erdfelder, E., F. Faul y A. Buchner 1996. GPOWER: A general power analysis program. *Behavior Research Methods, Instruments, & Computers* 28(1):1-11.
- Facelli, J. M., R. J. C. León, y V. A. Deregibus 1989. Community structure in grazed and ungrazed grassland sites in the Flooding Pampa, Argentina. *American Midland Naturalist* 121:125-133.
- Fuller, J. 1998. Participatory monitoring of forest resources: current methodologies being developed in Thailand. *Rural Development Forestry Network* 23e: 23-27.
- Galindo-Leal, C. 1999. Monitoreo biológico. Pp. 9-17 (Capítulo I) en: Carr III, A. y A. C. de Stoll (eds.) *Monitoreo Biológico en la Selva Maya*. U. S. Man and the Biosphere Program & Wildlife Conservation Society. documento PDF, U.S.-MAB Program, Washington, 51 pp.
- Gibbons, A. 1992. Conservation Biology in the fast lane. *Science* 255:20-22.
- Gilpin, M. y I. Hanski 1991. *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, San Diego, Ca.
- Gilpin, M. E. y M. E. Soulé 1986. Minimum viable populations: Processes of species extinction. Pp. 19-34 en: M. E. Soulé (ed.) *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Ma.
- Hammond, A., A. Adriaanse, A. Rodenburg, E. Bryant y R. Woodward 1995. *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*. World Resources Institute, Washington, D. C.
- Hellier, A., A. C. Newton y S. O. Gaona 1999. Use of indigenous knowledge for rapidly assessing trends in biodiversity: a case study from Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 8:869-889.
- Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54:187-211.
- Karr, J. R. y I. J. Schlosser 1978. Water resources and the land-water interface. *Science* 210:229-234.
- Kilpatrick, T. 1985. *Photomonitoring: A framework for monitoring cultural and natural resources*. Environmental Studies Program. University of California, Santa Cruz, Ca.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins Publishers, New York.
- Kremen, C., I. Raymond y K. Lance 1998. An interdisciplinary tool for monitoring conservation impacts in Madagascar. *Conservation Biology* 12:549-563.
- LaBounty, J. F. 1986. Lakes. Pp. 237-253 en: Cooperider, A. Y, R. J. Boyd y H. R. Stuart (eds.) *Inventary and Monitoring of Wildlife Habitat*. U. S. Department of the Interior, Bureau of Land Management Service Center, Denver, Co, xviii, 858 pp.
- Maass, M. Principios generales sobre manejo de ecosistemas. *En este volumen.*
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- McAleece, N. 1997. *Biodiversity Professional. Version Beta 1*. The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Sciences. <http://www.sams.ac.uk/dml/projects/benthic/bdpro/index.htm>.
- McNeely, J. A. 1988. *Economics and Biological diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resources*. IUCN, Gland, Suiza.
- McNeely, J. A. 1989. Protected Areas and Human Ecology: How National Parks can Contribute to Sustaining Societies of the Twenty-first Century. Pp. 150-165 en: Western, D. y M. Pearl (eds.). *Conservation for the Twenty-first Century*. Oxford University Press, New York.

- McNeely, J. A., K. R. Miller, W. V. Reid, R. A. Mittermeier y T. B. Werner 1990. *Conserving the World's Biological Diversity*. International Union for the Conservation of Nature, World Resources Institute, Conservation International, World Wildlife Fund-U.S. y World Bank. Gland, Suiza, 193 pp.
- Merino, L. Procesos de uso y gestión de los recursos naturales-comunes. *En este volumen*.
- Miller, B., R. Reading, J. Strittholt, C. Carroll, R. Noss, M. E. Soulé, Ó. Sánchez, J. Terborgh, D. Brightsmith, T. Cheeseman y D. Foreman 1999. Using Focal Species in the Design of Nature Reserve Networks. *Wild Earth* 11:81-92.
- Monroy-Vilchis, O. Principios generales de biología de la conservación. *En este volumen*.
- Montgomery, D. R., G. E. Grant y K. Sullivan 1995. Watershed analysis as a framework for implementing ecosystem management. *Water Resources Bulletin* 3:369-386.
- Nielsen, L. A. y D. L. Johnson 1983. *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Md., 468 pp.
- Noss, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain biodiversity. *BioScience* 33:700-706.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355-364
- Pressey, R. L. 1990. Reserve selection in New South Wales: Where to from here? *Australian Zoologist* 26:70-75.
- Primack, R. B. 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Ma.
- Risser, P. G., J. R. Karr y R.T.T. Forman 1984. *Landscape Ecology: Directions and Approaches*. Illinois Natural History Survey Special Publication No. 2. Champaign, Il.
- Sánchez, O. 1996. *Biodiversity conservation, areal connectivity and the developing countries*. Report presented to The Wildlands Project meeting 9-12 May, 1996. The Wildlands Project, Tucson, Az.
- Sánchez, O. 2000. Conservación y manejo de anfibios y reptiles: métodos y técnicas. Pp. 139-162 en: Sánchez, O., M. C. Donovarro-Aguilar y J. E. Sosa Escalante (eds.) *Conservación y Manejo de Vertebrados en el Trópico de México*. Semarnap, U. S. Fish & Wildlife Service, Conabio, Sierra Madre, S. C., Unidos para la Conservación, A. C., Universidad Autónoma de Yucatán. México, D. F.
- Sánchez, O. y G. López 1988. A theoretical Analysis of Some Indices of Similarity as Applied to Biogeography. *Folia Entomologica Mexicana* 75:119-145.
- Santana, E. y E. Jardel 1994. Research for Conservation or Conservation for research? (Letter). *Conservation Biology* 8(1):6.
- Siegel, S. 1970. *Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta*. Editorial Trillas, México, D. F., 344 pp.
- Simberloff, D., J. A. Farr, J. Cox y D. W. Mehlman 1992. Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6:493-504.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf 1979. *Biometría*. H. Blume Ediciones, Madrid, 831 pp.
- Statsoft, Inc. 2003. *Online statistics textbook* (<http://www.statsoftinc.com>).
- Sunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Taylor, S. G. 1987. Conservation Strategies for Human-Dominated Land Areas: the South Australian Example. Cap. 20, Pp. 313-322 en: Saunders, D. A., G. W. Arnold, A. A. Burbidge y A. J. M. Hopkins (eds.) *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. Surrey Beatty & Sons Pty. Limited - CSIRO - CALM. Chipping Norton, New South Wales, Australia.
- United States Fish & Wildlife Service 2003. *Ecosystem Approach*. <http://www.fws.gov>.
- Usher, M. B. 1987. Effects of Fragmentation on Communities and Populations: A review with Applications to Wildlife conservation. Pp. 103-121 en: Saunders, D. A., G. W. Arnold, A. A. Burbidge y A. J. M. Hopkins. *Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation*. Surrey Beatty and Sons Pty Limited-CSIRO-CALM. Chipping Norton, New South Wales, Australia.
- Velázquez, A. y G. Bocco. La ecología del paisaje y su potencial para acciones de conservación de

ecosistemas templados de montaña. *En este volumen.*

Weller, M. W. 1986. Marshes. Pp. 201-224 en: Cooperider, A. Y, R. J. Boyd y H. R. Stuart (eds.)

Inventory and Monitoring of Wildlife Habitat. U. S. Department of the Interior, Bureau of Land Management Service Center, Denver, Co, xviii, 858 pp.

CUARTA PARTE

INTEGRACIÓN DE COMPONENTES EN PROGRAMAS DE MANEJO DE ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO

INTEGRACIÓN DE CONCEPTOS DE ECOLOGÍA, MANEJO DE RECURSOS NATURALES Y DESARROLLO SUSTENTABLE EN PROGRAMAS DE CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS

Irene Pisanty

Coordinadora de Asesores de la Presidencia del Instituto Nacional de Ecología, Semarnat. Av Periférico 5000,
5º Piso, Col. Insurgentes Cuicuilco, México 04530. D. F.
Correo-e: *ipisanty@ine.gob.mx*

1. INTRODUCCIÓN

Sabemos que la evolución debe subyacer el orden de la vida porque ninguna otra explicación puede coordinar los datos dispares de la embriología, la biogeografía, el registro fósil, los órganos vestigiales, las relaciones taxonómicas y así sucesivamente.

S.J. Gould 1989¹

La relación entre las disciplinas científicas y la sociedad en general es, cuando menos distante. Esto es parcialmente imputable al hecho de que las ciencias y las políticas públicas están frecuentemente divorciadas. El rechazo instintivo a las complejidades del trabajo científico por un lado, y la incapacidad de los científicos de interesarse en comunicar y hacer público sus conocimientos, dan cuenta al menos parcialmente de este lamentable divorcio.

Hay, sin embargo, revoluciones científicas que han trascendido a las sociedades aún sin ser totalmente comprendidas o, paradójicamente, a través de sus partes menos relevantes. Cuando esto ha sucedido, las ideas científicas se han incorporado progresivamente a los complejos aparatos ideológicos de las sociedades, con los matices que éstos generan. En las ciencias biológicas este proceso se ha dado sólo en muy contadas ocasiones. Una de ellas está en curso actualmente, y su efecto aún no es evidente. Se trata del conocimiento a detalle del genoma humano y del de otros organismos, que ha permitido ejercicios como la clonación y ha generado grandes expectativas

médico-farmacológicas (con las consecuentes expectativas económicas y de mercado). La expansión de estos conocimientos no sería explicable sin su llegada a los medios de comunicación masiva, como los periódicos y los programas televisivos y radiofónicos, así como, más recientemente, las redes electrónicas. Tampoco sería explicable si este tema no tocara tan de cerca una de las preocupaciones atávicas y permanentes de los humanos, como lo es la salud.

Existen algunos ejemplos extremadamente importantes de la incorporación de conocimientos científicos al pensamiento no académico en tiempos en los que la comunicación era mucho más lenta que en nuestros días. En las ciencias biológicas, la teoría de la evolución por selección natural expuesta por Charles Darwin en su obra *El origen de las especies*, publicada en 1859, merece particular atención en este sentido.

Como es sabido, *El origen de las especies* fue resguardado por su autor durante muchos años. Concebida durante los viajes de su juventud, esta teoría sólo fue dada a conocer por Darwin cuando él ya tenía cincuenta años. ¿Qué le impidió, durante tantos años, atreverse a plantear su teoría? Darwin estaba consciente de la magnitud, del alcance de sus ideas, pues reconocer a las fuerzas de la naturaleza el diseño de la vida dejaba afuera, ni más ni menos, a las fuerzas del cielo. Una ruptura epistemológica de este tamaño podría enfrentarlo con la sociedad entera, justamente con esa sociedad victoriana a la que él se había acoplado tan bien y de la cual parecía ser un digno

representante. Sin embargo, finalmente hizo su teoría pública ante la Royal Society, sociedad científica de alta alcurnia e indudable importancia.

La teoría de la evolución por selección natural fue rápidamente adoptada en los medios académicos. Inicialmente fueron los biólogos de los Estados Unidos de América, encabezados por Julian Huxley,² quienes expresaron un sólido apoyo, y después los europeos continentales. Finalmente, inclusive la reacia Inglaterra acabó por adoptar el concepto que se había incubado dentro sus fronteras. El resto de la historia es bien conocido. La idea de que los humanos compartimos un ancestro con los monos se tradujo rápidamente en la noción de que los monos son nuestros ancestros, nuestros primos hermanos. Esto implica, sin duda, aceptar la teoría de la evolución... aunque esto no implicó rechazar las escrituras religiosas ni la caída de iglesia alguna. A más de 100 años de su publicación, *El origen de las especies* ha pasado por innumerables revisiones ideológicas y científicas. En algunos sitios, la enseñanza de la teoría de la evolución ha sido recurrentemente prohibida, y desde muchos ámbitos de la biología contemporánea, como el molecular, ha recibido críticas de fondo. Sin embargo, a pesar de los ajustes, modificaciones y rectificaciones que haya sufrido y que sin duda seguirá sufriendo, el enfoque evolutivo, que identifica a la vida como resultado de fuerzas naturales y no divinas, llegó para quedarse.

La teoría de la evolución por selección natural representó, y aún representa, un marco general de desarrollo de las ciencias biológicas y se constituyó en la gran ruptura epistemológica de éstas. Se constituyó en el espacio conceptual en el que nació la biología moderna, con todas sus disciplinas, incluida la ecología. También se volvió en un punto de vista improntado en grandes capas sociales. Sin embargo, no ha sido una herramienta práctica en la implementación de acciones concretas fuera del ámbito de las ciencias.

El desarrollo de la teoría darwiniana puso énfasis en los procesos y las interacciones más que en los resultados de las mismas, que habían sido objeto de la historia natural previamente. Es en este

contexto en el que nacen los estudios ecológicos, y la ecología misma como disciplina científica. Cabe recordar que el término ecología aparece por primera vez en 1869, acuñado por el médico alemán Ernest Haeckel, a quien la lectura de *El Origen de las especies* impresionó profundamente.

Un segundo concepto que vale la pena considerar es el de la sustentabilidad. Este término tiene una historia muy diferente, pues no nace ni en un ámbito académico ni directamente de las ciencias naturales, y se gesta como resultado de condiciones ambientales y políticas conjuntas que no tienen precedente en la historia. El término nació del texto *Nuestro futuro común*, elaborado por la entonces comisionada de la Organización de las Naciones Unidas, Gro Harlem Brundtland. En él, se define a la sustentabilidad como una estrategia de uso de los recursos naturales que garantiza la satisfacción de las necesidades de las generaciones de hoy y las de mañana por igual. El concepto de sustentabilidad marcó un hito en el discurso sobre medio ambiente, pues reconoció que la contradicción entre ambiente y desarrollo podría ser falsa y tener su solución en estrategias de uso que reconocieran límites a la forma de uso dados, tanto por el carácter de los recursos mismos como por los aspectos sociales, económicos, culturales y tecnológicos. Sin embargo, son muchos los cabos que esta definición, resultado de una complicada construcción de consensos, deja sueltos, y aunque está presente en muchos discursos políticos, económicos, sociales y hasta biológicos la sustentabilidad no ha acabado de definirse como un compromiso local, nacional y regional de manera tal que se traduzca en un cambio sustantivo de prácticas que la garanticen.

Muchas preguntas giran sobre la definición de la sustentabilidad. Por ejemplo, ¿cómo se define la validez de una necesidad? No es difícil imaginar que un acaudalado habitante de Manhattan demanda la satisfacción de necesidades muy contrastantes a las que tiene un depauperado campesino de la Mixteca oaxaqueña o de las famélicas regiones áridas africanas. También se han hecho muchos planteamientos de todos tipos sobre los indicadores de sustentabilidad, y no hay aún

un cuerpo uniforme de medidas que incluyan aspectos ecológicos, económicos y sociales, comparables entre sí pero que reconozcan las variantes que la diversidad cultural impone.

A pesar de todos sus bemoles, la sustentabilidad es el hilo conductor del discurso ambiental, en todos los ámbitos que abarca, y que incluye a las ciencias naturales, a las sociales y a las humanidades. Como muestra baste decir que Arizpe (1997), en el primer párrafo de su compilación *Dimensiones culturales del cambio global*, dice textualmente: “En el siglo XXI, la cultura será, sin lugar a dudas, uno de los principales temas de la sustentabilidad, el desarrollo y la gobernabilidad(...)”³

La historia, el desarrollo y el alcance de este término es un tema de estudio a largo plazo, y no es posible abordarlo aquí, por lo que nos limitaremos a la revisión de algunos conceptos biológicos que representan importantes herramientas para su análisis y el de sus alcances, no sin insistir en la insuficiencia de un solo enfoque por el carácter multivariado inherente a la sustentabilidad, y por el uso variopinto que la caracteriza.

Un tercer tema que se ha incorporado al lenguaje y a la visión del mundo de las sociedades es el de equilibrio ecológico. Proveniente tanto de una percepción paisajística acotada en el tiempo como de la filosofía y de las ciencias biológicas. El equilibrio es también parte del discurso ambientalista en sus distintos ámbitos. No es de llamar la atención que en el afán descriptivo de un mundo ordenado, en el que todos los seres vivos ocupan un lugar y cumplen una función previamente determinados, que caracterizó a la historia natural no hubiese surgido tal cosa como la ecología. Lo que sí resulta sorprendente es que una vez que la teoría de la evolución por selección natural quedó plasmada en una nueva visión del mundo, en un cambio radical de la biología como disciplina científica e incluso en una nueva disciplina recién nacida, la ecología, la idea de que hay un programa y un fin en los procesos naturales, y con ella la de un equilibrio predeterminado, haya permanecido, a veces crípticamente y a veces de forma francamente clara y obvia. La idea de un equilibrio estático, correspondiente a un estado ideal

y como un fin de la naturaleza, aún está presente en muchas de las teorías científicas y de las concepciones empíricas sobre los diferentes niveles de complejidad de los que se ocupa la ecología. Esta concepción llevó a muchas políticas de conservación, en particular a las primeras relacionadas con la protección de áreas naturales. Los modelos finalistas que tienen esta idea del equilibrio como columna vertebral se encuentran latentes en teorías de la dinámica de las comunidades, en especial de la sucesión. En muchas de sus interpretaciones, también se encuentra en la más moderna teoría de Gaia (Margulis y Lovelock 1989).

El enraizamiento de conceptos provenientes de la investigación científica en el discurso dominante de una o muchas sociedades no necesariamente produce cambios profundos en las conductas de sus miembros. Hoy en día, a pesar de las potentes herramientas de comunicación con las que contamos, la separación entre los textos científicos de alta calidad, publicados en revistas especializadas de circulación internacional y sometidos a un severo sistema de arbitraje, y los criterios para la toma de decisiones, ha definido dos universos diferentes y frecuentemente incommunicados. Aunque esta situación tiende a mejorar con el paso del tiempo, las ciencias aún son de respuesta muy lenta, y su transmisión cotidiana entre un ámbito y el otro es, con demasiada frecuencia, extremadamente ineficiente. De esta manera, quienes tienen que resolver problemas sobre la marcha y tomar decisiones, que afectan directa o indirectamente la vida de muchas personas y que pueden tener consecuencias a mediano y largo plazo, frecuentemente no tienen acceso a los nuevos conocimientos ni a las polémicas científicas más recientes. La necesidad de poner el conocimiento científico a disposición de la resolución de los problemas ambientales es, sin duda, uno de los retos más grandes que la ecología enfrenta como disciplina científica.

En este capítulo revisaremos, sin pretender agotarlos, algunos de los elementos de la ecología —en tanto disciplina biológica— que pueden ser de utilidad en el manejo sustentable de los recursos naturales y en su conservación. En el enfoque

ecosistémico se consideran grandes sistemas ecológicos como una unidad, pero en ningún momento debe de ignorarse que las partes que conforman a un ecosistema son las que determinan la estructura y los procesos característicos de un ecosistema en particular. Por ello, tocaremos los puntos identificados como piedras de toque para el manejo de los recursos naturales y la conservación de los ecosistemas. Desde luego, esta breve revisión no puede abarcar todas las herramientas que las ciencias biológicas ofrecen a quienes buscan estrategias sustentables, por lo que se centrará en las que han merecido particular atención recientemente (Challenger 2001, Pickett *et al.* 1997). Es también necesario insistir en que el concepto de sustentabilidad no se refiere únicamente a parámetros biológicos. El énfasis hecho en éstos no pretende minimizar la importancia de los demás, y no es más que un reflejo de la actividad de quien esto escribe.

2. CONCEPTOS ECOLÓGICOS RELEVANTES PARA EL MANEJO DE ECOSISTEMAS

Los diferentes niveles de complejidad de los que se ocupa la ecología merecen ser mencionados, pues en todos ellos se encuentran aspectos importantes para el manejo y la conservación y, además, en todos los niveles se requieren esfuerzos enfocados a la sustentabilidad y a la protección de una u otra forma. Sin embargo, la necesidad apremiante de vincular el conocimiento científico con la solución de los problemas ambientales nos obliga a centrar nuestra atención en algunos aspectos que parecen ser particularmente necesarios (Primack 1993, Christensen *et al.* 1996, Ostfeld *et al.* 1997, Challenger 2001).

2.1. ENTRE PARADIGMAS TE VEAS: PARADIGMA CLÁSICO Y PARADIGMA CONTEMPORÁNEO

El nuevo paradigma le ha dado a la ecología el ímpetu para ser la primera de las nuevas ciencias (y no la última de las viejas).
Fiedler *et al.* 1997⁴

La conservación de las especies y de los ecosistemas en general, sean o no fuentes actuales de recursos económicamente valiosos, se da a diferentes niveles. Tradicionalmente, es el nivel de especie el que más se ha atendido, pero la atención ha girado desde hace un tiempo hacia el nivel de hábitat y de ecosistema, dado que en muchos casos los esfuerzos hechos exclusivamente sobre las especies no fueron exitosos justamente por la desaparición de los hábitat que las albergan. En cualquiera de los niveles tradicionalmente considerados, genético, individual/ecofisiológico, poblacional, sinecológico, ecosistémico o global, se expresa la visión que del mundo natural predomina en la ecología. Durante muchos años, prevaleció lo que hoy se conoce como el “viejo paradigma” o “paradigma clásico” de la ecología. La idea central de este paradigma era el equilibrio, concebido como un estado estable al que se llega después de un proceso que puede haber sido largo o corto, y sencillo o complejo, pero que tenía como término un estadio final de equilibrio estático. Esta idea, que es compleja y se expresa en diversos modelos numéricos, está bien enraizada en las concepciones no científicas de las sociedades. Deriva de las antiguas nociones de orden de la naturaleza, que son muy antiguas y que están más asociadas con la percepción inmediata de inmutabilidad de los paisajes que con el reconocimiento de la importancia de los procesos naturales dinámicos.

La ruta hacia el equilibrio fue debatida desde los albores de la ecología de comunidades. Esta discusión fue el meollo del desarrollo de las dos grandes escuelas que se ocupan del estudio de las comunidades (sinecología), a saber: la organísmica, encabezada por el norteamericano F. Clements, y la individualista, representada por el inglés H. Gleason. Dado que aquí no es posible detallar el desarrollo de ambas escuelas, baste recordar que para la primera las comunidades son un conjunto fijo de especies con límites discretos de distribución, que obedece a determinantes físicas, sobre todo climáticas, y que se desarrollan a lo largo del tiempo siguiendo rutas predeterminadas hasta llegar a un estado clímax, definido

climáticamente (“clímax climático”). Para Clements, la conformación de una comunidad sigue un proceso que equivale al nacimiento, la maduración y la reproducción de los organismos, lo que explica el nombre de esta escuela. Por el contrario, para la escuela individualista cada población se distribuye de acuerdo con sus intervalos de tolerancia a las condiciones que caracterizan a los gradientes ambientales, de modo que la existencia de una población en una comunidad no necesariamente está condicionada por la existencia de otra, y la composición y el desarrollo de la comunidad no están predeterminados por ningún factor, aunque algunos como el clima y el suelo, y las relaciones bióticas, tengan mucha influencia en las diferentes etapas por las que la sucesión puede pasar.

La concepción finalista —en tanto que tiene un final específico— que subyace a las dos teorías ha ido cambiando con el tiempo, pero aún se expresa en áreas de la ecología. El equilibrio siguió, y en muchos ámbitos sigue, siendo concebido como una etapa final al menos a mediano plazo, y este es el meollo conceptual de lo que se conoce como el viejo paradigma o paradigma clásico de la ecología. Bajo esta óptica, las comunidades y los ecosistemas son considerados como cerrados, y con un solo estadio estable posible. El concepto de equilibrio generado bajo este paradigma marcó los trabajos científicos, las políticas de manejo y de conservación y las leyes mismas, a pesar de que denota una influencia mucho más aristotélica que darwiniana y de que ha sido muy cuestionado desde la década de los veinte. Como paradigma *sensu* Thomas Kuhn (Kuhn 1971), tal noción de equilibrio generó muchos trabajos que daban a éste por un hecho sobre el cual giraban las hipótesis y las metodologías. La idea de equilibrio se acomodó rápidamente al pensamiento colectivo fuera del ámbito de las ciencias y, en muchos sentidos, restituyó el “orden” a una naturaleza que Darwin había desordenado y dejado sin rumbo fijo.

Así como el adaptacionismo, en tanto finalista, llevó a una sobrevaloración de las diferentes adaptaciones de los organismos (Gould y

Lewontin 1979, Gould 1989), desde el paradigma clásico se sobrevaloraron algunos procesos como el de la sucesión, y la búsqueda de las especies que están “mejor adaptadas”, son “más importantes” y tienen “mejores” y no sólo mayores valores de importancia recibió particular énfasis. En términos del manejo y la conservación, esto se tradujo en que algunas especies merecerían atención y otras no.

Como sucede con los paradigmas, muy pronto los datos de campo y el trabajo experimental fundamentados en esta visión, así como los resultados de su aplicación, evidenciaron algunos problemas con los fundamentos del paradigma clásico. Ante las limitantes que fueron acumulándose, surgió progresivamente una nueva concepción denominada nuevo paradigma o paradigma contemporáneo. Poco a poco, el paradigma clásico fue identificado en el ámbito científico más como un obstáculo para la comprensión y el manejo del mundo natural que como una herramienta útil.

En una importante recopilación de artículos de diversos autores, Pickett y White (1985) resaltaron la importancia de las discontinuidades naturales y de la dinámica que las caracteriza. Unos años después, Wu y Loucks (1996) identificaron a la dinámica entre discontinuidades discretas o parches como un proceso prevaleciente por encima del llamado equilibrio, y Menges (1988, 1990) y Hanski y Gillpin (1991) entre muchos otros, resaltaron la importancia de las poblaciones fragmentadas cuyas partes mantienen, sin embargo, contacto a través del intercambio genético.

El paradigma contemporáneo o nuevo paradigma reconoce que los sistemas naturales son abiertos y no cerrados, que puede haber más de un estado de equilibrio estable y que las discontinuidades son muy importantes. Además, considera que la importancia de las especies es variable en el tiempo y en el espacio y, sobre todo, identifica a los procesos como aquello que define a los sistemas naturales. Muchos elementos intervienen en estos procesos, y deben ser considerados al hacer planes de manejo y estrategias de conservación. Por ello, desde esta visión los pro-

cesos deben regir las decisiones de conservación y manejo, y deben considerar la intervención humana debido a que con mucha frecuencia ha modificado los procesos naturales.

El paso del paradigma clásico al contemporáneo no necesariamente representa una ruptura total, ni tampoco implica la anulación de todos los métodos descriptivos y analíticos que se han utilizado durante muchos años. Por el contrario, debe ser visto como una visión ampliada, que rebasa el enfoque descriptivo que predominó en la ecología durante un período prolongado. Muchas de las descripciones sinecológicas basadas en enfoques menos dinámicos que los reconocidos desde esta nueva óptica derivan de una percepción paisajística que conlleva una visión de permanencia que, siendo importante a ese nivel, resulta insuficiente al analizar los componentes y la dinámica de los diferentes niveles como poblaciones, comunidades y ecosistemas. Además, desde el punto de vista teórico, este enfoque tradicional representa una limitación profunda para los análisis evolutivos (Harper 1982). Al tratar de resolver estas contradicciones, el paradigma contemporáneo incorpora muchas escalas espaciales y temporales, de modo que a cualquier nivel por abajo del mero paisaje la característica fundamental es la imposibilidad de hacer predicciones precisas, por ejemplo, de la composición de especies, la ruta sucesional y la estructura de las comunidades a lo largo del tiempo. Esta inestabilidad espacio-temporal es un factor fundamental para la sobrevivencia de las especies y para la permanencia de las comunidades, pues permite el mantenimiento de la diversidad genética, el recambio de individuos en las poblaciones y la renovación de los elementos que componen a las comunidades. Este enfoque contrasta con el seguido por autores del funcionalismo que marcó por mucho tiempo a la ecología, entre los que se encuentran figuras tan importantes como los hermanos estadounidenses Eugene y Howard Odum y el español Ramón Margalef.

De acuerdo con Fiedler *et al.* (1997), el nuevo paradigma del no-equilibrio tiene como consecuencia que todas las especies sean únicas e inte-

resantes, además de importantes en el momento de desarrollar planes de manejo y de conservación, pues se reconoce la posibilidad de que en diferentes momentos y escalas jueguen papeles diferentes. De esta forma, algunas discusiones como la que versa sobre la pretendida redundancia de las especies (Gitay *et al.* 1996) pierden relevancia al hacer consideraciones dinámicas y a largo plazo. Bajo esta óptica la fragmentación es muy importante porque los procesos en cada fragmento y los que afectan o determinan al conjunto de fragmentos son ahora un objeto tan urgente de estudio como los problemas de escala. De hecho, la fragmentación y el dinamismo representan para el nuevo paradigma lo que el equilibrio estable representa para el paradigma clásico. Por ello, los estudios ecofisiológicos, poblacionales, sinecológicos y ecosistémicos deben abordarse idealmente de manera conjunta e integrada. Dada la relación dinámica y cambiante que se da entre estos niveles y su enorme importancia, es necesario entender los procesos en todos estos niveles tanto para su interpretación científica como para su incorporación en la toma de decisiones.

2.2. HETEROGENEIDAD

La delimitación de las comunidades depende en mucho de la escala que se considere. En todo caso, es muy importante reconocer que una unidad paisajística puede mantenerse como tal sin ser completamente homogénea ni en el tiempo ni en el espacio. Aunque son muchos los trabajos que abordan este tema, el realizado por Martínez-Ramos *et al.* (1988) con *Astrocaryum mexicanum* es tan importante que merece ser revisado aquí aun cuando no se trata de una especie templada ni de un ecosistema de montaña. *A. mexicanum* es una pequeña palma del sotobosque de la selva alta perennifolia, y es abundante en la reserva de Los Tuxtlas, Veracruz. Se trata de una planta de lento crecimiento, que cada año produce una o dos hojas que dejan una clara cicatriz en el tallo. De esta manera, es posible calcular la edad de cada palma con sólo contar la cicatrices foliares del tallo

y las hojas presentes. Cuando esta palma cae a consecuencia de la caída de un árbol del dosel, o de una rama, el tallo queda postrado y frecuentemente produce raíces adventicias. A partir del sitio de enraizamiento, el tallo retoma el crecimiento vertical, de modo que es posible deducir el momento de apertura de un claro con sólo calcular la edad de la palma.

La selva alta perennifolia se consideró durante muchos años como un sistema extremadamente estable en el sentido del paradigma clásico (Odum 1966, Pielou 198), y esta característica se asoció con la complejidad que acompaña a una alta diversidad biológica. Martínez-Ramos *et al.* (*op. cit.*) delimitaron una hectárea en los Tuxtlas y la subdividieron en cuadros de 10 x 10 m, y dedujeron el tiempo que había pasado desde la apertura del último claro en cada cuadro con base en las cicatrices de *A. mexicanum*. La edad de las perturbaciones fue muy variable (de uno a más de cien años), con lo que el carácter dinámico de la estabilidad de la comunidad y la importancia de los parches quedó demostrado.

Los claros estudiados en el trópico húmedo por estos autores no son privativos de este tipo de ecosistemas. En todos, sin importar qué tan complejos o qué tan sencillos sean, los claros se abren de una manera natural, y se caracterizan por ser ocupados por especies oportunistas que aprovechan la repentina disponibilidad de recursos como la luz, los nutrientes y el espacio para establecerse temporalmente. Salvo que el claro abierto sea demasiado grande, cosa que sucede con frecuencia como resultado de desastres naturales o de perturbaciones antropogénicas, será eventualmente ocupado nuevamente por especies dominantes del dosel cuyos individuos más viejos se ven sustituidos por otros nuevos y sanos, generalmente con altos niveles de adecuación⁵ (Connell 1989, Hartshorn 1989, Spies & Franklin 1989, Whitmore 1989).

El papel de los parches o discontinuidades espacio-temporales es sumamente importante, y a pesar de que existen muchos trabajos al respecto, aún requiere de un importante esfuerzo científico para ser debidamente comprendido. Para ello, los

conceptos de heterogeneidad y fragmentación en mosaico o "parches" (*patchiness* en inglés) deben ser bien definidos. Pickett *et al.* (1997), reconocen que la heterogeneidad corresponde a cualquier discontinuidad, de origen físico o biótico, que puede expresarse en forma de patrones espaciales y temporales y que puede ser estática o dinámica. La fragmentación en mosaico ("patchiness") es una forma de heterogeneidad espacial en la que los límites pueden reconocerse y que es la expresión de estados contrastantes, discretos, de fenómenos físicos o bióticos. La distribución en mosaico es la expresión de un conjunto de parches.

La fragmentación puede no ser totalmente difusa ni totalmente discreta. En estos casos se reconoce como heterogeneidad intermedia. La transición entre parches grandes equivale a un ecotono, y puede estar bien delimitado o ser gradual, dependiendo de las causas que originan a las discontinuidades.

El estudio de la heterogeneidad y de los mosaicos ambientales no sólo es competencia de la ecología del paisaje como parecería a primera vista, pues tiene influencia en muchos otros aspectos ecológicos a diferentes niveles de organización, como la regulación de las poblaciones, la dispersión, la partición del nicho, la estructura de las comunidades, la sucesión, la perturbación, las cadenas tróficas, los ciclos biogeoquímicos, la fragmentación del hábitat, la conectividad y la productividad de los ecosistemas. En otras palabras, la fragmentación de un ambiente y la consecuente heterogeneidad tienen efectos en todos los niveles ecológicos.

Los parches o fragmentos pueden deberse a causas naturales o a factores antropogénicos. Los claros abiertos en el dosel de la vegetación representan discontinuidades o parches que generalmente son de tamaño pequeño y de duración relativamente corta a la escala de espacio y tiempo considerada. Su ocupación por especies oportunistas y la posterior sustitución de éstas por especies del dosel corresponde a un proceso natural de regeneración.

También hay discontinuidades de origen natural que tienen efectos sobre una parte conside-

vable de las comunidades. Por ejemplo, es frecuente encontrar en las montañas de origen volcánico manchones o parches de vegetación muy contrastantes entre sí, que obedecen a variaciones edáficas drásticas causadas por la erupción de un volcán y el flujo de lava por una parte de las laderas. De esta manera, el suelo que soportaba a un bosque se ve sustituido por roca basáltica totalmente inerte. El bosque adyacente, que no se vio afectado por el flujo de lava, representa una fuente de especies que pueden o no colonizar el nuevo espacio, caracterizado por una ausencia total de suelo debido a la lava. El sustrato basáltico va siendo ocupado por hongos, musgos y líquenes, que van muy lentamente formando suelo que puede ser ocupado, más adelante, por otras especies. En estos casos no hay en realidad recursos abundantes disponibles para las especies vegetales como en el caso de los claros, por lo que no se trata de un proceso de regeneración natural si no de sucesión primaria, que implica la formación de suelo nuevo. La distribución marcadamente discontinua de las comunidades que se desarrollan sobre la superficie que no fue afectada con respecto a la zona en la que nuevamente se ha iniciado la formación del suelo es un resultado típico de este tipo de condiciones. El derrame del Chichinautzin, en Morelos, y del Ajusco en el Distrito Federal (Bonfil *et al.* 1999) son buenos ejemplos al respecto.

Un tercer tipo de parche o discontinuidad puede formarse cuando por alguna causa natural como un incendio o un huracán, o por alguna actividad humana como la apertura de un campo de cultivo y su posterior abandono, la vegetación natural desaparece total o casi totalmente, pero en el sustrato se conserva el suelo ya formado y con él el banco de semillas y de propágulos vegetativos. La colonización de este tipo de sitio se da a partir de las especies representadas en el banco de semillas y de la disponibilidad y eficiencia de dispersión de los propágulos proveniente de las áreas vecinas no perturbadas. A este fenómeno se le conoce como sucesión secundaria, y la diferencia con respecto a la sucesión primaria es, como ya se dijo, la presencia de suelo.

Cuando la perturbación es sumamente drástica, el parche puede no ser ocupado por especie alguna, y el efecto que esto tenga dependerá completamente del tamaño del área perturbada. Cuando el área perturbada es demasiado grande y su colonización depende únicamente de zonas vecinas que puedan fungir como fuente de propágulos es posible que muchas partes queden demasiado lejos de éstas. Además, la fragmentación excesiva de un hábitat puede llegar a afectar, como veremos más adelante, la viabilidad de las poblaciones que habitan en él, la estructura trófica y las posibilidades de regeneración natural. Todo esto resulta en la pérdida de biodiversidad, que es una de las preocupaciones ambientales y ecológicas más grandes actualmente, pues implica pérdida de capital natural. Primack (1993) reconoce además un incremento en la vulnerabilidad a las diferentes formas de contaminación en los ecosistemas o hábitat fragmentados excesivamente.

Es muy importante reconocer que los hábitat naturales no son estables ni continuos en el sentido del paradigma clásico, pero que desde el contemporáneo se reconoce que hay un límite a la fragmentación, que es antropogénica con demasiada frecuencia, después del cual es muy difícil recuperar la integridad de los procesos que caracterizan al dinamismo natural de las poblaciones, las comunidades y los ecosistemas.

2.3. LAS METAPOBLACIONES

Las poblaciones naturales pueden distribuirse continua o discontinuamente. En el segundo caso, dado que se trata de poblaciones espacialmente subdivididas (Lande *et al.* 2003), puede ser que los diferentes fragmentos de una población permanezcan aislados unos de otros y que sólo entren en contacto esporádica o periódicamente debido, por ejemplo, a eventos reproductivos o a fenómenos migratorios. Cuando las poblaciones presentan este tipo de distribución se les conoce como metapoblaciones. La existencia de una metapoblación puede deberse a discontinuidades naturales en el ambiente, al carácter territorial de una especie cuyas partes ocupan sólo ciertas par-

tes del espacio disponible o a la fragmentación antropogénica de un hábitat.

La creciente fragmentación de hábitat causada por actividades humanas ha llevado a que este fenómeno sea mucho más frecuente de lo que era bajo condiciones naturales. Esto puede ser muy grave desde el punto de vista ambiental porque en algunos casos la fragmentación y el patrón de parches disponibles que resulta pueden afectar seriamente a la dinámica y a la persistencia de las poblaciones y en condiciones extremas pueden llevar a la extinción.

Las poblaciones compuestas de fragmentos separados espacialmente entre sí se conocen como metapoblaciones. Una metapoblación es, en muchos sentidos, una población de poblaciones que no funcionan como unidades bien delimitadas en el espacio, como establecen las definiciones clásicas, sino que se distribuyen discontinuamente, y las distintas partes entran en contacto generalmente por individuos que se dispersan de una manchón a otro, y que ocupan escalas espacio-temporales diferentes a los de una población clásica. En las metapoblaciones, la colonización de parches y la desaparición de la especie en alguno(s) de ellos equivale a los nacimientos y las muertes que caracterizan a las poblaciones continuas (Valverde y Silvertown 1997).

La distribución discontinua de una especie no necesariamente conlleva un comportamiento metapoblacional. Para que sea así, se requiere que los parches tengan individualmente un comportamiento diferente al de la población como un todo, y estén interconectados únicamente a través de los propágulos. Una característica fundamental de las metapoblaciones es que los habitantes de un manchón sólo tienen que ver con los de otro, en momentos y por procesos específicos. Hastings y Harrison (1994) reconocen que la necesidad de hacer estudios que abarquen amplias regiones es una limitante para lograr una buena comprensión de los procesos que caracterizan a las metapoblaciones.

La permanencia de las diferentes partes de una metapoblación no depende únicamente de una adecuada disponibilidad de hábitat favorables,

pues la dinámica de la población, determinada por sus procesos demográficos, es también determinante. En este sentido, los rasgos de las historias de vida de las poblaciones involucradas, su capacidad de dispersión y su demografía son tan importantes como lo es la existencia de una proporción mínima de hábitat favorables, misma que corresponde a un umbral de extinción (Lande *et al.* 2003). También hay que considerar que no es posible clasificar parches o micro hábitat como favorables o desfavorables de manera discreta y tajante, sino que representan un amplio espectro de combinaciones que varían en el tiempo y que resultan más o menos favorables para el establecimiento y el crecimiento de una población (Wiens 1997). De esta forma, la presencia de una especie en un sitio no equivale a condiciones óptimas para la misma. La ocupación de los hábitat depende en gran medida de la historia de vida de la especie y de su capacidad de dispersión. Lande *et al.* (*op. cit.*) denominan potencial demográfico al parámetro compuesto por la historia de vida y el comportamiento de dispersión, partiendo de lo que sería la ocupación máxima de un hábitat favorable en una región totalmente favorable. Obviamente esto es una generalización y no una condición que sea constante en la naturaleza, pero permite una aproximación a la dinámica de las metapoblaciones.

La ocupación de un parche implica necesariamente la existencia de otro sitio favorable en el que ya hay una población establecida que puede “donar” emigrantes. Para que un parche permanezca ocupado por una especie es necesario que la tasa de extinción local de ésta sea menor que la tasa de colonización. Si existen las condiciones para que esto suceda pero no hay condiciones que aseguren la dispersión, es posible llegar a una situación en la que hay extinción (o extinciones) locales a pesar de que existan hábitat favorables. Como en el caso de las poblaciones continuas, el establecimiento de una metapoblación y de sus partes está estrechamente vinculado con la disponibilidad de especies, que a su vez se debe a la capacidad de dispersión de cada una y de un parche a otro. Cuando la dis-

ponibilidad de especies y la capacidad de dispersión permiten la llegada a un sitio y éste no presenta presiones de selección adversas a los inmigrantes, el claro será colonizado.

En el proceso de colonización de un hábitat, sea este de una población continua o de una metapoblación, muchos de los eventos que se presentan dependen del azar (*i.e.*, son estocásticos). Este tipo de proceso, que puede involucrar desde el paso oportuno de un agente dispersor hasta una perturbación radical, de origen natural o antropogénica, puede impedir la colonización de parches disponibles al grado de llevar a la población a la extinción. Los efectos demográficos pueden ser más significativos que los estocásticos cuando las poblaciones se reducen y quedan aisladas en extremo (Wiens 1997).

Las metapoblaciones se pueden desarrollar bajo diferentes circunstancias. Harrison y Taylor (1977) y Hastings y Harrison (1994) reconocen las siguientes:

1. Metapoblaciones “clásicas”. Las poblaciones de un sistema múltiple de parches están vinculadas recíprocamente a través de la dispersión. El recambio de las poblaciones, definido por las extinciones locales y la recolonización, se da en intervalos de tiempo relativamente cortos.
2. Continente-isla: esta es una analogía derivada de la biogeografía de islas, y puede aplicarse también a poblaciones totalmente continentales en las que una discontinuidad es colonizada por especies persistentes en las zonas adyacentes no alteradas ni fragmentadas. La estructura “continente-isla” puede deberse a diferencias en el tamaño o en la calidad de un hábitat, causadas por discontinuidades en el suelo, o por la acción de depredadores o dispersores. Desde luego, también puede deberse a diferencias inducidas por actividades humanas. Las poblaciones locales de cada manchón no se extinguen del todo porque las de la fuente no lo hacen y funcionan como fuente permanente de nuevos colonizadores, de modo que el efecto de la

dinámica de los parches sobre la población no es muy importante. Sin embargo, este tipo de proceso sí tiene efectos sobre la distribución regional de la población. El efecto final dependerá del tipo de especies colonizadoras involucradas y de la interacción que guarden entre sí (Hastings y Harrison 1994).

3. Poblaciones fuente/sumidero: la fuente de especies, *i.e.*, el hábitat a partir del cual ciertas especies colonizan los manchones abiertos, tiene una tasa de reclutamiento positiva que le permite perder algunos individuos a través de la emigración (a los parches) sin que su propia población decrezca. Si los parches que funcionan como fuentes son capaces de soportar poblaciones sanas, los parches en los que la extinción local es frecuente permanecerán poblados de cualquier manera, aún cuando las poblaciones se extingan permanentemente en él, pues estarán continuamente subsidiados por los parches más productivos. La dinámica de las poblaciones locales y regional está marcada no sólo por las altas tasas de dispersión, y en estas condiciones puede haber diferencias en la estructura de categorías de las poblaciones locales aun cuando haya una continuidad genética considerable.
4. Poblaciones discontinuas intermedias. Se caracterizan porque muchos pero no todos los individuos ocupan más de un parche a lo largo de su vida, con lo cual las poblaciones locales pueden fluctuar independientemente una de la otra. En el caso de que haya un número considerable de parches que permanezcan aislados o despoblados, la metapoblación corre el riesgo de desaparecer, pues su permanencia depende de menos individuos que pueden o no lograr mantener la tasa de reproducción adecuada que garantice un número mayor o cuando menos equivalente de nacimientos y de muertes.
5. Metapoblaciones en desequilibrio: las extinciones locales pueden ser el síntoma de un crecimiento negativo generalizado de toda la metapoblación que se expresa en cada una de sus partes. La población regional puede

estar en riesgo porque las poblaciones locales no logran mantenerse, y los sitios en los que se desarrollan hayan quedado aislados uno de otro, *i.e.*, cada parche representa en realidad una población aislada recientemente. Una situación como ésta que se prolonga en el tiempo puede llevar a la desaparición de la población, y este tipo de procesos subyace a muchas de las extinciones de especies ocasionadas por una fragmentación excesiva de su hábitat. Esto tiene, obviamente, importantes implicaciones para cualquier plan de manejo, que habrá de hacer esfuerzos específicos para cada una de las poblaciones locales (ver Sánchez, en este mismo volumen).

El efecto que las colonizaciones y las extinciones pueden tener sobre la estructura genética de la metapoblación depende de muchos factores que incluyen el flujo genético, las diferentes presiones de selección, las adaptaciones locales, el tamaño y la homogeneidad de las poblaciones locales y el efecto del fundador, entre otros.

El análisis demográfico de las metapoblaciones parte de los mismos principios que el de las poblaciones continuas. Los parámetros utilizados son los mismos, *i. e.*, categorías por edad o por tamaño, tasas de natalidad, mortalidad y fecundidad, y tasa de crecimiento (tasa de reposición, tasa intrínseca de crecimiento o tasa finita de crecimiento). Sin embargo, en el estudio de las metapoblaciones las tasas de emigración y de inmigración son extremadamente importantes, mientras que en los estudios más tradicionales y clásicos de poblaciones continuas rara vez se consideran. Estos procesos deben quedar debidamente representados si se utilizan modelos matriciales para el análisis de una metapoblación. Como sería de esperarse, la aplicación de las metodologías demográficas requiere de ajustes cuidadosos y también de una integración que permita que las técnicas utilizadas para modelar las poblaciones de una sola especie puedan ser integradas para considerar muchas especies, así como la respuesta que éstas tengan a la fragmentación (Noon *et al.* 1997).

2.3. SELECCIÓN DE HÁBITAT

El establecimiento de los organismos en un manchón dado depende, como hemos dicho, de muchos factores entre los que se encuentra la capacidad de respuesta ecofisiológica a las condiciones prevalecientes. Dado que la mayor parte de los organismos tiene requerimientos relativamente estrictos, lo más común es encontrar especies que no se distribuyen en rangos muy amplios. Esto implica que haya una selección de hábitat por parte de las diferentes especies. La selección de hábitat ha sido más estudiada para los animales, pues dadas sus características los procesos involucrados son más evidentes. Sin embargo, entre las plantas también hay procesos de selección de hábitat que son sumamente importantes. En muchos sentidos, el crecimiento de las plantas equivale al forrajeo de los animales (Harper 1986, Slade y Hutchings 1987), y está involucrado en la selección de hábitat y en el desempeño de las plantas en ellos. Bazzaz (1991) define a la selección de hábitat como la habilidad de las plantas para dispersarse en el tiempo y en el espacio hacia los parches más favorables. Desde luego, al hablar de parches favorables no se parte de una idea abstracta equivalente a la existencia de una especie de condominio natural óptimo y preestablecido que está a la espera de ser ocupado, sino de condiciones que interactúan muy dinámicamente con los individuos que las ocupan. Así, Bazzaz (1991, 1996) reconoce la importancia de la especialización hacia ciertos tipos de hábitat como un sinónimo de que las plantas tienen mejor adecuación bajo las condiciones que éstos conllevan. En estos hábitat los organismos encuentran suficiente cantidad de recursos, pocos depredadores (incluidos los parásitos y los patógenos) y un número tal de congéneres que permiten que la competencia interespecífica no actúe en su contra y que la reproducción sea viable, así como el número necesario de polinizadores, dispersores y simbioses de los que pudieran depender.

El forrajeo de las plantas involucra por un lado al crecimiento y por el otro a la dispersión, que

puede ser de estructuras reproductivas o vegetativas, y de corta o larga distancia. Además la dispersión puede darse por medios físicos, como el viento y el agua, o por medios bióticos, que pueden o no incluir la ingestión de estructuras como los frutos y semillas. Una vez dispersados, el establecimiento de los propágulos dependerá del sitio al que hayan arribado. En caso de ser este un sitio seguro *sensu* Harper (1977), la probabilidad de establecimiento será alta.

La selección de hábitat es un concepto sumamente importante, y tiene implicaciones prácticas relevantes. Sin embargo, es muy conveniente considerar que el éxito en el establecimiento de las plantas y de los animales depende de que el hábitat sea favorable para todas las etapas de su ciclo de vida y para los rasgos que definen su ciclo de vida. Las respuestas ecofisiológicas de las semillas a las diferentes longitudes de onda, por ejemplo, han sido interpretadas como una forma de reconocimiento de hábitat favorables. Por ejemplo, Orozco Segovia *et al.* (1993) observaron que las semillas de especies colonizadoras tanto de las zonas tropicales como de las templadas sólo germinan bajo condiciones lumínicas equivalentes a las de un claro abierto por una apertura en el dosel o en una zona en la que ha habido una perturbación considerable. Típicamente, cuando se abre un claro en un bosque, es colonizado por especies heliófitas (*i.e.*, amantes de la luz) que no se encuentran bajo el dosel cerrado porque las condiciones lumínicas impiden la germinación de las semillas y el crecimiento de las plántulas. Así, la semilla parece identificar condiciones favorables para la plántula antes de germinar. Si bien esto parece ser cierto en muchas ocasiones, en otras se ha observado (Schupp 1995, Mendoza Hernández 2002) que lo que representa un sitio seguro o un hábitat adecuado para las semillas (*i.e.* que permite su germinación y el nacimiento de una planta) no necesariamente lo es para el crecimiento y el establecimiento de una planta que pueda llegar a su vez a producir semillas. Este contraste entre las necesidades de un estadio y otro es determinante para el establecimiento de las especies y, por ende, para el

desarrollo y la dinámica de una comunidad. El conflicto entre semilla y plántula (*seed-seedling conflict*), como lo definió Schupp (1995) no es bien conocido y aún requiere de mucho estudio, pero no es difícil imaginar que tiene una gran influencia en la demografía de las poblaciones y, dado que interviene en la selección del hábitat, en la distribución de los organismos que la conforman en ambientes continuos o discontinuos. Por ello, la simple siembra de semillas de especies identificadas como relevantes por algún motivo no alcanza para lograr una restauración adecuada. Como lo demuestran Bonfil y Soberón (1999) para *Quercus rugosa* y Mendoza-Hernández (2002) para *Buddleia cordata* (tepozán), el manejo de algunas especies que producen grandes cantidades de semillas (incluso si se dispersan y germinan fácilmente como en el caso del tepozán) y que funcionan como organizadoras o indicadoras, en procesos de restauración deben incluir las diferentes demandas de los distintos estadios.

Los procesos involucrados en la selección de hábitat tienen un efecto muy importante en las poblaciones discontinuas y en las metapoblaciones. La ocupación de un parche denotará tanto las características del hábitat como las de las especies, como hemos dicho. Esto puede implicar adaptaciones muy precisas, o puede señalar una plasticidad considerable. La tentación de las interpretaciones adaptacionistas es muy grande en este tema, pero las generalizaciones en este sentido son más hipótesis que realidades. Por ello, cada caso deberá analizarse individualmente considerando, de acuerdo con Bazzaz (1996), la flexibilidad de las respuestas.

La selección del hábitat también tiene un importante efecto en la distribución de las plantas y de los animales y, consecuentemente, en la estructura y en la dinámica de las poblaciones y las comunidades.

2.4. CONECTIVIDAD

El grado de vinculación que hay entre las diferentes partes de un sistema se conoce como conectividad. Este concepto implica que haya una

proximidad suficiente en el tiempo y en el espacio como para permitir que haya transferencia de energía y movimiento de organismos de una parte a otra. La conectividad entre los parches determina el intercambio que pueda haber entre ellos y, por ende, define la posibilidad de migración de individuos o propágulos. Cabe insistir en que la conectividad entre los diferentes parches no depende únicamente de sus características físicas, sino también de las de los organismos y de la forma en la que responden a la estructura del mosaico. Finalmente no resulta novedad que lo que para un organismo resulta un ambiente muy fragmentado no necesariamente es percibido como tal por otro.

La conectividad entre parches es muy importante para el mantenimiento de las diferentes partes de una metapoblación, pero el concepto no sólo se aplica a este nivel si no que es también muy importante cuando no se trata de partes de una misma población si no de hábitat adecuados y necesarios para una o más especies. Tomemos por ejemplo a cualquiera de las muchas aves del hemisferio norte que emigran hacia el sur en invierno y hacia el norte en verano. Si la ruta migratoria de alguna de estas aves se viese fragmentada, su conservación dependería totalmente de un cierto grado de conectividad entre los sitios más al norte y los que se encuentran en el sur. De lo contrario, no habría sitios adecuados para ingerir alimentos, para encontrar agua o para contar con sitios de percha, y la migración podría ser un camino hacia la muerte y la extinción, como lo ha sido en muchos casos. Las mariposas Monarca (*Danaus plexippus*) enfrentan el mismo problema: si los sitios que ocupan en el sur de Canadá y en Estados Unidos de América se viesen separados por franjas totalmente inhóspitas de los sitios de hibernación en México, *i.e.*, si los dos extremos de la distribución de esta especie se fragmentaran al punto de perder toda conectividad, esta especie probablemente entraría rápidamente en una vía irreversible de extinción.

La conectividad es uno de los criterios que subyacen a la idea de los corredores biológicos como estrategia de conservación. La idea central de esta estrategia es que si una zona de conserva-

ción está unida a otra a través de franjas largas, aunque relativamente angostas, los animales y las plantas pueden desplazarse de un área a otra manteniendo el intercambio genético (y con ellos la diversidad genética) y colonizando nuevos parches que se vayan abriendo en uno u otro extremo del corredor o bien entre éstos. Los corredores han demostrado ser una estrategia correcta en algunos casos, pero al igual que con otras medidas de conservación, deben ser analizados cuidadosamente, pues también presentan problemas y efectos colaterales indeseables, entre los que se encuentra la apertura de un cauce de comunicación directa para las plagas (Primack 1993). Véase también Sánchez en este mismo volumen.

2.5. TAMAÑO MÍNIMO DE LA POBLACIÓN

¡Sólo 48 pericos!
Gilpin 1991⁶

Las poblaciones tienen un número mínimo debajo del cual empiezan a estar en riesgo. El bajo número de individuos genera problemas como insuficiencia de parejas para la reproducción (dependiendo, por ejemplo, de la proporción de sexos), dificultad para que las potenciales parejas reproductivas se encuentren en el momento adecuado y falta de diversidad genética con la consecuente expresión de caracteres letales, entre otros. Esto significa que rebasado un cierto umbral, la probabilidad de que la tasa de mortalidad sea crecientemente mayor que la de natalidad es alta, y esto orilla a la población a un proceso de extinción local. Las generalizaciones sobre el tamaño mínimo que las poblaciones requieren para subsistir se deben en gran parte a la necesidad de contar con una medida práctica que permita tomar decisiones rápidas cuando se sabe que se está llegando a un punto reconocido como crítico. Sin embargo, cada especie tiene requerimientos diferentes en cada uno de los ambientes que ocupa y, claramente, el número estandarizado de 50 individuos como mínimo puede ser erróneo (Gilpin 1996). En todo caso, las herramientas demográficas con que se cuenta, en particular los análisis

matriciales y el cálculo de la tasa finita de crecimiento (λ) a partir de las matrices de transición permite hacer proyecciones sobre el devenir de las poblaciones en caso de mantenerse constantes las condiciones en las que se encuentran. Los métodos matriciales tiene limitaciones, como todo modelo, pero pueden ser una herramienta extremadamente útil (Caswell 1989, de Kroon *et al.* 1986, Silvertown *et al.* 1993, Silvertown y Franco 1996, Heppell *et al.* 2000).

El análisis de la viabilidad de las poblaciones fue propuesto por primera vez por Gilpin y Soulé en 1986 como un mecanismo para entender los mecanismos de extinción y de permanencia de las especies (Schaffer 1990). Este tipo de análisis es sobre todo un proceso que implica la evaluación de datos y modelos considerando todos los factores que tienen efectos sobre la extinción (Schaffer 1990, Boyce 1992). En un análisis de viabilidad de una población es necesario incorporar diferentes elementos que incluyen los genéticos, los rasgos de historias de vida, las interacciones entre los organismos y las relaciones tróficas, incluyendo elementos ecosistémicos que afectan a las poblaciones como las fuerzas ascendentes (*down-top*) y las descendientes (*top-down*) (Polis *et al.* 1997).

2.6. Análisis de viabilidad de las poblaciones

No hay lineamientos para definir en qué consiste un análisis válido de la viabilidad de una población
Boyce 1992⁷

El proceso de definición de la viabilidad de una población es muy complejo, y no necesariamente ha resultado tan útil como se esperaba cuando fue propuesto, por lo que se ha visto sujeto a críticas de diversos tipos (Ralls y Taylor 1997). Quizá una de las dificultades más grandes es que se elaboran con fines prácticos muy precisos, y generalmente no llegan a las fuentes de literatura de acceso relativamente generalizado. Es probable que existan más estudios exitosos de los que han llegado a la prensa, acumulados como reportes locales sobre una población particular.

La viabilidad de una población depende en primer lugar de su tamaño y de su estructura genética, que están muy relacionados entre sí. El número de individuos que conforma una población, o una parte de una metapoblación, está relacionado con la posibilidad de reproducción y afecta a las tasas de natalidad y de mortalidad. Además, si el número de individuos es bajo, la diversidad genética tenderá a disminuir y la posibilidad de que agentes externos, como depredadores o competidores, afecte letalmente a toda la población siempre es mayor cuando la población es de tamaño reducido y de baja diversidad genética. Los eventos estocásticos, dominantes en el mundo natural, se dan a nivel poblacional y en el ambiente de cada población. Los eventos azarosos relacionados con, por ejemplo, la posibilidad de reproducirse o de evadir exitosamente a un depredador tiene con frecuencia efectos comparables a los eventos abióticos no periódicos y/o predecibles como los incendios, los huracanes o las actividades humanas disruptivas. El análisis de la viabilidad de una población debe reconocer estos elementos aunque presentan grandes dificultades. La identificación de genotipos se ha simplificado mucho en los últimos 10 años gracias a las técnicas moleculares. Sin embargo, el estudio de genética de las poblaciones aún es un reto difícil de enfrentar, y la decisión de sobre cuáles genes, los más escasos o los más frecuentes, deben ser conservados, es aún difícil de tomar.

Las variaciones temporales y espaciales de los parámetros fundamentales de las historias de vida son indicadores muy valiosos que deben incorporarse en el análisis de viabilidad de una población o de un conjunto de poblaciones. Las historias de vida reflejan el carácter estacional de muchos procesos fisiológicos, demográficos y, en general, ecológicos (Stearns 1977). Las variaciones en la edad de la primera reproducción o en las estrategias reproductivas pueden fungir como indicadores de la salud de una población, y asegurar condiciones para que estos eventos se den dentro de los rangos determinados como sinónimo de viabilidad de la población pueden ser una de las estrategias de conservación.

Los análisis de viabilidad de las poblaciones no siguen rutas definidas. No hay una metodología fija que haya resultado suficientemente exitosa como para convertirla en una regla a seguir, y esto ha limitado la utilidad de este enfoque, pues esta situación es poco práctica para quien diseña estrategias y toma decisiones en el campo bajo presiones financieras, políticas y temporales. Pensando en esto, Schaffer (1990) identifica las siguientes etapas como una forma pragmática de abordar el problema:

1. Delinear el área de manejo como el área inmediata en la que las acciones de manejo tendrán lugar.
2. identificar las especies que deberán ser abordadas y reunir toda la información disponible sobre ellas.
3. para cada especie, delinear la(s) población(es) que ocupan el área de manejo.
4. definir el área de análisis, entendida como la zona de muestreo específica de cada población a estudiar. Puede tener una superficie igual, menor o mayor que la del área de manejo, dependiendo de sus características. Generalmente el área de distribución de una especie es mayor que la que estará sujeta a manejo, y esta situación es uno de los principales problemas que hacen que los análisis de viabilidad de poblaciones sean tan complejos. En cada caso habrá que decidir qué superficie se utilizará con razones bien fundamentadas.
5. examinar los efectos acumulativos de la estrategia de manejo que se esté implementando.
6. a fin de determinar los efectos de cada acción particular asociada a la estrategia de manejo, definir qué tanto han cambiado las condiciones y la extensión del hábitat de la población considerada, qué se sabe de la ecología de las especies y qué partes de este conocimiento son útiles o necesarias para el manejo de la población, cómo se verán afectadas directa e indirectamente las tasas de natalidad y de mortalidad por las prácticas de la estra-

tegia de manejo y, finalmente, si es posible o no elaborar una opinión informada sobre los efectos que ésta puede tener sobre la población.

7. determinar la relación entre la información disponible sobre el hábitat y sobre las poblaciones.

III. A MODO DE CONCLUSIÓN

A diez años de Río, la fiesta del libre comercio es más bien una resaca para muchos de nosotros
Ezcurra 2002⁸

En México no hay ningún tipo de ecosistema árido, templado o tropical, terrestre o acuático, que no haya sido afectado negativamente de una forma u otra (Challenger 1998). En este país, al igual que en todos los demás, muchos, si no es que todos, de los graves problemas ambientales y de sus costosas consecuencias para el bienestar de grandes grupos humanos derivan del desconocimiento de los procesos naturales. Representan errores resultantes de la ignorancia que llevaron a una forma de relacionarnos con el mundo natural y de utilizarlo. Desafortunadamente las estructuras sociales y económicas que se desarrollaron, especialmente durante el siglo XX, sin ser privativas de él, derivan de estos errores y a su vez los generan y potencian. Adicionalmente, restringen la posibilidad de la aplicación drástica de medidas correctivas por candados políticos, sociales y económicos que no parecen fáciles de abrir. El conocimiento técnico y científico es probablemente la llave más importante para vencerlos y para poder pensar en estrategias de uso sustentable extendidas y exitosas como una posibilidad real. Esto plantea un reto especial a quienes generan el conocimiento científico y a quienes habrán de aplicarlo al tomar decisiones. La misma pregunta, el mismo problema científico, puede resultar distante e inalcanzable o ser utilizado prácticamente desde que nace como conocimiento nuevo, dependiendo tanto del compromiso que los investigadores tengan para contribuir a la solución de problemas prácticos como del que quie-

nes emprenden acciones tengan por mantenerse informados y actualizados.

Para complicar más las cosas es imprescindible enfatizar que el conocimiento científico, valioso y fascinante como es, no es el único que existe, ni mucho menos el único válido. Fuera de los ámbitos académicos existen conocimientos que tienen un enfoque ecosistémico (una gran moda de estos años), que han producido un gran caudal de información sobre la diversidad a nivel específico y en ocasiones genético y que en algunos casos derivó, adherido a cosmovisiones holísticas (otro término en boga) en innumerables prácticas sustentables que permitieron el desarrollo de sociedades complejas y ricas culturas autóctonas. Este tipo de conocimiento no se encuentra, lamentablemente, en las bibliotecas ni en las redes electrónicas, pero tampoco es inaccesible. Para recuperarlo e incorporarlo al pensamiento cotidiano de los grupos gubernamentales, académicos y de la sociedad civil, el primer paso es reconocerlo en todo lo que vale. Con todo lo complejo que puede ser manejarlo y validarlo después de reconocerlo, es este reconocimiento lo que resulta más difícil. No por ser conocimiento tradicional es trivial o inaceptable, pero tampoco por provenir generalmente de grupos campesinos o indígenas es válido. El reconocimiento de estos enfoques diferentes a los que predominan entre las clases dominantes de los grupos urbanizados debe hacerse sin politizarlos y sin cargarlos de valores morales.

Los tomadores de decisiones tanto gubernamentales como no gubernamentales han sido tradicionalmente poco sensibles a la utilidad del conocimiento científico, y con frecuencia se sienten derrotados por su complejidad. Por su parte, los generadores de conocimiento parecen frecuentemente despreciar el potencial práctico de sus conocimientos, y no hacen ningún esfuerzo por participar en la incorporación de su ciencia en la solución de problemas que son tan suyos como de cualquier otra persona. El mal manejo del conocimiento tradicional y su consistente menosprecio ha llevado a múltiples errores y, recientemente, a múltiples y graves problemas políticos derivados de nuevos enfoques técnicos que requie-

ren el acceso a recursos genéticos, cuya presencia es conocida solamente por los poseedores del conocimiento tradicional.

En este escenario, no es raro que el camino a la sustentabilidad esté resultando mucho más accidentado de lo que se esperaba. Como concepto, la sustentabilidad inyectó un poco de aire fresco y de esperanza en los diferentes sectores ambientalistas. Sin embargo, la complejidad del ambiente en tanto naturaleza transformada y lo complicado de la interacción con las diferentes sociedades, economías y núcleos de poder ha llevado a que la sustentabilidad parezca a veces inalcanzable. La necesidad de concertación a todos los niveles, el reconocimiento de los diferentes regímenes de propiedad y de las autoridades formales o informales que coexisten en el territorio mexicano y en muchos otros (Merino en este volumen), el difícil equilibrio entre lo global, lo regional y lo local, el aterrador reinado de un mercado convertido en una clase de Frankenstein, y la mala comunicación entre los diversos actores entre sí y con las herramientas de las ciencias naturales y sociales han hecho del camino a la sustentabilidad uno muy cuesta arriba. Después de un siglo de descalabros ambientales, debería resultar claro que no basta el conocimiento científico para elaborar políticas públicas adecuadas pero, también, que éstas son totalmente disfuncionales sin aquél.

Abordar acciones tan fundamentadas en la información disponible como sea posible, requiere de un gran esfuerzo de todos los involucrados para revertir estas dificultades. La larga serie de desastres ambientales generados por nuestra ignorancia ecológica y social a través de la pesca, la agricultura, la ganadería y el desarrollo industrial representan una lección a aprender; ésta no debe ser olvidada si en verdad se pretende encontrar estrategias sustentables de uso de los recursos naturales.

NOTAS

- 1 Gould, S.J. 1989: 282.
- 2 Julian Huxley (1887 – 1975) enseñó en el Rice Institute de Houston, Texas, entre 1912 y 1916, aunque era británico, educado en

Oxford, a donde regresó entre 1919 y 1925; y luego estuvo en King's College en Londres. Fungió también como primer Director General de la UNESCO (1946-1948).

- 3 Arizpe, L. (ed.) 1997: 9.
- 4 Fiedler, P.L., P.S. White y R. Leidy 1997: 91.
- 5 En este contexto, la adecuación debe ser entendida como una medida de la capacidad de un organismo de dejar descendencia fértil (Dawkins 1976, Begon *et al.* 1986) En términos demográficos puede medirse como el producto entre la tasa de sobrevivencia y la tasa de fecundidad, por lo que la tasa finita de crecimiento (λ) y la tasa neta de reposición R_0 también son una medida de la adecuación Stearns, Begon *et al.* (*op cit.*) Caswell 1989).
- 6 Gilpin, M. 1996: 1491.
- 7 Boyce, M. 1992: 482.
- 8 Ezcurra, E. 2002: 327-342.

BIBLIOGRAFÍA

- Arizpe, L. (ed.) 1997. *Dimensiones culturales del cambio global*. CRIM, UNAM. México.
- Bazzaz, F.A. *Plants in changing environments. Linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge University Press. EUA.
- Begon, M, J.L. Harper y C.R. Townsend. *Ecology. Individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications. Inglaterra.
- Bonfil, C. 1999. *Quercus rugosa* seedling dynamics in relation to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape. *Applied Vegetation Science* 2: 189-200.
- Bonfil, C., I. Pisanty, A. Mendoza, J. Soberón 1997. Investigación y restauración Ecológica: el caso del Ajusco Medio. *Ciencia y desarrollo* xxiii (135):14-23.
- Boyce, M. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24:481-506.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. CONABIO, Instituto de Biología de Universidad Nacional Autónoma de México y Agrupación Sierra Madre. México.
- Challenger, A. 2001. Estrategias para la conservación de ecosistemas. *Gaceta ecológica* 61.
- Caswell, H. 1989. *Matrix Population Models*. Sinauer Associates Inc. EE.UU.
- Christensen, N.L., A.M. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. Franklin, J. MacMahon, R. Noss, D. Parsons, C. Peterson, M. Turner & R.G. Woodmansee. 1996. The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6(3):665-691.
- Connell, J. 1989. Some Processes Affecting the Species Composition in Forest Gaps, *Ecology* 70(2): 560-562.
- Dawkins, R. 1976. *The selfish gene*. Oxford University Press. Oxford, Gran Bretaña.
- De Kroon, H., A. Plaiser, J. van Groenedael y H. Caswell 1986. Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology* 67: 1427-1431.
- Ezcurra, E. 2002. La biodiversidad a diez años de Río En: E. Leff, E. Ezcurra, I. Pisanty y P. Lankao (compiladores). *La transición hacia el desarrollo sustentable: perspectivas de América Latina y el Caribe*. Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAT), Universidad Autónoma Metropolitana y Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente. México. Pp 327-342.
- Fiedler, P.L., P.S. White & R. Leidy 1997. The Paradigm Shift in Ecology and its Implications for Conservation. En: Pickett, S.T.A., R.S. Ostfeld, M. Shachak & G.
- E. Likens. The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems and biodiversity. Chapman & Hall. EE.UU.
- Gilpin, M. 1996. Forty-Eight Parrots and the Origins of Population Viability Analysis. *Conservation Biology* 10(6):1491-1493, Special Issue: Festschrift for Michael E. Soulé.
- Gitay, H., B. Wilson y W. Lee 1966. Species redundancy: a redundant concept? *Journal of Ecology* 84: 121-124.
- Gould, S.J. 1989. *Wonderful Life*. Penguin Books. Londres.
- Gould, S.J. y R.C. Lewontin 1979. Spandrels of San Marco and the Panglossian Paradigm –a critique

- of the adaptationist program. *Proceedings of the Royal Society*, B, 205(1161): 581-598.
- Hanski, I. y M. Gilpin 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:3-16.
- Harper, J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, New York, EE.UU.
- Harper, J.L. 1982. After description. En E.I. Newman (ed) *The plant community as a working mechanism*. British Ecological Society Special Publication series 1:11-25.
- Harper, J.L. 1986. Modules, branches and the capture of resources. En B. Jackson, L. Buss y R. Cook (eds). *Population biology of clonal organisms*. Yale University Press, New Haven, EE.UU. Pp. 1-33.
- Harrison, S. y Thomas, C.D. 1991. Patchiness and dispersal in the insect community on ragwort (*Senecio jacobae*). *Oikos* 62:5-12.
- Hartshorn, G.S. 1979. Application of Gap Theory to Tropical Forest Management: Natural Regeneration on Strip Clear-cuts in the Peruvian Amazon. *Ecology* (70)2: 567-576.
- Hastings, A. y S. Harrison 1994. Metapopulation dynamics and genetics. *Annual Review of Ecology and Systematics* 25:167-188.
- Heppell, S., D. Crouse y L. Crowder 2000. Using matrix models to focus research and management efforts in conservation. En: S. Ferson y M. Burgman (eds). *Quantitative methods for conservation biology*. Springer-Verlag, Nueva York, EE.UU. Pp 148-168.
- Kuhn, T. 1971. *La estructura de las revoluciones científicas*. Fondo de Cultura económica. Colección Breviarios. México.
- Lande, R., S. Engen y B.E. Saether. *Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation*. Oxford Series in Ecology and Evolution 212.
- Martínez-Ramos, M., E. Alvarez-Buylla, J. Sarukhán y D. Piñero. 1988. Treefall age determination and gap dynamics in a tropical forest. *Journal of Ecology* 76(3): 700-716.
- Mendoza Hernández, P. 2002. Sobrevivencia y crecimiento de los estadios iniciales de *Buddleia cordata* (tepozán) en ambientes contrastantes en el Ajusco Medio, D.F., México. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, UNAM.
- Noon, B., K. McKelvey y D. Murphy 1997. Developing an analytic concept for multispecies conservation planning. En: Pickett, S.T.A., R.S. Ostfeld, M. Shahchak y G. E. Likens (eds.). *The Ecological Basis of Conservation*. Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity. Chapman & Hall. EE.UU. Pp 43-59.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Orozco-Segovia, A., M.E. Sánchez-Coronado y C. Vázquez-Yanes. 1993. Light environment and phytochrome controlled germination in *Piper auritum*. *Functional Ecology* 7(4): 395-402.
- Ostfeld, R.S., S.T.A. Pickett, M. Shachak y G.E. Likens. 1996. Defining the Scientific Issues. En: Pickett, S.T.A., R.S. Ostfeld, M. Shahchak y G. E. Likens (Eds) *The Ecological Basis of Conservation*. *Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity*. Chapman & Hall. EE.UU. Pp 3-11.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for collective Actions*. Cambridge University Press. Nueva York. EE.UU.
- Pickett, S.T.A. y P.S. White (eds.) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press. Orlando, Florida. EE.UU.
- Polis, G.A., W.B. Anderson y R.D. Holt 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology Systematics* 28:289-316.
- Primack, R. 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Press. EE.UU.
- Ralls, K, y B.L. Taylor 1997. How viable is population viability analysis? En: Pickett, S.T.A., R.S. Ostfeld, M. Shahchak y G. E. Likens (Eds) *The Ecological Basis of Conservation*. *Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity*. Chapman & Hall. EE.UU. pp 236.
- Schaffer, M.L. Population viability análisis. *Conservation Biology* 4(1):39-40.
- Schupp, E.W.. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82: 399-402.
- Silvertown, J. y M. Franco 1996. Interpretation of elasticity matrices as an aid to the management of plant populations for conservation. *Conservation Biology* 10(2): 591-597.
- Silvertown, J., M. Franco, I. Pisanty y A. Mendoza 1993. Comparative plant demography- the relative importance of life cycle components to

- the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. *Journal of Ecology* 81(3): 465-476.
- Slade, A.J y M. Hutchings 1987. The effects of nutrient availability on foraging in the clonal herb *Glechoma hederacea*. *Journal of Ecology* 75(1): 92-112.
- Spies, T.A.; Jerry F. Franklin 1989. Gap Characteristics and Vegetation Response in Coniferous Forests of the Pacific Northwest, *Ecology* 70(2):543-545.
- Stearns, S.C. 1977. The evolution of life history traits. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8:145-171.
- Valverde, T. y J. Silvertown 1997. A metapopulation model for *Primula vulgaris*, a temperate forest understorey herb. *Journal of Ecology* 85:193-210.
- Whitmore, T. C. 1989. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees, *Ecology* 70(2): 536-538.
- Wiens, J. 1997. The emerging role of patchiness in conservation biology. En: Pickett, S.T.A., R.S. Ostfeld, M. Shahchak y G. E. Likens (Eds) *The Ecological Basis of Conservation. Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity*. Chapman & Hall. EE.UU. Pp 93-108.
- Wu, J. y O.L. Loucks 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70(4):439-460.

PARTICIPACIÓN Y ORGANIZACIÓN COMUNITARIA, UN REQUISITO INDISPENSABLE EN LA CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES. EL CASO DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA

*Guadalupe del Río Pesado, Elia Hernández Saldaña, Ana María Muñiz Salcedo y
Gabriel Sánchez Ledesma*

Alternare, A. C., Caravaggio # 24, Nonoalco Mixcoac, México 03700, D. F.
Correo-e: *alterna5@prodigy.net.mx*

Este trabajo trata sobre el papel fundamental que tienen los habitantes locales en la restauración y conservación de los ecosistemas templados. En particular, se abordarán los aspectos relacionados con la organización y la participación comunitaria, sobre la base de la experiencia adquirida por el equipo de *Alternare*, mediante la promoción de un "modelo de producción alternativo". Esta propuesta se ha desarrollado en las comunidades que habitan la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM), durante los últimos ocho años. El documento tiene la intención de que esta experiencia sirva como referencia, para diseñar y desarrollar proyectos en otros sitios con la participación de la comunidad o comunidades locales.

Las citas, consideraciones y metodologías, hacen referencia principalmente a las áreas naturales protegidas. Sin embargo, el enfoque es más amplio y es factible trasladarlo a cualquier otra región, se encuentre o no bajo alguna categoría de protección.

EL ROL INHERENTE DE LAS COMUNIDADES HUMANAS LOCALES EN LA RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES

Se ha escrito mucho sobre el papel que deben desempeñar, en la conservación y manejo de las áreas naturales protegidas, sus pobladores (Halfter 1994, Carabias 1990, Gómez-Pompa 1992, entre otros). En la práctica y en la mayoría de los programas de manejo de dichas áreas, la búsqueda de alternativas para disminuir o frenar el deterioro

del ambiente ha tenido un enfoque casi exclusivamente técnico (Sada 1992), por lo que la participación de las poblaciones locales ha sido poco clara o prácticamente nula. Sin embargo, existen experiencias como la de Nuevo San Juan Parangaricutiro, en el estado de Michoacán, en las que los pobladores han manejado exitosamente sus recursos naturales (Bocco *et al.* 1998).

Las comunidades campesinas poseen un acervo invaluable de conocimiento acerca de su territorio. Por ello, una comunidad organizada y participativa deberá ser el eje de las acciones de la conservación de la biodiversidad. Desde este punto de vista, la participación comunitaria debe ir más allá de una simple comunicación, consulta, pregunta o actividad de conservación particular en la que se involucre a los campesinos. La participación debe existir en la propia toma de decisiones sobre la conservación, el uso, el manejo y el control de los recursos naturales.

Por lo anterior, cuando un área ha sido identificada (por su valor biológico y ecológico) y seleccionada para incorporarse al sistema nacional de áreas naturales protegidas (si es esta la estrategia elegida para lograr este propósito),¹ la participación comunitaria debe promoverse antes de su establecimiento, como un elemento fundamental en el ejercicio de la conservación, de tal manera que no sea una imposición para la comunidad, sino una decisión compartida.

Las leyes, reglamentos y normas, representan "la infraestructura jurídica necesaria para un cambio en las relaciones de gestión de los ecosistemas

El caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) ilustra con claridad este punto: en 1986 se tomó la decisión de establecer la Reserva, con el objeto de conservar el área de hibernación de la mariposa monarca. Desafortunadamente, no sólo no se tomó en cuenta la opinión de los campesinos, sino que no se les presentó alternativa alguna. Cuando se les comunicó que ya no podrían utilizar sus bosques como lo habían hecho hasta la fecha, algunos de los pobladores decidieron quemarlo.

y de los recursos naturales y para la organización de las comunidades locales y de los intereses relevantes a favor del desarrollo sustentable” (SEMARNAP 1996). Sin embargo, este tipo de esfuerzos para proteger a los ecosistemas pierde sentido, si las comunidades no participan en la administración de los recursos naturales.

bladores históricos del área quienes la conocen, los que tienen el derecho de su uso, los que por generaciones han utilizado sus recursos naturales y, finalmente, los que de un modo u otro la han cuidado. De ahí que la participación de la gente local resulte fundamental para la planeación y para la elaboración de una es-

Reflexión: Imaginemos una obra de teatro en la que:

- 1) el actor principal desconoce el papel que va a representar y, en general, el argumento de la obra;*
- 2) el escritor de la obra no fue el que mejor conocía el tema;*
- 3) el dueño del teatro no sabe que pasa (si hay obra o no y tampoco conoce el tipo de obra) y, como si esto fuera poco;*
- 4) el director no toma en cuenta a los actores.*

Este es el tipo de escenario que se tiene cuando se decreta una área como protegida y cuando se intenta manejarla, habiendo ignorado el papel que juegan las comunidades que habitan en ella.

CÓMO DESARROLLAR ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN INCLUYENTES, QUE FUNCIONEN

Por lo general, las estrategias de conservación que se realizan en las áreas naturales protegidas se establecen en los programas de manejo los cuales, con frecuencia, son elaborados por personas ajenas (quienes en su mayoría se basan en conocimientos técnicos estandarizados, sin atender los aspectos culturales y económicos, así como el contexto político en el que viven las poblaciones).

En este escenario las comunidades locales tienen un papel primordial, ya que son los po-

trategia de conservación, e indispensable para su ejecución.

Si bien este documento está enfocado al trabajo con las comunidades locales, para lograr la recuperación y conservación de los ecosistemas, es necesario desarrollar estrategias en las que se identifique e incluya a las entidades de los sectores privado, público y social que tengan algún tipo de interés en el área natural, protegida o que se pretenda proteger. Tal es el caso de las comunidades, ejidos y otros propietarios; las autoridades comunales y ejidales; las instituciones y autoridades gubernamentales (federales, estatales y muni-

cipales); los empresarios, comerciantes, productores y, en general, los grupos de personas que tengan intereses económicos en el área, incluyendo las organizaciones no gubernamentales; los usuarios de los recursos naturales; las instituciones educativas y de investigación; los grupos sociales como iglesias, clubes y asociaciones juveniles; y los grupos políticos y legisladores, entre otros.

Es importante conocer la historia, intereses, interrelaciones, funcionamiento y organización de los distintos actores que intervienen en la región, para desarrollar estrategias que motiven su participación exitosa. También es necesario identificar los grupos con intereses económicos que tienen injerencia y trabajan fuera de la ley (como algunos madereros y casos similares) ya que es evidente que la tala o cualquier otro tipo de uso ilegal de recursos naturales complica las acciones de conservación. Es importante conocer la mag-

nas deben emplearse medios de comunicación directos y audiovisuales, de tal manera que se garantice la comprensión de las ideas por las personas, a través de elementos claramente compatibles con su entorno cultural.

EL CONOCIMIENTO TRADICIONAL, EL CAMBIO, Y LA ADOPCIÓN DE TÉCNICAS QUE FAVOREZCAN LA RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA

La modernización de la agricultura mexicana (1945-1970), en un principio generó un desarrollo económico al aumentar la productividad agrícola por encima del crecimiento de la población (Toledo *et al.* 2000). Sin embargo, esta producción llegó a su límite debido a los impactos negativos que causó la nueva forma de uso de los recursos naturales. En efecto, el ejercicio del mo-

En la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca no sólo no se consideró a sus habitantes para su decreto, sino que tampoco se les dio la oportunidad de participar en la planeación y en la elaboración del programa de manejo, de tal forma que, la mayoría de sus habitantes no conocen la existencia de una estrategia de conservación para la Reserva.

nitudo del problema y emprender acciones que frenen la corrupción.

Por otro lado, cada grupo de los que operan dentro de la licitud tiene enfoques e intereses distintos; lo importante es conciliarlos, para alcanzar un balance entre las necesidades sociales y la capacidad de carga de su entorno.

La difusión es un factor trascendental para lograr el éxito de la estrategia de conservación. Es imposible que la población participe cuando los objetivos del trabajo se desconocen o son imprecisos. Por esta razón se deben usar todos los medios disponibles, para dar a conocer la estrategia y los acuerdos a los que se comprometieron los diferentes actores. En las comunidades campesini-

no cultivo con la utilización de semillas híbridas y agroquímicos, en grandes extensiones de terreno con vocación distinta a la de la agricultura, provocó la devastación de la flora y la fauna silvestres, la erosión de la capa fértil de los suelos y la propagación de las plagas con mayor rapidez. Esta forma de explotación de los recursos rompió la dinámica de los ecosistemas y propició el abandono de las prácticas y del conocimiento tradicional que se tenía; en suma, desactivó el uso diversificado de los recursos naturales.

La modernización agrícola fue promovida mediante políticas impuestas y ajenas a las comunidades lo que, además, dificultó la capacidad de organización y gestión de los productores

campesinos, transformándolos en personas dependientes de un Estado que, paulatinamente, perdió el interés en promoverlos.

Este conjunto de elementos contribuyeron a hundir en la miseria a la población rural, lo cual desarticuló el tejido social y diluyó, o eliminó, el sentido de cooperación comunitaria. Revertir esta tendencia requiere de un cambio en la visión del desarrollo y del diseño de nuevas estrategias, con un enfoque integral, que considere al ambiente y a la sociedad como un todo.

Aquí resulta pertinente recordar que “los pueblos nativos a pesar de ser una minoría numérica en el mundo representan entre el 90% y 95% de la diversidad global cultural y son los guardianes del 99% de los recursos genéticos silvestres conocidos en el mundo. Se crea así un lazo inextricable entre diversidad cultural y diversidad biológica” (Barzetti 1993).

Se reconoce que las formas tradicionales o campesinas de producción y consumo de alimentos son adaptaciones, debidas a las condiciones ecológicas y tecnológicas en las que han vivido estas culturas (Toledo *et al.* 2000). En ese mismo documento se señala que la experiencia campesina, en zonas templado-subhúmedas, muestra una marcada tendencia al uso combinado de ecosistemas y especies en la que se integran bosques, suelos y cuerpos de agua, como fuentes de los productos de subsistencia.

CIRCULO DEL DESARROLLO INTEGRAL COMUNITARIO

En el esquema (figura 1) se ilustra que los componentes del desarrollo integral comunitario es-

tán interrelacionados, dependiendo unos de otros, y que la calidad de vida de las poblaciones rurales y la conservación de los ecosistemas dependerá del equilibrio entre estos componentes.

Las comunidades construyen sus políticas y estrategias de desarrollo según sus valores, necesidades y aspiraciones, mediante la organización y participación del colectivo, y parten del entorno en el que viven. Se consideran factores de desarrollo: el trabajo, la producción, el mercado, la tecnología, los recursos financieros, los recursos naturales, el empleo, la salud, la educación, la vivienda, la recreación, la cultura, y el consenso (Desmi 2001).

El significado de estos factores *con un enfoque integral* comunitario es el siguiente:

- El trabajo es el medio para satisfacer las necesidades. Sin embargo, no tiene sentido si no es una alternativa de realización personal.
- La producción puede ser para autoconsumo, para intercambio o para destinarse al mercado, y su fin último será satisfacer las necesidades de la población.
- El mercado es un intercambio de productos y servicios, en donde los precios son justos, y las relaciones solidarias.
- La tecnología y los recursos financieros son instrumentos para el trabajo y para la producción.
- Los recursos naturales son el patrimonio de las comunidades, representan la fuente de materia prima para cubrir sus necesidades básicas y de producción, y son el medio por el cual se construye el desarrollo.
- La salud, la educación, la vivienda, la recrea-

La mayoría de las poblaciones campesinas de la RBMM han perdido, desafortunadamente, muchas de las formas tradicionales de producción y organización. El monocultivo y el uso indiscriminado de fertilizantes químicos son las prácticas agrícolas que predominan en la región, aunque algunos de ellos conservan el uso de semillas criollas. Respecto a la organización para el trabajo, la jornada que hoy en día se practica solo se realiza si es remunerada (Alternare, evaluación 2000). El trabajo colectivo voluntario o faena ha desaparecido en la mayoría de las comunidades.

ción, y el empleo son derechos básicos, que deben ejercerse y apoyarse, y con los que no se debe lucrar.

- La cultura es fuente de identidad.
- El consenso se basa en la participación y en la injerencia en el proceso de toma de decisiones, en los aspectos ambientales, políticos, sociales y económicos.

El uso tradicional de los recursos naturales tiene menor impacto en la degradación de los ecosistemas, el aprovechamiento sustentable de los recursos permite efectos positivos en la recuperación y conservación de los mismos; y las comunidades humanas dependen de la explotación de los recursos para asegurar su vida y permanencia; el reto es, entonces, promover procesos de educación ambiental. Esto debe tener como fin el estimular a las poblaciones para que retomen y adopten prácticas de bajo impacto ambiental que, a su vez, motiven una conciencia ambiental de grupo, que revalore y reconozca los beneficios que acompañan a estas técnicas. Significa también retomar formas de organización y de participación como la “faena” (o “tequio” en las montañas Oaxaqueñas), así como la toma de decisiones que buscan el bien común. Lograr la recuperación de estos elementos requiere que el proceso esté dirigido a resolver las necesidades apremiantes de las comunidades y que éstas estén convencidas de que obtendrán beneficios a corto, mediano y largo plazo.

Es necesario señalar que el cambio de actitud que se busca en las comunidades presenta cierto grado de dificultad, ya que implica que sus miembros trabajen juntos (que todos participen y que lo hagan de forma organizada), que confíen en el proceso (porque algunos beneficios no se verán de

inmediato) y que realicen un esfuerzo adicional. Obstaculizan aún más al proceso los programas asistenciales, a los que históricamente se ha acostumbrado a la población rural y que han generado una extendida actitud de conformismo y de división entre los integrantes de las comunidades.

APROPIACIÓN DE UNA ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN: EL CASO DE LA EXPERIENCIA DE *ALTERNARE*

La organización comunitaria tiene sus orígenes en las comunidades indígenas y no se reduce a estos grupos. Después de la Revolución Mexicana, algunas comunidades lucharon por el reconocimiento de sus territorios (el caso de los ejidos). El territorio definido legalmente es el espacio en el cual las comunidades planean y deciden el manejo de sus recursos naturales. Existen ejemplos en donde las comunidades organizadas han sido capaces de detener la deforestación de sus territorios (Chapela y Lara 1996).

El trabajo cooperativo o colectivo lo realizan individuos organizados en torno a un bien común, quienes buscan la unidad y alcanzar acuerdos en el desarrollo de los procesos de producción y de servicios. Este trabajo comunitario requiere objetivos muy claros (planificación), toma de decisiones en consenso (acuerdos), activa colaboración y cooperación, y disposición para compartir las responsabilidades, las dificultades y los logros. Este trabajo se define con los siguientes principios: la libertad de participación, la formación y capacitación, y el respeto y cuidado de la naturaleza (Desmi 2001).

Alternare ha trabajado promoviendo la participación comunitaria a través del trabajo colecti-

Como se mencionó, para que las comunidades empiecen a modificar sus prácticas se requiere confianza, situación difícil de generar en una población como la que habita la RBMM. Según los índices de marginación establecidos por la CONAPO, estas comunidades viven en niveles significativos de pobreza y pobreza extrema (Merino et al. 1995), se sienten despojadas de sus tierras (Muñiz et al. 1999) y excluidas del diseño y elaboración del programa de manejo de la Reserva.

vo, ya que trabajar con grupos pequeños de campesinos permite construir una “estructura humana sólida”, que constituirá los cimientos para alcanzar un desarrollo integral comunitario.

Derivado de la experiencia del equipo de *Alternare* estimamos necesaria la planeación, organización y ejecución de talleres de participación y organización comunitaria, los cuales motivan y facilitan que la gente exprese sus inquietudes, problemas e ideas, mediante un proceso de análisis y reflexión que los lleve a la implementación de un plan de actividades acorde con sus necesidades.²

El equipo de *Alternare* inició el trabajo en la RBMM con la organización y desarrollo de dos talleres de participación comunitaria en 1995 y 1997 (Muñiz *et al.* 1999). La metodología de trabajo que usó fue desarrollada por Rosa Worden del Instituto de Asuntos Culturales (ICA), y adaptada en 1990 por Rogelio Cova Juárez, del Centro de Educación Ambiental y Acción Ecológica (CEDUAN).

mejor desarrollo de los talleres, al contar con personas motivadas y decididas a trabajar por la conservación y la recuperación de los recursos naturales. Así también, los asistentes serán personas comprometidas a difundir en su comunidad las actividades y planes que resulten de los talleres.

DIAGNÓSTICO

Es de fundamental importancia “... la realización de un diagnóstico que identifique problemas, necesidades y potencialidades, para ofrecer alternativas de solución ajustadas a objetivos de crecimiento económico, sustentabilidad ambiental y equidad social” (Aguilar *et al.* 2002). La participación de la comunidad en la elaboración del diagnóstico es necesaria porque, además de que se planean las actividades que deberán desarrollarse, representa las condiciones iniciales de algunos factores (sociales, económicos y ambientales), que darán la posibilidad de identificar indicadores de cambio para medir el impacto.

Para ejemplificar lo difícil que resulta que un grupo de personas se organicen para trabajar conjunta y ordenadamente, en la solución de un problema común, imaginemos que en una colonia (podría ser cualquiera en la Ciudad de México) existe un gran problema de basura. Supongamos que se pide que la gente se organice para resolverlo. El plan incluye: barrer la calle, separar la basura y limpiarla, buscar lugares de acopio y entregarla regularmente. Lograr esto requiere: que los vecinos estén interesados en resolver el problema que tienen; que exista en el grupo de vecinos voluntad de participar; y que el beneficio de trabajar organizados para alcanzar la meta que se proponen sea claro. Hagamos más difícil la situación, los habitantes de la colonia viven de actividades en la calle y el plan ya no les permitirá utilizarla como acostumbraban hacerlo. La primera pregunta que le surgiría a la gente antes de pensar en organizarse es ¿para qué o para quién cuidamos la calle?

1) TALLERES DE PARTICIPACIÓN COMUNITARIA

CONVOCATORIA

La planeación adecuada de esta actividad da la posibilidad de que las personas que asistan a los talleres sean las idóneas,³ lo que redundará en un

Los asistentes señalan los principales rasgos naturales de cada una de las comunidades y hacen una descripción, breve y concisa, de los problemas que ellos consideran más importantes en el lugar donde viven. En esta fase del proceso, la gente se apropia de los problemas y necesidades. Este es un espacio importante para recuperar el

conocimiento de las personas y reconocer que, si bien existen otras personas que comparten los mismos problemas, también, existen diferencias de pensamiento dentro del grupo y de éste con respecto a otros.

Durante el proceso se jerarquizan los problemas identificados.⁴ Este ejercicio representa un primer nivel de orden para la solución de las dificultades. Se busca contar con el mayor nivel de aceptación, ya que se pretende desarrollar un programa que atienda los problemas más recurrentes y no aquellos que no son percibidos por la población.

En la RBMM la gente señaló como sus principales problemas:

- *Erosión*
- *Baja producción agrícola*
- *Deforestación*
- *Deterioro del bosque*

OBSTÁCULOS O CAUSAS

Una vez que la gente tiene claros sus problemas se propicia que los participantes hagan una reflexión, en busca de las causas por las que no han podido hacer algo para solucionarlos. En este momento, los asistentes se percatan que la mayoría de las veces los problemas no sólo dependen de terceros, sino que muchos de ellos están supeitados a la iniciativa propia para resolverlos. En este nivel se busca exteriorizar los sentimientos y opiniones de los participantes sobre la realidad que enfrentan.

Los obstáculos que identificaron los campesinos de la RBMM fueron:

- *Falta de organización de la comunidad*
- *Inadecuada respuesta gubernamental*
- *Falta de una adecuada participación*
- *Falta de capacitación*

VISIÓN DEL FUTURO

La idea de llevar a la gente a un proceso colectivo de análisis de los problemas sociales, económicos y ambientales, permite que juntos ideen y construyan el lugar donde les gustaría vivir a largo plazo.

En el caso de la RBMM, los asistentes al taller establecieron, como meta a largo plazo: "Una REBMM organizada, funcional, productiva y con bosques sanos para alcanzar una mejor calidad de vida".

Las acciones que planearon las comunidades de la RBMM fueron:

- *Revisión del decreto de creación de la Reserva*
- *Elaboración de reglamentos internos y exigencia de que estos cumplan*
- *Formación de cooperativas*
- *Identificación de necesidades de asesoría y capacitación específicas, para resolver problemas como la erosión, la baja producción agrícola y el ecoturismo desordenado, entre otros.*

En esta fase se identifican los ejes de acción que tendrán que llevarse al cabo. Las estrategias no son acciones unitarias, son campos amplios que guiarán nuevas actividades durante el próximo año. Hasta este punto, la gente ha adquirido conciencia de que para vencer los obstáculos se requerirá planear acciones innovadoras y audaces, de tal manera que las metas se alcancen a largo plazo (la visión del futuro).

2) CONDENSACIÓN DE LOS ESQUEMAS METODOLÓGICOS QUE *ALTERNARE* HA ELEGIDO PROMOVER, PARA LA RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA

El método adoptado por el grupo consiste en orientar a las comunidades rurales, mediante ejercicios de análisis y reflexión, en la búsqueda de soluciones reales que les permitan establecer en forma conjunta planes y proyectos para lograr la optimización del uso de sus recursos. El desarrollo de estos proyectos es una estrategia que motiva la organización interna de las comunidades, fomenta el trabajo colectivo, recupera la autoestima, la confianza y el optimismo de la gente, requisitos indispensables para conseguir el éxito de cualquier programa que se pretenda iniciar.

El método educativo que utiliza el equipo de *Alternare* es de “campesino a campesino” ya que, entre personas que viven realidades distintas, suele existir una barrera de comunicación que hace difi-

cil la planeación y realización de las actividades diarias. Pocas veces se menciona el contexto social en los procesos de comunicación, pero siempre debe tomarse en cuenta ya que influye determinantemente, haciendo que la comunicación sea más fácil o difícil, y que haya mayor o menor retroalimentación. Es por ello que, en el desarrollo de la práctica promocional, un campesino escucha y entiende mejor a otro campesino (Cisneros 1990).

Así, es también un requisito indispensable, al menos para *Alternare*, que aquellas personas que solicitan algún curso de capacitación formen un grupo de trabajo. Subrayamos: esta condición es de gran importancia para iniciar la organización del trabajo colectivo. El trabajo comunitario era una práctica cultural de los pueblos indígenas, la cual desafortunadamente se ha perdido. El trabajo colectivo da a la gente la posibilidad de unir esfuerzos para lograr un fin común y representa una oportunidad para hacer participar a más integrantes de la comunidad.⁵

Al finalizar el taller, los asistentes deberán comprometerse a dar a conocer el plan de acción al pleno de la asamblea. Esta actividad tiene el propósito de que el resto de la comunidad (los campesinos que no tuvieron la oportunidad de asistir) se enteren de los resultados y propuestas acordadas durante el taller. Es también una buena oportunidad para manifestar a la asamblea que el equipo de asesores, en este caso *Alternare*, ofrece capacitación (o si es necesario busca a terceros para que la den) en los temas que los miembros de la comunidad consideren necesarios para llevar a cabo el plan de acción.

En el caso de la RBMM, después del segundo taller de participación comunitaria en 1997, diecinueve comisariados ejidales pidieron el apoyo del equipo de Alternare para informar, a la asamblea comunitaria, el resultado y la propuesta del plan de acción que se habían elaborado en el taller. Así, Alternare tuvo la oportunidad de participar en este proceso.

Esta es una de las primeras etapas de auto-selección, ya que sólo aquellos campesinos que consideren que ésta es una oportunidad para mejorar su condición de vida, estarán en la disposición de conocer la propuesta y, si les convence, de participar en las acciones. Si bien en este momento será muy importante transmitir confianza a la comunidad, también es fundamental no alentar falsas expectativas entre los campesinos, especialmente en aquellas comunidades donde ha habido fuerte injerencia de partidos políticos, organizaciones religiosas o civiles y, en general, de iniciativas o proyectos con resultados poco claros o negativos para sus intereses.

Se pide, entonces, que se formen grupos de campesinos interesados en adquirir la capacitación. Se planea, organiza y desarrolla el primer taller (sobre el tema que el grupo decida). El taller concluye con la elaboración de un plan de trabajo en el que se establecen los compromisos

El grupo elige además un comité integrado por un presidente y secretario, el comité tiene las tareas de representar y motivar al grupo, y de vigilar que los trabajos se desarrollen conforme a lo planeado. Los miembros de los comités se reúnen cada dos meses, en el centro de capacitación, con el propósito de rendir un informe de los avances del trabajo y de intercambiar experiencias, logros y problemas, acontecidos en el quehacer de los grupos. Juntos analizan los hechos y reflexionan, sobre la importancia y complicaciones de conducir el trabajo colectivo de sus grupos y proponen soluciones a los conflictos que se les presentan.

Alternare ha asesorado y ha dado seguimiento a las actividades que se han señalado en el plan de trabajo, a través de visitas semanales en las que acompaña a los grupos en su labor de faena, con el objeto de que las técnicas aprendidas en los talleres sean reproducidas correcta-

En el área de la RBMM son graves los conflictos entre los miembros de una comunidad, incluso entre familias y personas de diferentes comunidades. De ahí que, propiciar el trabajo colectivo y la participación comunitaria, represente un reto al que se le debe dar una atención especial.

y un calendario definido de actividades, y se reitera que uno de los objetivos de esta estrategia es promover el trabajo colectivo organizado. Se elige un día de la semana para el trabajo del grupo, con la intención de retomar la práctica de la faena (trabajo voluntario del colectivo).

mente en cada uno de los terrenos de los participantes.

En las reuniones de seguimiento se propicia el análisis y la discusión sobre los avances y los problemas que se tienen, así como la manera de corregir o modificar las acciones que permitirán

La experiencia de trabajo de Alternare con las comunidades de la RBMM ha mostrado que en los casos (taller de participación comunitaria 1995 y el taller de conservación de suelo y agua que se ofreció en colaboración con la Alianza de Ejidos y Comunidades de la Reserva de la Mariposa Monarca, A. C. en 1998) en los cuales no se dio un seguimiento adecuado a las actividades de los planes de trabajo, los resultados no fueron satisfactorios. En general, el interés y la motivación se perdieron.

alcanzar las metas fijadas. Estas reuniones son importantes para mantener el interés y la motivación del grupo.

Es necesario señalar que, si bien la apropiación de la estrategia se inicia durante el taller de participación comunitaria, las técnicas de trabajo que se proponen sólo serán adoptadas por los campesinos en la medida en la que ellos las aprendan, las practiquen y se percaten de sus beneficios. De ahí la importancia de la etapa de seguimiento de las actividades.

Se planean también sesiones especiales para llevar a cabo ejercicios de análisis y reflexión sobre problemas, inquietudes y propuestas de trabajo. Esta técnica ha probado ser eficaz para hacer participar a las personas, para conocer sus ideas y opiniones sobre las prácticas que realizan en grupos, y la problemática ambiental que viven.

Una parte importante de la metodología es propiciar encuentros entre los grupos (giras educativas), durante los cuales el grupo anfitrión muestra sus avances. Esta actividad permite que los campesinos compartan directamente sus logros y sus experiencias de trabajo y es, también, una forma de mantener la motivación para seguir trabajando y aprendiendo nuevas técnicas.

Otra actividad adoptada por el equipo de *Alternare* es el intercambio de experiencias campesinas, la cual consiste en llevar a los grupos de trabajo a conocer otras comunidades del país. Esta práctica motiva la reflexión sobre las condiciones en que se desenvuelven otros grupos humanos y las formas en que éstas han resuelto sus problemas.

La estrategia de trabajo adoptada por el equipo de *Alternare* requiere de atención y dedicación (tiempo) a los diferentes grupos, por ello desde el inicio del trabajo se les aclara que el proceso es lento por su propia naturaleza y que el equipo de *Alternare* está preparado para acompañarlos y apoyarlos cuando lo necesiten. Sin embargo, también se les advierte que la asesoría y participación del grupo de apoyo no es para siempre, y que el objetivo es que sean grupos independientes, con capacidad de autogestión. De esta forma, no solo se fomenta la confianza de la comunidad en su potencial, sino que el

equipo de *Alternare* puede disponer de tiempo para asesorar a otros grupos (figura 2).

El diagrama de flujo que se presenta a continuación describe, de forma esquemática, la metodología antes descrita.

La continuidad del proceso requiere de una actividad muy puntual y constante, por lo que *Alternare* consideró la necesidad de establecer un centro de capacitación para instructores campesinos, lugar donde hoy se lleva a cabo la formación de éstos. Dicho centro es, además, un lugar de reunión y de apoyo al que acuden los grupos de trabajo, los integrantes de los comités o cualquier persona que requiera apoyo o asesoría. También es un espacio de demostración, en el cual se llevan a cabo prácticas sobre diferentes técnicas de uso y manejo sustentable de recursos.

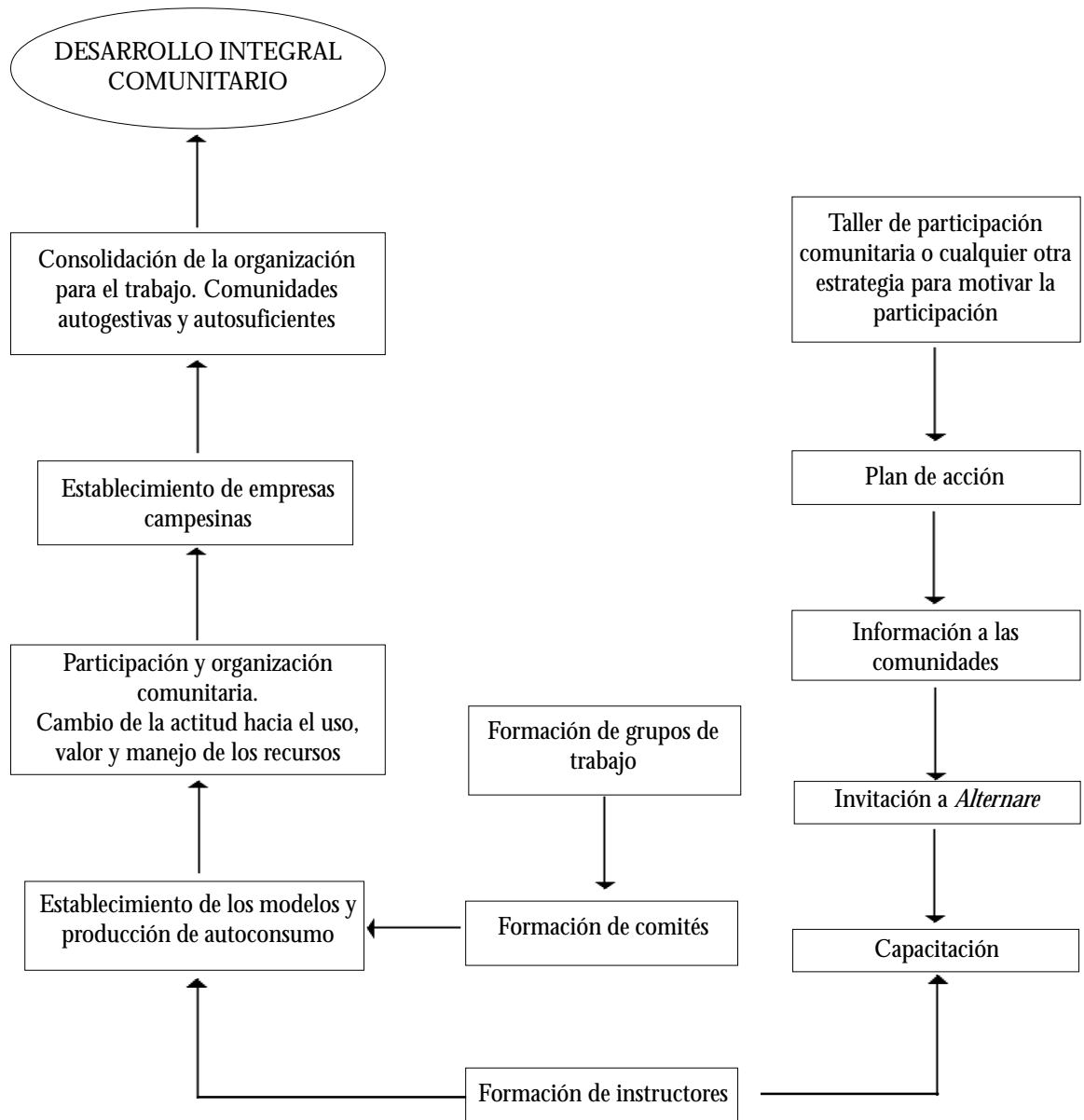
Parte del equipo de *Alternare* de hecho vive en el centro de capacitación, con los propósitos de mantener una presencia continua en el lugar y de poder demostrar, de manera práctica, como una familia campesina haciendo un buen uso de los recursos (es decir, estableciendo su parcela productiva y el modelo de producción de traspatio), puede sobrevivir sin necesidad de abrir más terrenos al cultivo o de talar más árboles para obtener recursos económicos.

3) FORMACIÓN DE LIDERAZGOS LOCALES PARA PROMOVER EL TRABAJO COLECTIVO, EN PRO DE LA RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA

La tarea de iniciar y dirigir la secuencia del trabajo comunitario requiere de la participación de instructores. Estos son personas con conocimientos, objetivas, críticas, activas y, sobre todo, honestas y comprometidas, quienes a partir de las condiciones y las necesidades de la comunidad apoyan a la gente para que resuelva mejor sus problemas y para que planifiquen con acierto sus proyectos.

Una ayuda auténtica es aquella en cuya práctica todas las partes se apoyan entre sí, creciendo juntas en un esfuerzo común por conocer la rea-

FIGURA 2. EL PROCESO GENERAL DE LA ESTRATEGIA DE PARTICIPACIÓN COMUNITARIA QUE HA SEGUIDO *ALTERNARE* EN SUS PROYECTOS



lidad y por transformarla. Es así como el instructor interesado en resolver la problemática ambiental de su localidad de origen, a partir de un cuestionamiento que tiene que ver con su propia realidad, tiene una mayor disposición para colaborar en la solución de los problemas y de las necesidades de su comunidad, así como para asumir un papel de servicio y compromiso con la gente local.

Con frecuencia, la planeación y realización de sus actividades diarias obligan al instructor a reflexionar y a actuar sobre aspectos que tienen que ver con un amplio y abierto entendimiento con los demás; entendimiento que está relacionado con un proceso de comunicación, que facilita la transmisión y comprensión de las ideas y emociones. En este esquema, resalta la apremiante necesidad de formar instructores campesinos locales que planeen, organicen, motiven y gestionen, ya que ellos serán los responsables de consolidar las aspiraciones comunitarias, de multiplicar el esfuerzo y de darle continuidad al proceso.

¿Cómo elegir a los candidatos que serán los futuros instructores? ¿Cuáles son las cualidades básicas que éstos deberán tener? De acuerdo con la experiencia del equipo de *Alternare*, la responsabilidad de seleccionar a estas personas deberá recaer en los integrantes de los grupos de trabajo. Después de explicar cuáles son las responsabilidades a las que se comprometerán los instructores, en qué consiste la preparación (tiempo y temas) y qué actividades se espera que realicen, cada grupo deberá elegir libremente a dos de sus integrantes, a quienes consideren con cualidades para llegar a ser buenos instructores. Esto es esencial puesto que son los propios campesinos quienes que se conocen unos a otros y, por consiguiente, tienen elementos relevantes para decidir quien haría el mejor papel como instructor.

En ocasiones, algún integrante de los grupos que no fue seleccionado sigue manifestando un gran interés por aprender y por transmitir estos conocimientos. En esta circunstancia es importante atender ese interés y, por ello, es recomendable mantener abierta la posibilidad de aumentar el grupo de personas que podrían convertirse

también en líderes campesinos para el trabajo, siempre con el debido respeto a los usos y las costumbres locales de convivencia.

El programa de capacitación de instructores diseñado por *Alternare* busca: a) desarrollar cualidades éticas y habilidades técnicas e intelectuales, aspectos que son útiles para resolver situaciones cotidianas; b) ampliar las habilidades de expresión para facilitar la transmisión de conocimientos, inquietudes e ideas; c) propiciar la adquisición de las habilidades necesarias para promover, entre la gente local, un cambio de actitud hacia el uso y el manejo de los recursos naturales; d) estimular el interés por la experimentación; e) fomentar la necesidad de investigar, para encontrar mejores soluciones a los problemas sociales, económicos y ambientales que viven las comunidades; f) estimular el análisis y la reflexión para el manejo racional y lógico de los argumentos en la toma de decisiones; g) acercar información sobre la realidad que se vive en otras regiones, más allá de su entorno local.

En el programa de formación de instructores se imparten los siguientes temas:

- cualidades y habilidades que un instructor debe desarrollar;
- técnicas de conservación de recursos y alternativas de producción agroecológica;
- taller de lectura;
- diseño, planeación y programación de talleres de capacitación;
- técnicas de organización comunitaria para el trabajo colectivo;
- técnicas de comunicación para la transmisión de conocimientos y la promoción social;
- técnicas de integración y motivación de grupos;
- técnicas para la solución de conflictos;
- técnicas para el diagnóstico participativo;
- técnicas para la planeación del trabajo colectivo;
- técnicas para la gestión de servicios y recursos;
- legislación ambiental;
- legislación agraria.

En enero de 1999, el equipo de Alternare inició en la RBMM el programa de formación de instructores campesinos locales. A la fecha cuenta con seis instructores capacitados para promover el “modelo” desarrollado (cada uno de ellos es responsable de capacitar a un grupo de campesinos del área). Hoy se prepara también una segunda generación de instructores; este grupo está formado por siete campesinos, de quienes se espera que inicien su práctica de promoción este año.

4) ALTERNATIVAS PARA EL DESARROLLO DE LAS COMUNIDADES HUMANAS LOCALES

Las comunidades deben desarrollar su propia estrategia para solucionar sus problemas. La modificación o adopción de “nuevas” formas de trabajo no deben ser producto de la imposición, sino que deben resultar de una elección autónoma del mismo colectivo.⁶ De manera semejante, las actividades que se planean deben responder a las necesidades más apremiantes de la población, puesto que la gente espera obtener beneficios concretos de la realización de las actividades planeadas.

Las alternativas de producción que se presentan en el siguiente diagrama responden a los principales problemas señalados en dos talleres de participación comunitaria, que se desarrollaron con las autoridades de veinticuatro comunidades y ejidos de la RBMM. También son el resultado de ejercicios de análisis y reflexión con los grupos de trabajo los cuales, en la búsqueda de soluciones para resolver sus problemas, han solicitado al equipo de *Alternare* asesoría y capacitación en diversos temas.

Como se indicó con anterioridad, los campesinos señalaron como algunos de sus principales problemas el deterioro de los ecosistemas y la baja producción agrícola. La práctica de las alternati-

vas que promueve el equipo de *Alternare*, de bajo impacto ambiental, son una solución a parte de esta problemática y, paradójicamente, en su mayoría se trata de técnicas que eran utilizadas tradicionalmente en México (Toledo *et al.* 2000).

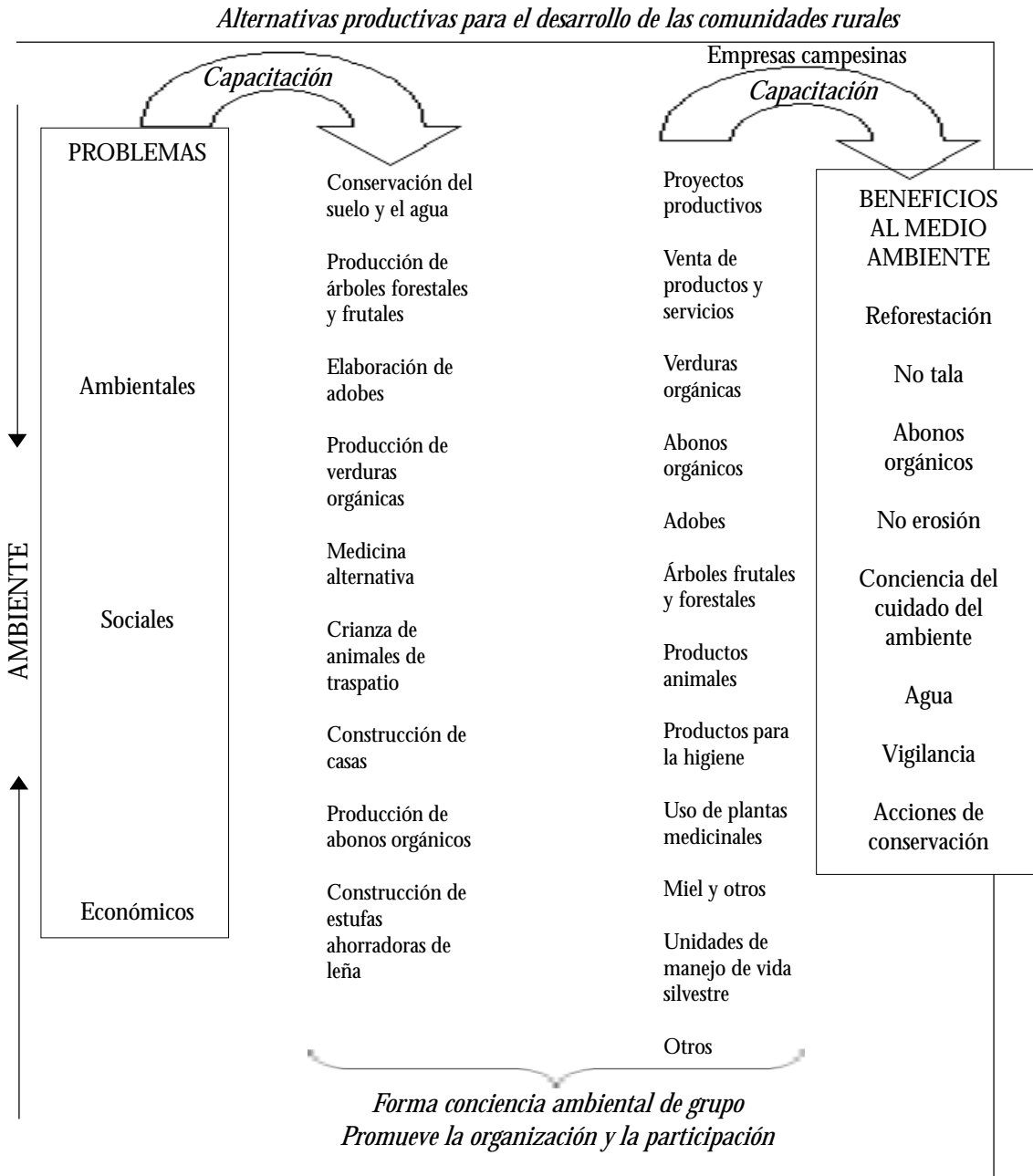
Cada comunidad tiene su historia, sus tradiciones, una localización con condiciones biogeográficas, ecológicas, sociales, políticas y económicas específicas, y con un ritmo de trabajo y personalidad propia, por lo que su problemática y el modo de resolverla variarán de comunidad en comunidad.

Como se señala en el diagrama (figura 3), *Alternare* capacita a los campesinos en temas que les permitan desarrollar un “modelo de producción propio”, con el cual sean capaces de obtener el mayor provecho de sus terrenos. Los temas que se imparten no sólo ofrecen beneficios directos a las familias, sino que las técnicas en sí favorecen la conservación y la restauración de los recursos naturales.

Las comunidades requieren producir lo suficiente para mantener a sus familias, a través de la producción de su parcela y del traspatio, y requieren disponer de una vivienda cómoda pero, además, deben contar con ingresos económicos para cubrir otras necesidades familiares. De ahí que la segunda fase del “modelo” consista en la

Las comunidades que viven en la RBMM tuvieron que considerar que ahora viven en una área protegida y que, por consiguiente, las acciones y alternativas que se eligieran tendrían que ser, necesariamente, coincidentes con los objetivos planteados en los programas operativos de la RBMM. Esta actitud se dificulta si la gente desconoce tales programas; recuérdese que la RBMM fue decretada en 1986 y su programa de manejo se publicó hasta diciembre del 2001.

FIGURA 3. POTENCIALMENTE EXISTEN GRAN VARIEDAD DE ALTERNATIVAS PARA EL DESARROLLO DE COMUNIDADES RURALES, PERO DEBE VALORARSE SU APLICABILIDAD BAJO LAS CONDICIONES PROPIAS DE CADA COMUNIDAD



capacitación de los campesinos con respecto a la planeación, constitución y desarrollo de empresas campesinas.

En la medida en que los habitantes de la comunidad tengan resueltas sus necesidades básicas de subsistencia, estarán mejor dispuestos a apreciar los valores y servicios que aportan los recursos naturales y, por lo tanto, a defenderlos.

El proceso de formación de “empresas sociales”,⁷ al igual que la primera fase del “modelo”, no solo requiere de la capacitación para desarrollar la labor que se hayan propuesto los campesinos (por ejemplo apicultores), sino de un aprendizaje más amplio y profundo. Por esta razón, durante las sesiones de trabajo para la organización de dichas “empresas” se analiza la importancia de diversos temas básicos, como el liderazgo basado en principios aceptables por la comunidad, la división del trabajo en una empresa, la responsabilidad que implica cada una de las diferentes posiciones, y la planeación de las actividades de la empresa para el cumplimiento de los compromisos que se adquieran.

Hemos encontrado también necesario el desarrollo de talleres sobre los derechos y las obligaciones que se adquieren al constituir una empresa; por qué y para qué se realiza un estudio de mercado; qué son y cómo se administran las finanzas de la empresa; cómo, en dónde y a quién vender los productos o servicios, entre otros.

5) RESUMEN DEL CONTEXTO Y LA EXPERIENCIA PRÁCTICA DEL TRABAJO DE *ALTERNARE* CON LAS COMUNIDADES QUE HABITAN LA RESERVA DE LA BIOSFERA MARIPOSA MONARCA

La RBMM se encuentra enclavada en el Eje Neovolcánico de México, área de transición en-

tre las regiones Neártica y Neotropical. Por esta situación biogeográfica tiene un gran valor florístico y faunístico, ya que en él se ha documentado una alta incidencia de especies y subespecies endémicas. En esta región existen amplias extensiones de bosques templados de pinos y encinos, así como de oyamel (*Abies religiosa*), que son los que albergan durante su periodo de hibernación a la mariposa monarca (*Danaus plexippus*), después de su impresionante movimiento migratorio desde Canadá y Estados Unidos de América. Este fenómeno natural, sin lugar a dudas extraordinario, ha captado la atención de mucha gente en los ámbitos nacional e internacional.

La trascendencia del área se reconoce también en lo relativo a la captación de agua de lluvia, ya que sus bosques alimentan dos grandes cuencas hidrológicas, las de los ríos Balsas y Lerma, de las que se abastece en su gran mayoría la población de la Ciudad de México y áreas aledañas. Por estas razones, el área es considerada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), como una región terrestre prioritaria para la conservación.

CONTEXTO SOCIOECONÓMICO

Esto es un componente esencial, que en este caso resumimos. La RBMM se ubica en los estados de México y Michoacán. Según los datos de población y vivienda del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (Merino *et al.* 1995), la población total en los doce municipios en donde se extiende la RBMM era entonces de 500,408 habitantes. De acuerdo con los indicadores socioeconómicos de los Pueblos Indígenas de México y del Instituto Nacional Indigenista (*ibid.*), 25% de la población de la RBMM es indígena, en su mayoría de la etnia

Un ejemplo de esto se ha manifestado en algunos de los grupos con los que trabaja Alternare, quienes han tomado la iniciativa de motivar a los campesinos de su comunidad para participar en actividades dirigidas a la conservación de sus bosques (i.e. formación de comités de vigilancia).

En la RBMM existen muchos ejemplos de proyectos productivos que desafortunadamente han fracasado (Chapela y Barkin 1995). La mayoría de estos proyectos tienen los siguientes rasgos en común:

- 1. fueron proyectos impuestos;*
- 2. no había organización previa entre los campesinos;*
- 3. existió falta de capacitación en todos los sentidos;*
- 4. hubo una notoria falta de seguimiento a los proyectos.*

Mazahua. En cuanto a la tenencia de la tierra, predomina la propiedad social distribuida entre más de cien grupos agrarios, de los cuales cincuenta y siete son ejidos y trece comunidades indígenas, además dos terrenos son nacionales y los restantes son pequeñas propiedades (*ibid*).

La actividad económica más importante es la agricultura. Se observa que las áreas abiertas a esta actividad son sembradas en su mayoría con el mismo cultivo, el maíz, grano que junto con el frijol forma parte de la dieta básica de las familias. Esta práctica se ha desarrollado con resultados de producción muy bajos (150 a 500 kg/ha). Según la evaluación realizada por *Alternare*, en 1999, esta producción es insuficiente para cubrir los requerimientos del consumo familiar en el área.

Los niveles de hacinamiento son superiores a cinco personas por vivienda. En su gran mayoría, la vivienda consiste de un cuarto con paredes construidas con madera, techo de láminas de cartón o asbesto y, generalmente, piso de tierra. El 98% de la energía necesaria para cocinar, calentar agua y demás actividades se obtiene de la madera, y para ello se utiliza el tradicional fogón. Estos hechos, aunados a una alta tasa demográfica, tienen grandes repercusiones ambientales por la elevada demanda del recurso maderable a la que está sometida el área.

Un alto porcentaje de la población joven (50%) emigra principalmente a las ciudades de México y Toluca; otras personas lo hacen también a los Estados Unidos de América. El 43% de la población económicamente activa reporta no tener ingresos o, si trabaja, percibe entre \$25 y \$40 pesos diarios (menos de un salario mínimo). Debido a esto,

muchas comunidades obtienen ingresos de la explotación legal e ilegal de sus bosques. El acceso a servicios básicos, como agua potable y drenaje, es precario y no se cuenta con servicios de salud. La escolaridad promedio de la población es de cuarto año de primaria. Según los índices de marginación social que aporta el Consejo Nacional de Población, la RBMM está ubicada dentro de los niveles altos de pobreza (Merino *et al.* 1995).

CONTEXTO POLÍTICO-AMBIENTAL

Otro componente crucial. En el caso que nos ocupa, por la predominancia de bosques de oyamel (*Abies*), pinos (*Pinus*) y encinos (*Quercus*), esta región se considera netamente forestal, aunque también existen otras comunidades naturales importantes. Durante décadas, la principal actividad económica de los habitantes de la Reserva fue el aprovechamiento de los bosques. En 1986, el gobierno mexicano decretó la creación de la Reserva Especial de la Biosfera Mariposa Monarca, con el propósito de conservar una superficie de 16,110 hectáreas del área donde hiberna la mariposa monarca y restringió el aprovechamiento forestal. Esto provocó que la situación socioeconómica de los habitantes se agravara, ya que no se previeron u ofrecieron formas alternativas de subsistencia.

En 1986, la gran mayoría de los ejidos y comunidades indígenas tenían el 50% de su territorio cubierto con bosques y la explotación legal e ilegal de éstos era ya bastante extendida (Merino *et al.* 1995). En los últimos 23 años, los distintos tipos de bosque existentes en esta región

han tenido una progresiva y considerable disminución, del orden del 44% (Brower *et al.* 2002).

En noviembre del año 2000 el decreto de la Reserva se modificó, definiéndose un corredor biológico con el cual se protegió una extensión de 56,259 hectáreas. Al mismo tiempo, por iniciativa del World Wildlife Fund México y del Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza se constituyó el “Fondo de Conservación Mariposa Monarca” con el propósito de apoyar a la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, propuesta por la Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, el cual tiene tres objetivos principales: 1) pagar a los permisionarios por la revocación de sus permisos de aprovechamiento en la zona núcleo de la Reserva; 2) pagar por servicios de conservación a los propietarios de los predios incluidos en la zona núcleo que no tienen permiso de aprovechamiento vigente y 3) apoyar proyectos sustentables en la zonas de amortiguamiento e influencia de la Reserva.

EVALUACIÓN DE LOS BENEFICIOS DEL TRABAJO DESARROLLADO

Alternare fue creada recientemente, pero en un análisis con enfoque autocrítico y objetivo, sus logros y resultados son muchos y muy satisfactorios. El más valioso de todos, dada la situación socioeconómica y política del lugar, es la confianza que el equipo ha ganado, lo que no sólo ha permitido continuar con el trabajo, sino ampliar su labor. La estrategia de trabajo que promueve *Alternare* ha sido bien recibida por los campesinos de la región.⁸ El modelo es una alternativa eficaz para motivar la participación y la organización comunitaria,⁹ y ha logrado motivar un cambio radical tanto en las prácticas de producción¹⁰ como en la actitud de los campesinos hacia el uso y valor de los recursos naturales.¹¹

El cuadro 1 ilustra algunos de los beneficios ambientales, económicos y sociales, que cada familia obtiene cuando practica el “modelo de producción” que ha propuesto *Alternare*. También se muestra el total de beneficios alcanzados, al considerar a las ciento cincuenta familias que participan en el proceso.

Cabe señalar que la distribución de tierras varía considerablemente entre las familias y las comunidades; para efectos de cuantificar algunos de los beneficios se considera una hectárea por familia, que es la superficie promedio de terreno con el que cuentan y un número promedio de ocho integrantes por familia. Los totales se estimaron con la información de las ciento cincuenta familias que trabajan con *Alternare*.

Con objeto de lograr un mayor impacto respecto a la conservación de los recursos naturales, el equipo se plantea la necesidad de trabajar con comunidades completas. Es necesario recordar que la mayoría de las tierras (más del 80%) son de propiedad comunal y las decisiones sobre las actividades de manejo en estas tierras se toman en el ámbito comunitario. De ahí la necesidad de contar con la aprobación, capacitación, participación y organización de la mayoría de los integrantes de la comunidad.

El equipo de *Alternare* inició el proceso con la organización de talleres de participación en la comunidad indígena Donaciano Ojeda. Se eligió esta comunidad porque de los dieciséis grupos que trabajan con *Alternare*, seis pertenecen a esta comunidad (alrededor de cincuenta familias), situación que facilitó el desarrollo del proceso.

La característica más importante del trabajo que se ha desarrollado es que se ha logrado demostrar, junto con las comunidades, que no solo es posible sobrevivir, sino que se puede vivir con dignidad buscando métodos alternativos y rescataando métodos tradicionales viables, reduciendo al mismo tiempo el grado de afectación a los ecosistemas templados de montaña en los que habitan.

ALGUNAS CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La lista que se ofrece, a continuación, contiene ideas basadas en las lecciones aprendidas con las comunidades donde *Alternare* promueve su esquema de recuperación y conservación de los recursos naturales:

CUADRO 1.

CÁLCULO APROXIMADO DE BENEFICIOS POR FAMILIA (OCHO MIEMBROS) EN UNA HECTÁREA DE TERRENO	ESTIMACIÓN DE BENEFICIOS OBTENIDOS A LA FECHA CON 150 FAMILIAS EN 150 HECTÁREAS DE TERRENO
<p><i>Aspectos ambientales</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - retención de 2 toneladas anuales de suelo. - captación y filtración de 32,000m³ de agua de lluvia por temporada. - recuperación de la fertilidad del suelo mediante la incorporación de una tonelada de abono orgánico. - producción de 250 árboles forestales por año. - disminución del 50% en el consumo de madera para cocinar. - construcción de una vivienda de adobe para sustituir las de madera. Esto representa 30 árboles que no talados en un período de 15 a 20 años. - el jefe de familia no tala árboles para cubrir las necesidades alimenticias de la familia. - miembros de la familia interesados en organizarse y participar en brigadas de vigilancia. 	<ul style="list-style-type: none"> - retención de más de 800 toneladas de suelo y la filtración de cerca de 4,800,000 litros de agua de lluvia en la última temporada pluvial a través de la construcción de más de 28,000 metros de zanjas y terrazas a nivel - construcción de más de 250 estufas ahorradoras de leña - producción de 5,400 árboles en 4 viveros colectivos para reforestación de terrenos con alto grado de inclinación - construcción de cinco casas de adobe.
<p><i>Aspectos económicos</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - producción de 1 a 2 toneladas de maíz por hectárea - producción de 250 kilos de frijol por hectárea - ahorro en la compra de verduras para el consumo de la familia y en ocasiones ganancia por su venta - ahorro en la compra de carne y huevos por la cría de gallinas criollas, guajolotes y conejos y, en ocasiones, ganancia por la venta. - ahorro en el gasto familiar por la producción de la pastura para animales - ahorro en el gasto familiar al no tener que comprar fertilizante para la parcela. 	<ul style="list-style-type: none"> - incremento a más del doble de la producción de granos básicos (maíz, trigo y frijol) - producción de verduras orgánicas para el consumo de 150 familias, aproximadamente 1,200 campesinos - producción de fruta mejorada y la producción de forraje para el consumo de sus animales - ahorro en la compra de al menos 150 toneladas de fertilizante por temporada - consumo de carne y huevo.
<p><i>Aspectos sociales</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - la dieta de la familia se ha enriquecido - los integrantes de la familia no respiran humo del fogón tradicional - la familia consume sus alimentos de forma más higiénica en la mesa de la estufa "lorena" y no en el suelo - la familia tiene la oportunidad de vivir en casas térmicas y cómodas (diseñadas por ellos). - construcción y manejo apropiado de la letrina seca - el jefe de familia se siente capaz de salir adelante con su esfuerzo - integrantes de la familia capacitados en técnicas de 	<ul style="list-style-type: none"> - disminución en la desnutrición - reducción en los factores de riesgo de enfermedades broncorespiratorias y gastrointestinales - 16 grupos de personas organizadas que trabajan

Los resultados de las prácticas promovidas en la RBMM demuestran que:

- Se ha logrado hacer conciencia "ambiental" de grupo.*
- El consumo de madera se ha reducido al mínimo al optimizarse su uso.*
- Se ha logrado un impacto positivo inmediato en la detención de la erosión y en la captación de agua de lluvia.*
- Con la producción de la parcela (sólo una hectárea) se ha logrado resolver las necesidades de manutención para una familia de 8 a 10 personas.*
- La producción de la hortaliza y la crianza de los animales de traspatio han cubierto las necesidades de nutrición familiar.*
- No se requiere abrir más terrenos al cultivo.*
- Los grupos han desarrollado un interés genuino por reforestar y proteger sus áreas.*
- Se ha logrado un decremento en los factores de riesgo a la salud.*
- La calidad de vida en general se ha elevado.*
- Se ha logrado que los miembros de los grupos tengan confianza en sus capacidades para gestionar beneficios a sus familias*

- Es fundamental promover el cambio de actitud de la población hacia el uso y la valoración de los recursos naturales. Así como considerar que el impacto de este cambio dependerá de la organización y participación comunitaria.
- Debe reconocerse que, para alcanzar el desarrollo integral comunitario, se requiere de iniciativas que se planeen como procesos a largo plazo y no como proyectos a corto plazo.
- Ganar la confianza de las comunidades es una labor fundamental para trabajar con la gente que las integra. Esto se consigue mediante el trabajo responsable y honesto y, sobre todo, desarrollado bajo un principio de respeto (la confianza no se exige, se gana).
- Las decisiones que se tomen respecto al trabajo, proyectos y programas deberán acordarse siempre con la gente.
- Hay que considerar que si bien la capacitación es el eje de la estrategia, también es esencial el seguimiento de los planes de trabajo de los grupos, porque además de consolidar el conocimiento, se promueve la participación y organización para el trabajo colectivo.
- Lograr el éxito de los proyectos de recuperación y conservación de los recursos naturales requiere que los habitantes de cada región sean quienes planeen las estrategias y acciones a seguir, lo que los llevará a la apropiación de los mismos. Se propone, entonces, que en aquellas áreas donde no hubo esta participación desde su inicio, los planes de manejo sean rediseñados conjuntamente con las comunidades.
- Debe admitirse que el conocimiento empírico que posee la población rural es muy valioso y que, por ello, debe tomarse en cuenta en la planeación de estrategias de conservación.
- Es necesario recuperar el conocimiento tradicional de las prácticas de uso de los recursos naturales que sean ecológicamente viables y, cuando sea necesario, deben adecuarse a las condiciones biogeográficas, ecológicas, agrarias y culturales de cada región, para realizar un aprovechamiento diversificado y sustentable.
- Los beneficios tienen que ser claros y concretos para la población local.
- Es necesario identificar oportunidades para crear alternativas productivas que permitan

que la población cubra sus necesidades de subsistencia.

- Es esencial cuidar que la obtención de recursos económicos no desvirtúe el propósito de los trabajos de conservación, ya que lo que se requiere es gente convencida del valor que los recursos naturales tienen, para la supervivencia de todos.
- Es indispensable promover que las comunidades aborden un proceso de cambio hacia la autogestión.

Esperamos que los conceptos e ideas vertidos en este trabajo contribuyan a fortalecer la labor de las personas involucradas en la conservación de los ecosistemas templados de montaña en México.

AGRADECIMIENTOS

Deseamos reconocer las aportaciones de varios revisores, las cuales contribuyeron a mejorar el contenido de este trabajo.

NOTAS

- 1 Existen ejemplos como el ejido San Cristóbal, en Hidalgo, y la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, entre otros, en los cuales las comunidades locales han logrado aprovechar y conservar áreas que no están consideradas bajo ninguna categoría oficial de protección.
- 2 Otra metodología participativa se describe en el texto de Aguilar *et al.* 2002.
- 3 Algunos de los criterios que *Alternare* busca a través de la invitación son: detectar a las personas que tienen interés de solucionar sus problemas, inquietud por participar en el manejo de los recursos naturales, y posibilidad de tomar decisiones sobre el uso de sus tierras, entre otros.
- 4 La prioridad número uno la adquirirá aquel problema que haya sido mencionado con mayor frecuencia y así sucesivamente.
- 5 La experiencia vivida por los campesinos del Ejido Vicente Guerrero (Tlaxcala) es un testi-

monio del éxito de esta metodología para involucrar a la gente en proyectos de uso y manejo sustentable de recursos naturales.

- 6 Las técnicas que promueve *Alternare* no son nuevas, pero quizá lo serán para muchos de los campesinos con quienes se trabaja, ya que estas técnicas tradicionales se han perdido en las generaciones recientes.
- 7 El término “empresa social campesina” se utiliza con el enfoque del desarrollo integral comunitario (ver apartado del círculo del desarrollo integral comunitario), basado en el uso sustentable de los recursos naturales, la creatividad plural, alternativas incluyentes, la autonomía y la autogestión de los pueblos.
- 8 *Alternare* inició en 1997 con cinco grupos de trabajo. A la fecha, trabaja con dieciséis grupos distribuidos en cuatro comunidades indígenas: Donaciano Ojeda, Francisco Serrato, Nicolás Romero y Crescencio Morales y tres ejidos: San Felipe de Jesús, Rincón de Soto y Nicolás Romero.
- 9 La metodología exige un día a la semana de trabajo colectivo (faena) en donde el trabajo es voluntario. La asistencia a estas sesiones es muy regular. Algunos grupos han elaborado su propio reglamento interno de trabajo.
- 10 El incremento a más del doble de la producción de granos básicos (maíz y trigo), la producción de verduras orgánicas para el consumo familiar, y en algunos casos, la producción de excedentes para su venta; la producción de fruta mejorada, la producción de forraje para el consumo de sus animales domésticos, la fabricación de adobes para la construcción de más de doscientas estufas ahorradoras de leña, entre otros.
- 11 En octubre de 1999, a petición del U.S. Fish and Wildlife Service, el proyecto que desarrolla *Alternare* en la *Reserva* fue evaluado por el Ph. D. David Bray, *Chair and Associate Professor* del Departamento de Estudios Ambientales, de la Universidad Internacional de Florida, con resultados muy positivos y alentadores. El Dr. Bray mencionó destacadamente del cambio de actitud de los campesinos,

con quienes tuvo la oportunidad de trabajar directamente durante la evaluación.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, L., I. Castañeda y J. Salazar 2002. *En búsqueda del género perdido. Equidad en áreas protegidas*. Editorial Absoluto, Costa Rica.
- Alternare, A. C. 2000. Evaluación del impacto del trabajo de *Alternare* en la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (US Fish & Wildlife Service), México.
- 1999. Informe de actividades al US Fish & Wildlife Service, México.
- Barzetti, V. (editor) 1993. *Parques y progreso. Áreas protegidas y desarrollo económico en América Latina y el Caribe*. Unión Mundial para la Naturaleza. EE.UU. (Memorias del IV Congreso Mundial de Parques y Áreas Protegidas). Caracas, Venezuela).
- Bocco, G., A. G. Torres, A. Velásquez y C. G. Siebe 1998. Geomorfología y recursos naturales en comunidades rurales: el caso de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán. *Geografía y Desarrollo* 16:71-84
- Brower, L. P., G. Castillejas, A. Peralta, J. López García, L. Bojórquez-Tapia, S. Díaz, D. Melgarejo, y M. Missrie 2002. Quantitative changes in forest quality in a principal overwintering area of the monarch butterfly in a principal overwintering area of the Monarch Butterfly in Mexico: 1971 to 1999. *Conservation Biology* 16(2): 346-359.
- Carabias, J. 1990. Hacia un manejo integrado. *Ciencias* 4 (julio): 75-81.
- Chapela, F. y Y. Lara 1996. *La planeación comunitaria del manejo del territorio*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C. Colección Serie Métodos para la Participación No. 2, México.
- Chapela, G. y D. Barkin 1995. *Monarcas y campesinos. Estrategias de desarrollo sustentable en el oriente de Michoacán*. Centro de Ecología y Desarrollo, A. C., México.
- Cisneros, J. 1990. *El promotor y la comunicación social*. UNESCO/OREALC, CREFAL. Colección Apuntes del Promotor No. 3, México.
- Desmi, A. C. 2001. *Si uno come, que coman todos. Economía solidaria*. Grafia Editores, Jalisco, México.
- García Maldonado, J. V. 1994. *Planeación participativa para el desarrollo de la comunidad*. CREFAL. Colección Apuntes del Promotor No. 4, México.
- Gómez Pompa, A. 1992. La conservación de la biodiversidad tropical: Obligaciones y responsabilidades. Pp. 259-267 en: J. Sarukhán y R. Dirzo (eds.). *México ante los retos de la biodiversidad*. CONABIO, México.
- Halfpter, G. 1994. Conservación de la biodiversidad y áreas protegidas en los países tropicales. *Ciencias* 36 (octubre-diciembre):186-195.
- Merino, L. (coordinadora). 1995. *La Reserva Especial de la Biosfera Mariposa Monarca*. Dos volúmenes. El Colegio de México, México.
- Muñiz, A. M., G. Del Río, G. Sánchez Ledesma y E. Hernández Saldaña 1999. Pp. 367-370 en: J. Hoth et al. (eds.). *1997 North American Conference on the Monarch butterfly*, Canadá.
- Sada, A. M. 1992. La educación ambiental como estrategia para lograr la conservación de los recursos naturales. Pp. 215-219 en: J. Sarukhán y R. Dirzo (eds.). *México ante los retos de la biodiversidad*, México.
- SEMARNAP (Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca) 1996. *Programa de manejo. Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, 1995-2000*. CONANP, México.
- Toledo, V. M., Carabias, J., Mapes, C. y Toledo, C. 2000. *Ecología y autosuficiencia alimentaria*. Quinta edición. Siglo XXI Editores, México.

EDUCACIÓN AMBIENTAL Y EXTENSIÓN DEL CONOCIMIENTO EN APOYO A LA CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA EN MÉXICO

Javier Reyes Ruiz

Centro de Estudios Sociales y Ecológicos A. C., Navarrete No. 50, Pátzcuaro, Michoacán, México
Correo-e: *cesepatz@prodigy.net.mx*

Difícilmente la conservación de cualquier ecosistema puede tener éxito, si los procesos técnicos y de política ambiental no están acompañados de estrategias y de proyectos educativos dirigidos a las comunidades que hacen usufructo o están vinculadas con el área que pretende protegerse (GEA 1992, Solano 2001). Esta premisa básica ha venido siendo aceptada, en las últimas décadas, de manera cada vez más extensiva.

Sin embargo, cabe destacar que la educación ambiental por sí misma, por más relevancia que se le otorgue, no podrá lograr impactos significativos sin que las políticas públicas, las medidas técnicas y las voluntades sociales de los actores involucrados avancen en un mismo sentido. En otras palabras, la conservación ecológica sin la confluencia de procesos educativos y comunicativos tiene poca viabilidad (Castillo, García-Ruvalcaba y Martínez 2002), pero la educación por sí sola no es factor suficiente para garantizar el éxito en la protección de los ecosistemas.

En el contexto de la premisa anterior, debe considerarse que la educación ambiental es un componente relevante, pero no el eje central, del proceso complejo que implica la intervención social para alcanzar la conservación ecológica de áreas naturales.

La intervención social para proteger ecosistemas, puede entenderse como un proceso en el que actores o agentes externos diseñan y ejecutan, en conjunto con actores locales, acciones programadas en el nivel regional o comunitario, con la finalidad de alcanzar un manejo sustentable de los

ecosistemas que permita tanto la conservación ecológica como el mejoramiento de los niveles de vida de la población involucrada. Lo ideal es que las intervenciones no propicien procesos paternalistas o asistencialistas hacia las comunidades, sino que más bien generen condiciones para que los miembros de éstas desarrollen o fortalezcan conocimientos y habilidades útiles para su autodeterminación (Anta Fonseca 1999, DIF 2001).

Se pueden identificar, adaptando la propuesta del DIF (*op. cit.*) distintos modelos de intervención social, que para el caso de la conservación ecológica podrían caracterizarse de la siguiente manera:

1. Modelo unidimensional: sus propuestas y proyectos giran alrededor de la dimensión ecológica, dejando de lado o dando menor relevancia a aspectos sociales, económicos, y culturales. Este tipo de modelo acentúa su atención en la investigación biológica, como en los inventarios faunísticos y florísticos; en la elaboración de planes de manejo de los recursos naturales; en el establecimiento de zonas de protección ecológica, entre otros.
2. Modelo multidimensional: a diferencia del anterior, este modelo enfrenta la realidad regional o comunitaria tomando en cuenta, aparte de la dimensión ecológica, un conjunto de problemas que permiten un abordaje de carácter más integral, que rebasa el asunto de la conservación. En este caso, por ejemplo, se incor-

poran al programa de intervención acciones como la capacitación de los actores locales, el desarrollo de alternativas económicas no necesariamente vinculadas al uso de los recursos naturales, proyectos de sanidad ambiental, construcción de infraestructura comunitaria, entre otros.

3. Modelo de dimensiones asociadas: esta tercera opción presenta en su diseño y ejecución dos o más elementos, que poseen una relación de interdependencia, a los cuales se les da el carácter de prioritarios y se les atiende paralelamente. Un ejemplo de este modelo sería un programa de intervención en el que se desarrollen acciones de conservación ecológica, junto con otras de gestión social que tiendan al fortalecimiento político de los actores locales.

Desde luego, estos tres modelos no son excluyentes entre sí, pueden convivir en determinados momentos del proceso de intervención social, o bien irse desplazando de uno hacia otro. Es posible afirmar que son los últimos dos los más adecuados para que las intervenciones sociales respondan más a las expectativas y necesidades de los grupos locales, aunque también es un hecho que las condicionantes institucionales (derivadas de la organización sectorial del Estado) no los facilitan.

La afirmación anterior se deriva de que la preocupación por proteger los ecosistemas difícilmente puede desligarse de otras dimensiones de la vida comunitaria y, en la medida en que el abordaje de la realidad posee un carácter más integral, las estrategias de intervención incrementan sus posibilidades de éxito.

En el presente trabajo, en el marco de la idea de que hacer intervenciones sociales se exige considerar la complejidad y multidimensionalidad que posee la realidad, se abordan los temas de la educación y la comunicación ambientales vinculados a procesos de la conservación ecológica. Por lo tanto, cabe enfatizar que aun y cuando los procesos educativos estén bien diseñados y sean ejecutados adecuadamente, si en forma paralela el conocimiento científico, las propuestas técnicas,

la participación social y las políticas públicas, entre otros factores, no hacen su papel con eficacia y articulación, entonces los resultados esperados en materia de conservación difícilmente podrán ser alcanzados.

En el primer apartado se argumentan las razones por las que la educación y la comunicación ambientales deben tomarse en cuenta para intervenir en los procesos de conservación ecológica y se abordan algunas diferencias conceptuales, que deben considerarse para diseñar procesos de intervención; en un segundo momento se abordan los elementos centrales que conforman una estrategia de comunicación e información ambientales y aquellos que integran un proyecto en los mismos campos. Se ha procurado en ambos apartados un abordaje que permita brindar herramientas operativas, más que incursionar en el debate teórico actual sobre la educación y la comunicación ambientales.

PAPEL E IMPORTANCIA DE LA EDUCACIÓN AMBIENTAL PARA LA CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS

La educación ambiental puede tener muy diversos objetivos, definidos en función de los problemas que contribuye a solucionar. Para el caso específico de la conservación de ecosistemas, algunos de sus propósitos centrales son:

1. *Sensibilizar o mover a la conciencia, a la población local relacionada con los ecosistemas, tanto para que perciba de manera crítica los problemas que se enfrentan en tales espacios como para que se involucre en la solución de los mismos.* Al respecto cabe señalar que, con frecuencia, el deterioro ecológico provocado por las comunidades que hacen usufructo de los recursos naturales es consecuencia, además de problemas estructurales de la economía y la política, de la ausencia de un análisis colectivo y sistemático sobre sus prácticas productivas, y de la erosión cultural que les ha llevado a perder parte de su conocimiento ancestral sobre el manejo de los ecosistemas. En este

sentido, cambiar una percepción desarticulada de la problemática ecológica y social por otra más estructurada, eleva los niveles de comprensión (y no pocas veces de compromiso) con respecto a los problemas que se enfrentan (Tréllez 1995).

2. *Desarrollar facultades intelectuales, motoras y afectivas.* Estar conciente de los problemas y comprometerse en la búsqueda de soluciones resulta marcadamente precario si no se cuenta con habilidades intelectuales (por ejemplo, analizar, explicar, relacionar, comprender, evaluar), motoras (dominio real de técnicas, instrumentos y prácticas) y afectivas (capacidad de sentir y conmoverse frente a asuntos sociales y ecológicos), que posibiliten la formulación y operación de las soluciones (Esteve 2003).
3. *Fortalecer los valores humanos ligados a la conservación ambiental.* La teoría de la educación ambiental ha puesto énfasis en la necesidad de poner en juego los valores que favorecen una relación de mayor respeto hacia la naturaleza y no sólo estimular la dimensión racional, lo cual implica intencionar de manera sistemática reflexiones sobre el sustrato ético en el que se fundamentan las relaciones sociales y aquellas que se guardan con la naturaleza (Sosa 2001).

El cumplimiento de dichos objetivos generales, aunque no sea a cabalidad, permite que la educación ambiental contribuya efectivamente a que la población local, a partir de la comprensión integral de su realidad concreta, busque relacionarse de manera más pertinente con su entorno social y ecológico.

CONSERVACIÓN ECOLÓGICA: DIFERENTES ACTORES, DIVERSOS SIGNIFICADOS

La intención de conservar o proteger los ecosistemas parece una idea a la que casi nadie se opondría. Sin embargo, detrás del aparente consenso existen, sin duda, divergencias sobre lo que significa tal protección y probablemente en ma-

yor medida sobre el proceso social que debe seguirse para llegar a hacerla efectiva (Lynch 2002).

Las distintas percepciones que tienen los actores sociales que intervienen en un programa de protección ecológica obligan a que los agentes externos estimulen, por la vía de la educación y comunicación ambientales, la construcción tanto de un lenguaje común como de un mínimo consenso que facilite el desarrollo de las acciones.

La conservación ecológica puede entenderse como: a) la erradicación de toda actividad humana en un área natural; b) el turismo como única actividad productiva; c) el uso o aprovechamiento de solamente uno de los recursos naturales y el mantenimiento intacto de los otros; d) el empleo de algunos de los recursos, pero no de todos; e) el aprovechamiento racional de todos los recursos del ecosistema. Si estas distintas formas de entender la conservación se atraviesan con las divergentes ideas sobre a quién o a quiénes le corresponde la propiedad, el control y el usufructo de los ecosistemas, se conforma un panorama complejo que sólo un amplio diálogo social, complementado con procesos de educación ambiental, puede ir generando consensos que permitan hacer viable la conservación ecológica.

En este marco, el enfoque de los primeros esfuerzos en materia de comunicación y educación para la conservación tiende a ser superado, pues aquellos partieron de la premisa, que hoy puede señalarse como errónea, de que es posible alcanzar la conservación ecológica a partir de la difusión de información y conocimiento científicos, en especial entre las comunidades locales, sobre los rasgos que posee cada una de las áreas naturales que se busca proteger, su importancia ecológica, la biodiversidad existente, sus características ecogeográficas, el tipo de servicios ambientales que cumple y la extensión que posee, entre otros aspectos. Es decir, bajo este enfoque se partía de la idea mecanicista de que con el simple hecho de brindar información científica a los actores sociales locales, se incrementaría significativamente la protección ambiental. En consecuencia se organizaron y pusieron en práctica programas y proyectos, de comunicación y

educación ambientales, cuyo objetivo central era lograr transmitir con eficiencia mensajes ecológicos a la población, siguiendo muchas ocasiones los modelos empleados por la mercadotecnia. Sin embargo, los resultados no fueron ni han sido los esperados, como hoy es ampliamente reconocido (Bautista 2000, Solano 2001).

Frente a ello y al reconocer las distintas percepciones sobre la conservación los proyectos de educación y comunicación ambientales han ido girando, en las últimas dos décadas, hacia enfoques de carácter más complejo en los que el flujo de información desde los científicos, promotores, ambientalistas o integrantes de organismos dedicados a la protección ecológica, hacia los actores locales, es sólo un componente entre otros igualmente relevantes.

EDUCACIÓN, COMUNICACIÓN, EXTENSIÓN, MEDIACIÓN: EL RETO DE CONSTRUIR DIÁLOGO SOCIAL PARA LA SUSTENTABILIDAD

Existe en la literatura educativa un abordaje recurrente sobre las diferencias que hay entre términos como educación, formación, comunicación educativa y extensión del conocimiento. Cuando tales conceptos son definidos desde diferentes escuelas del pensamiento, el debate se vuelve complejo y se convierte en un campo cier-

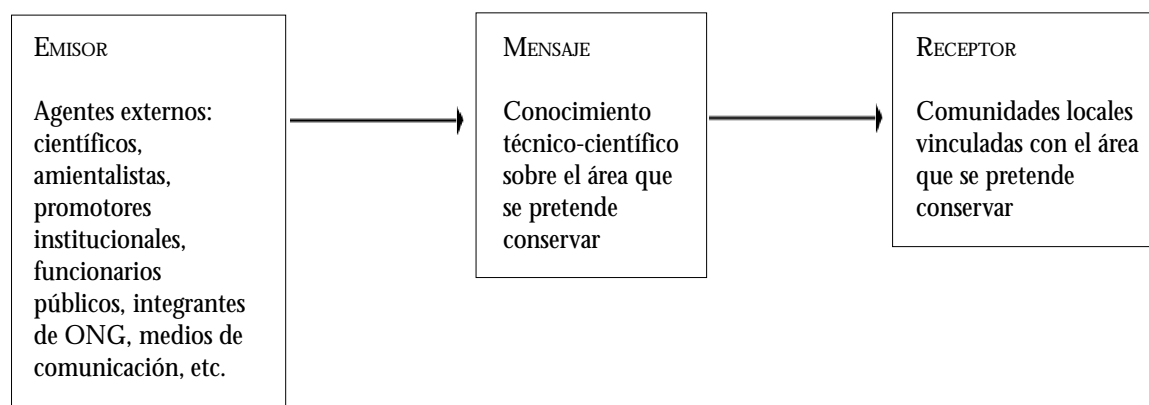
tamente resbaladizo, en especial para quienes no son especialistas en educación. Dado que el objetivo que se persigue con este documento, como ya se dijo, está más en la línea de brindar herramientas prácticas para diseñar y operar estrategias y proyectos de educación para la conservación, se ha preferido obviar tales disquisiciones teóricas y se procederá, más bien, a marcar algunas diferencias entre términos que resultan relevantes para los procesos de intervención social dedicados a la conservación ecológica.

INFORMACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN

Es un proceso social que se caracteriza porque uno de los polos (el emisor, por lo general el agente externo), envía o transmite mensajes sobre la conservación ecológica hacia otro polo (el receptor, con frecuencia la comunidad) asignándole a este último un bajo coeficiente de comunicabilidad (es decir, no le da la oportunidad abierta de participar en un diálogo). (Díaz Bordenave 1987, De Zutter 1980). Véase la figura 1.

Ante la percepción, no totalmente desterrada por parte de grupos ecologistas y de autoridades vinculadas al cuidado de los ecosistemas, de que la causa central del deterioro ecológico es que las comunidades desarrollan -en buena medida por ignorancia- prácticas de producción destructivas,

FIGURA 1. DIAGRAMA GENERAL DE FLUJO DE LA INFORMACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN



no resulta difícil apreciar procesos de intervención comunitaria en los que prevalece el modelo extensionista que caracterizó a los programas de atención al campo en las décadas de mediados del siglo XX (Freire 1981, Castillo 2000).

Lo anterior provoca que programas de conservación, cuya preocupación fundamental es difundir la información generada sobre el ecosistema que se busca conservar, restrinjan la participación de las comunidades a la validación y ejecución de acciones, las cuales resultan diseñadas al margen de aquellas.

Sin embargo, cabe destacar que los procesos y mecanismos de información, si bien distan mucho de ser los idóneos para el fortalecimiento político de los actores locales, no deben ser satanizados o descalificados *a priori*, pues son recursos valiosos para hacer circular datos relevantes entre la población.

COMUNICACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN

Es un diálogo social, de carácter intersubjetivo, en el que los agentes externos intercambian información con las comunidades, y ambos reconocen en su interlocutor la misma calidad e importancia, en un marco de reciprocidad y respeto. Comprende un esfuerzo de “poner en común” los tipos de saberes que los interlocutores poseen. En este proceso, todo emisor puede ser receptor y todo recep-

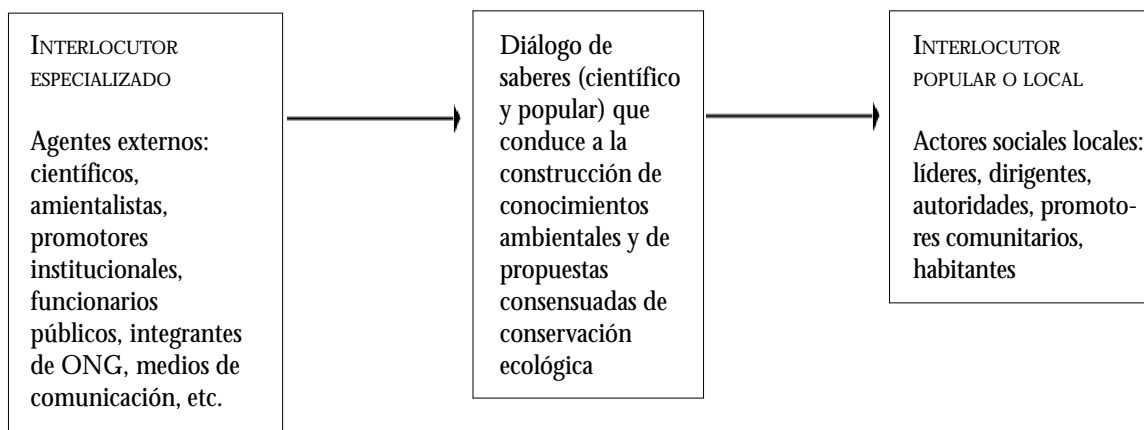
tor puede ser emisor, en el marco de un diálogo social que permite la influencia recíproca (Freire 1981, Díaz Bordenave 1987). Véase la figura 2.

La comunicación implica un proceso en dos sentidos, a través del cual los actores involucrados intercambian significados, es decir, se da el envío de mensajes por el emisor, y su recepción y comprensión por el receptor, y luego a la inversa. De no darse este intercambio en el establecimiento de significados compartidos, no se puede hablar de comunicación. No obstante, y en referencia a los procesos de manejo de los ecosistemas templados de montaña en México, estamos entendiendo la comunicación como un proceso continuo e interactivo en doble sentido, en el que dos o más individuos, o mejor aún, grupos sociales, intercambian puntos de vista y llegan a un consenso para tomar decisiones sobre una situación particular relacionada con la conservación ecológica.

EDUCACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN

Es un diálogo social, apoyado en procesos comunicativos, en el que se tiene una intencionalidad críticoformativa explícita, y a través del cual se construyen, inculcan y modifican valores, actitudes, comportamientos, hábitos y destrezas, de acuerdo con una concepción clara del individuo, la sociedad, la ciencia y el mundo. Destrezas, de acuerdo con una

FIGURA 2. INTERACCIONES EN UN PROCESO DE COMUNICACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN



una concepción clara del individuo, la sociedad, la ciencia y el mundo. Ver figura 3.

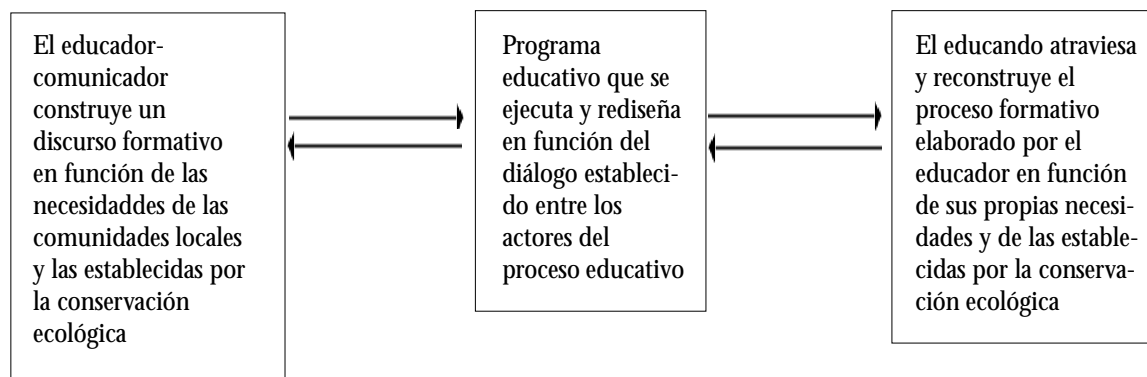
La educación en este caso tiene o debe tener, como objetivos centrales, no sólo la conservación de los ecosistemas, sino también el mejoramiento de la calidad de vida (que implica condiciones materiales dignas, equidad social y de género, democracia, respeto a los derechos humanos, entre otros) de las poblaciones locales (Pérez 1994). De lo contrario, se asumiría una posición conservacionista a ultranza o científicista, enfoque demasiado parcial sobre cuya necesaria superación se ha venido insistiendo. Esta doble intención ejerce una marcada influencia sobre los componen-

La mediación, respaldada por procesos de educación y comunicación ambientales, permite la articulación social y, por lo tanto, mayor fuerza política, para que los actores externos y locales puedan elevar su nivel de injerencia o influencia en la formulación y aplicación de las políticas públicas (Blauert y Zadeck 1999).

EL AGENTE EXTERNO COMO EDUCADOR Y ACTOR SOCIAL EN LOS PROCESOS DE CONSERVACIÓN ECOLÓGICA

Los procesos educativos con fines de conservación ecológica, salvo casos muy excepcionales,

FIGURA 3. RELACIONES BÁSICAS EN UN PROCESO DE EDUCACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN



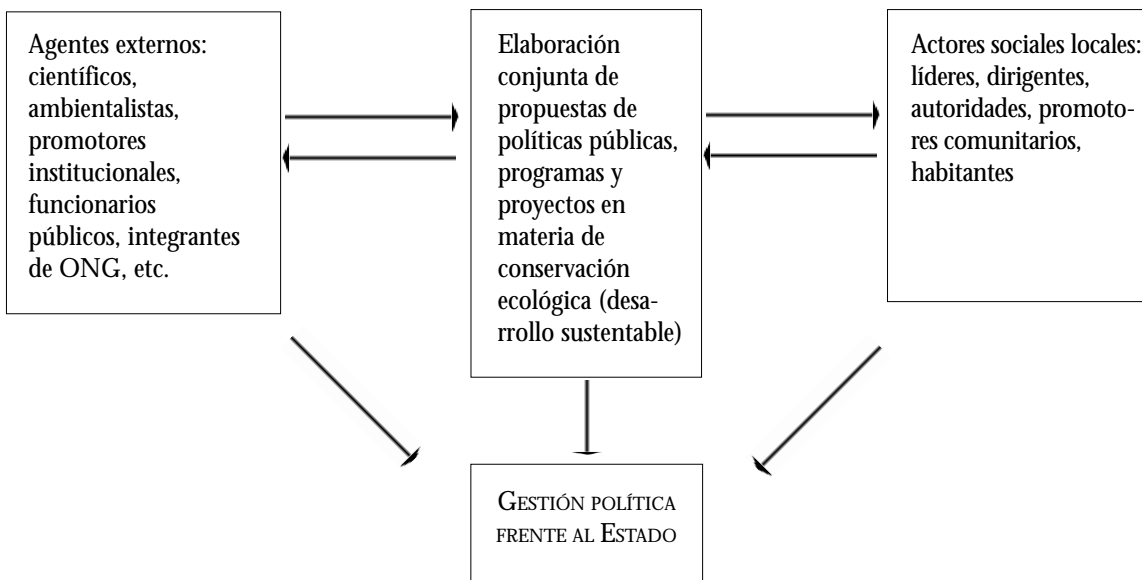
tes curriculares o el programa educativo que se va a diseñar (Esteva y Reyes 2000, Tréllez 1994).

MEDIACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN

Es un esfuerzo colectivo integrado por distintos actores sociales quienes identifican, a partir del diálogo y la generación de consensos, puntos comunes de acción, y quienes, además, establecen mecanismos y alianzas para ejercer influencia en la formulación de políticas y en la toma de decisiones con respecto a la conservación ecológica. Véase figura 4.

implican, como se ha visto en los esquemas anteriores, la participación de personas que pertenecen a instituciones o grupos externos a la comunidad en que se va a intervenir. Se entiende por *agente externo* a cada uno de aquellos actores sociales que, no perteneciendo a una comunidad humana dada, tienen el propósito explícito de contribuir, por la vía de un proceso de desarrollo local o educativo, a elevar los niveles de comprensión local o regional sobre la problemática relacionada con la conservación ecológica que enfrentan las comunidades y derivar, a partir de esto y conjuntamente con ellas,

FIGURA 4. ESQUEMA GENERAL DEL PROCESO DE MEDIACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN



una serie de propuestas viables de solución y llevarlas a cabo.

Un agente externo que participa en procesos de conservación ecológica puede caracterizarse por atributos como los que señalan Esteva y Reyes (1997):

- Ser una persona que tiene una capacidad técnica o maneja un conocimiento específico, que el promedio de los integrantes del grupo o de la comunidad en la que se va a dar la intervención no posee o no maneja.
- Asumir un papel activo para impulsar y ejecutar acciones colectivas de beneficio social ligadas, por ejemplo, al mejoramiento de la calidad de vida o de la conservación ecológica. Esto exige que su intervención tenga objetivos claros, una intencionalidad definida, y un evidente respeto y compromiso hacia la comunidad atendida.
- Mantener un contacto estrecho tanto con los grupos sociales como con el entorno ecológico en el que se va a desarrollar el programa o proyecto.
- Conocer y manejar herramientas de carácter conceptual, y metodológico, que le permiten

brindar asesoría y acompañamiento a las comunidades involucradas en el proyecto de conservación ecológica o desarrollo social.

- Facilitar la vinculación de los grupos sociales y comunidades locales con las instancias del Estado responsables de tomar decisiones o de formular políticas públicas.

Como ya se vio al inicio del presente documento, existen distintos tipos de intervención de acuerdo con las dimensiones de la problemática que pueden ser atendidas; empero, en función de los estilos de inserción comunitaria, se podrían identificar dos grandes tendencias sintetizadas en el cuadro 1.

Si bien las estrategias y los proyectos de educación y comunicación ambiental pueden ser elaborados bajo cualquiera de las dos tendencias, es la segunda la que puede contribuir mejor a la consecución de los objetivos planteados por la conservación ecológica. Las razones para afirmar esto son:

- El diálogo entre saberes distintos, (por ejemplo entre el saber elaborado/científico/especializado y el saber común/empírico/popular)

CUADRO 1. DISTINTOS TIPOS DE INTERVENCIÓN SOCIAL RESPECTO DE LA EDUCACIÓN AMBIENTAL

INTERVENCIÓN VERTICAL	INTERVENCIÓN PARTICIPATIVA
El agente externo asume un rol protagónico, de conducción y liderazgo con respecto a la comunidad	El agente externo se asume como un elemento importante, pero de apoyo y servicio para la comunidad. Fortalece procesos que desarrollen liderazgos endógenos de la comunidad
Diseña y pone en operación las estrategias y proyectos de conservación ecológica. En el mejor de los casos consulta con la comunidad, o recoge opiniones locales sobre su propuesta. Su preocupación central es la calidad técnica de esta última.	Elabora, en conjunto con actores sociales claves de la comunidad (a los que con frecuencia hay que capacitar), las estrategias y proyectos de conservación ecológica. Su preocupación central es la construcción de capacidades sociales.
La inserción del agente externo en la comunidad es superficial, esporádica, con poca sensibilidad y escasa empatía hacia la realidad que enfrenta la población local.	La inserción del agente externo implica lo que se denomina "inserción topográfica", es decir, una prolongada convivencia con los grupos comunitarios para conocer sus percepciones, códigos y significados, y establecer relaciones personales.
Privilegia la preocupación por transmitir de manera eficiente la información o conocimientos generados por los científicos y/o proyectos de intervención comunitaria	Más que la transmisión de datos o de información se estimula la autorreflexión comunitaria, y el agente externo contribuye para organizar mejor este proceso y facilitarlo a partir de los conocimientos científicos.

lar) permite un conocimiento más objetivo de la realidad. Afirmar que sólo la rigurosidad del método científico permite conocer objetivamente el mundo es negar lo evidente: la larga trayectoria de otros procedimientos para generar conocimiento. De ahí que más que la confrontación o descalificación *a priori*, la ciencia convencional debe procurar la creación de redes de aprendizaje que, en forma conjunta y colectiva, permitan resolver problemas como el relacionado con el deterioro de los ecosistemas, particularmente los templados de montaña, por su antigua relación con el hombre por sus bondades para la agricultura y la ganadería.

- La participación social contribuye a detener los procesos de humillación cultural y personal, que imponen los modelos de desarrollo -

o de protección ambiental- que parten de la premisa de que la población rural pobre es incapaz de generar conocimientos y soluciones a los problemas abordados por la ciencia. El involucramiento civil en la conservación ecológica fortalece la autoestima y favorece los niveles de autogestión de la población local. Relacionado con esto, cabe enfatizar que la redistribución del conocimiento, que implica no sólo su difusión, sino la producción colectiva de conocimiento adicional, es uno de los pilares de la redistribución del poder. El diálogo social constituye un medio de autodefensa de los grupos comunitarios y abre las puertas para que éstos formulen sus preguntas y busquen sus respuestas no sólo en el corto sino también en el largo plazo (Gudynas y Evia 1991).

- Los proyectos institucionales destinados a la conservación, especialmente en décadas anteriores, han alcanzado resultados muy limitados en términos de la resolución de los problemas que enfrentaron, aunque su avance haya sido significativo en cuanto a la acumulación de conocimiento ecológico tanto de los recursos naturales remanentes como del empleo que de éstos se hace y de su consecuente deterioro. Frente a ello, ampliar la participación de los sectores sociales ayuda a darle a los procesos de conservación la conexión con la resolución de problemas ambientales concretos, de tal manera que la exploración conceptual y la documentación del deterioro ecológico que se realicen, se vinculen con prácticas específicas y no solamente abonen la interpretación teórica.
- Cuando la población local participa se supera, a fuerza de sus propias demandas de sobrevivencia, a diferencia de aquellos enfoques de la conservación que poseen un tono demasiado cientificista y autoritario. La participación conlleva la búsqueda de un equilibrio con la perspectiva social. De esta forma se exploran formas de conservación que, desde la convicción social, no ven a las áreas naturales como espacios prohibidos, sino como aliados de la sobrevivencia comunitaria y familiar.
- La participación social no necesariamente ofrece un atajo en el camino a la sustentabilidad, pero contribuye en la construcción del único camino para la protección de la naturaleza: una cultura ambiental diferente a la dominante. Esta cultura debe tener su sustrato central en la ciudadanía y no en el control del aparato del Estado o de los mecanismos del mercado, que han mostrado ya sus serias limitaciones (y acaso más riesgos) para alcanzar la conservación ecológica. En este sentido no es suficiente, como la experiencia lo demuestra, distribuir información que provenga de la investigación ecológica ni crear opiniones entre la población sobre el deterioro ambiental; se requiere la participación activa de la ciudadanía en la gestión y mane-

jo de la naturaleza, lo cual exige que la propia gente conozca su entorno con profundidad y no dependa siempre de que los investigadores externos les digan cómo es su realidad social y ecológica (Crespo 1999). Una ciudadanía sumida en la indiferencia, especialmente la del mundo rural, incapaz de construir y replantear sus propios conocimientos sobre su entorno, quedará supeditada al control y las decisiones de las burocracias, de los tecnócratas y de los expertos autoritarios.

ELEMENTOS PARA EL DISEÑO DE ESTRATEGIAS Y PROYECTOS DE EDUCACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Las buenas intenciones de contribuir a educar a las comunidades locales, que pueden ser fácilmente apreciadas entre quienes se saben poseedores de conocimiento o de habilidades técnico-científicas en conservación ecológica, no bastan para alcanzar el éxito en los procesos formativos. La educación ambiental requiere, aparte de buena disposición y compromiso, del manejo de teoría educativa y de didáctica. Sin embargo tales elementos, en conjunto y por sí mismos, tampoco garantizan llevar a buen término el complejo propósito de apoyar desde la educación los programas de conservación ecológica. Resulta indispensable también una visión estratégica desde la cual se pueda planificar el trabajo educativo, definiendo el rumbo general de los esfuerzos y creando condiciones para la articulación interinstitucional de los mismos (Reyes y Mayo 1998).

En esta línea se desarrollan a continuación algunas ideas básicas para la formulación de estrategias de educación y comunicación ambientales, por un lado, y de proyectos en dichos campos, por el otro.

ESTRATEGIAS Y PROYECTOS DE EDUCACIÓN AMBIENTAL: DIFERENCIAS CONCEPTUALES E INSTRUMENTALES

La teoría de la planificación educativa y la de la comunicación, tienen un cuerpo conceptual e instrumental tan sencillo o complejo como puedan

requerirlo quienes van a elaborar el diseño de una propuesta de trabajo (Díaz Bordenave y Martins, 1978). En este documento se optó, como ya se ha reiterado, por presentar los elementos centrales y de carácter operativo que deben tomarse en cuenta para formular una estrategia de educación y comunicación ambientales dirigida a una región o área que se pretende conservar; adicionalmente se señalan también los componentes que debiera tener un proyecto derivado de tal estrategia.

ESTRATEGIA DE EDUCACIÓN Y COMUNICACIÓN AMBIENTALES

Con una estrategia de este tipo se trata de dar respuesta a una pregunta de carácter general: ¿qué debe hacerse, en materia de educación y comunicación ambientales, para lograr que las comunidades locales vinculadas a un área de conservación ecológica eleven su nivel de comprensión sobre dicha área y se comprometan con su protección?

Para la formulación de la respuesta debe tomarse en cuenta que una estrategia es una herramienta de planificación de carácter general, en la que se formulan principios teóricos y prácticos, que orientan de manera articulada el rumbo de las políticas regionales en materia de educación y de comunicación ambientales. Una estrategia implica la definición de lineamientos generales de acción que marquen la secuencia y la forma en que deben construirse -y ponerse en práctica- propuestas educativas que contribuyan a solucionar problemas relacionados con el ambiente. Cabe destacar que las estrategias no son planteamientos rígidos e inflexibles, sino que son respuestas que se construyen y se ajustan progresivamente, en el marco de la incertidumbre y el azar que la realidad plantea (Morin y Kern 1999).

PROYECTO DE EDUCACIÓN Y COMUNICACIÓN AMBIENTALES

A diferencia del plan y del programa, que son instrumentos de planificación de carácter intermedio, al proyecto puede ubicársele en un nivel específico o micro, en el que se definen con pre-

cisión un conjunto de acciones concretas, con sus metodologías de operación para el manejo de los recursos humanos, financieros y materiales. Implica, por lo tanto, la definición de espacios de intervención y tiempos concretos y delimitados.

Cabe destacar que un proyecto, al menos idealmente, debe ser parte de una estrategia amplia de intervención social. Al interior de todo proyecto se puede incluir la descripción de la estrategia operativa (que hace referencia a una secuencia lógica de acciones) con la que se desarrollará el trabajo. Es importante no confundir, por lo tanto, la estrategia general con la estrategia operativa.

Los planos, niveles y alcances en los que se mueven las estrategias, los planes, los programas y los proyectos pueden ser motivo de polémica, pero con la intención de hacer funcional y práctica la planificación de acciones de educación y comunicación, en el campo de la conservación ecológica, a continuación se abordan los dos ámbitos más extremos: la estrategia, que es el referente más general, y el proyecto que es el más específico.

ELEMENTOS CENTRALES QUE COMPONEN UNA ESTRATEGIA DE EDUCACIÓN AMBIENTAL PARA LA CONSERVACIÓN ECOLÓGICA

Es recomendable que toda propuesta de intervención social para la conservación ecológica de un área natural, que idealmente debe estar acompañada del objetivo de mejorar la calidad de vida de la población vinculada con ésta, cuente con su propia estrategia de educación y comunicación ambientales, que no necesariamente debe ser un elemento previo al arranque de las acciones, sino que se puede ir construyendo en la medida en que avance la operación de la propuesta general de intervención.

La estrategia para la educación y la comunicación ambientales puede formularse abordando, no como camisa de fuerza sino como orientación general, la lista de componentes y sus respectivas preguntas que enseguida se presentan a continuación:

1) *Marco situacional del área o región que se busca conservar.* Este componente, cuyo contenido es por lo general resultado de las actividades de estudio e investigación sobre el área que se

quiere conservar, enmarca el campo específico de lo educativo. Ente los aspectos que deben contemplarse se encuentran:

- a) Las condiciones ecogeográficas y sociales generales del área, y los problemas principales que se enfrentan y las causas que los provocan.
- b) Los avances que en materia de conservación ambiental se han logrado en el área o región.
- c) Los asuntos y procesos pendientes en el tema de la conservación ecológica.

O bien:

- a) Situación general de los recursos naturales (agua, biomas nativos, suelos, aire).
- b) Panorama general de la sociedad.
- c) Avances y potencialidades en ambos componentes.

Preguntas que pueden guiar la elaboración de este componente:

1.1. ¿Cuáles son las principales características y los problemas centrales en el los ámbitos ecológico y social del área o región? ¿Cuáles son las causas de éstos últimos (políticas, económicas, derivadas de conflictos sociales, carencias técnicas, ineficiencia institucional, etc.)?

1.2. ¿Qué avances hay en materia de conservación ecológica (cambios institucionales, promulgación de leyes y normas, integración de políticas, investigaciones, acuerdos sociales, campañas públicas, etc.)?

1.3. ¿Cuáles son los asuntos pendientes, centrales, en cuanto a la conservación del área o región?

2) *Marco teórico.* Toda estrategia de educación y comunicación ambientales debe tener como punto de partida el planteamiento, explícito y claro, del conjunto de elementos conceptuales o principios teóricos desde los que se interpreta la realidad educativa en la que se busca incidir. Con este apartado se busca responder a la pregunta: ¿Bajo qué ideas centrales o cuerpo teórico se interpreta la realidad educativa en la que se inserta la estrategia? No se trata de elaborar un largo y complejo ensayo, sino sólo de establecer cuáles son las ideas centrales que se emplean para describir el panorama de la problemática que guardan la educación y la

comunicación ambientales en el área o región que se pretende conservar. Aspectos a contemplar:

- a) Definición de conceptos clave para la estrategia (conservación ecológica, desarrollo regional sustentable, calidad del ambiente, entre muchos otros posibles).
- b) Conceptos (explicados con amplitud) de educación y comunicación ambientales.
- c) Características deseables y/o principios estratégicos y pedagógicos de la educación y comunicación ambientales, que apoyarán los procesos de conservación ecológica.
- d) Análisis crítico de la trayectoria seguida por la educación y la comunicación ambientales en la región que se pretende conservar.

Preguntas que pueden guiar la elaboración de este componente:

2.1. ¿Qué entendemos por ambiente, por desarrollo regional sustentable, por conservación ecológica, entre otros?

2.2. ¿Cómo definimos a la educación y a la comunicación ambientales, cuáles deben ser sus características y principios estratégicos? En función de las definiciones anteriores ¿qué tipo de experiencias o prácticas consideramos que pueden llamarse de educación ambiental y cuáles no?

2.3. ¿Cuál es la trayectoria conceptual y práctica que ha seguido la educación ambiental en el área o región? (implica hacer un recuento crítico)

3) *Diagnóstico sobre la educación y la comunicación ambientales en el área o región.* Cabe resaltar que este diagnóstico, a diferencia del primer componente, es específicamente sobre educación y comunicación ambientales. Se trata de hacer una descripción y un análisis crítico sobre la situación actual que guardan los programas o esfuerzos que en dichos campos se vienen realizando en el área que se pretende conservar. Los posibles aspectos a contemplar son los siguientes:

- a) La legislación y normatividad en materia de educación y comunicación ambientales.

- b) Los programas de desarrollo y educación regionales y las propuestas y referencias que hacen sobre los campos arriba citados.
- c) La educación formal, que implica la descripción y análisis de las propuestas y acciones educativas que se realizan en las escuelas, en sus diferentes niveles, en materia de educación y comunicación ambientales.
- d) La educación no formal, que incluye la descripción y análisis de los esfuerzos que, en dichos campos, son impulsados por los distintos actores sociales involucrados en ellos.
- e) Comunicación e información ambientales o educación informal. Implica la revisión de los proyectos que en esta modalidad impulsen:
 - Instituciones académicas y de investigación encargadas de generar conocimiento.
 - Instituciones y organizaciones que diseminan-comunican, reciben y utilizan conocimiento.
 - Instituciones y organizaciones encargadas de diseminar / comunicar información.
- f) La investigación en educación ambiental, que conduce al reconocimiento de lo que en esta materia se ha evaluado e investigado.

Las posibles preguntas a responder en este componente son:

3.1. La legislación y normatividad en educación y comunicación ambientales

3.1.1. ¿Qué plantean las leyes estatales y municipales en materia de educación y comunicación ambiental, en especial la Ley de Educación, y la de Protección Ambiental?

3.1.2. ¿Qué plantean los programas estatales y municipales sobre desarrollo, medio ambiente y educación, sobre la educación y la comunicación ambientales?

3.1.3. A partir de lo anterior, ¿a qué conclusiones se llega en materia legislativa y programática?

3.2. La educación formal

3.2.1. ¿Cuál es la situación educativa en la región o área que se busca proteger (número de escuelas, profesores, estudiantes en los distintos niveles, promedio de escolaridad, de eficiencia terminal, porcentaje de deserción, de re-

petición, de analfabetismo, nivel de equipamiento e infraestructura, entre otros).

3.2.2. ¿Qué lineamientos programáticos existen con respecto a la educación escolar, especialmente los que favorecen o inhiben el desarrollo de la educación ambiental?

1.2.3. ¿Cómo se incorporan la educación y la comunicación ambientales en los programas escolares (primaria, secundaria, media superior, superior y las Normales) cuál es el enfoque predominante?

1.2.4. ¿Cuáles son los problemas ambientales que se abordan en los diseños curriculares?, ¿se le da peso a los de carácter regional o local?

3.2.5. ¿Qué se puede decir del magisterio en cuanto a su conocimiento y práctica de la educación ambiental? ¿Su perfil y disposición son favorables para apoyar acciones de conservación ecológica en el área o región que se busca proteger?

3.2.5. ¿Cuál es el balance o las conclusiones generales a las que se llega en esta modalidad educativa formal?

3.3. Educación no formal

3.3.1. ¿Qué actores sociales realizan acciones de educación ambiental no formal, qué tipo de esfuerzos realizan, están contribuyendo a la conservación ecológica del área que se pretende proteger? Entre dichos actores se puede ubicarse a:

- Institutos de educación superior y de investigación.
- Instituciones gubernamentales.
- Organizaciones sociales o de base.
- Organismos civiles (no gubernamentales).
- Iniciativa privada.
- Parques zoológicos
- Jardines botánicos.
- Centros recreativos.
- Áreas naturales protegidas.

3.3.2. ¿Cuál es el balance crítico o las conclusiones generales que se hacen sobre esta modalidad no formal?

3.4. Comunicación e información ambientales (o educación informal)

3.4.1. ¿Quiénes generan información ambiental sobre el área que se busca proteger?

3.4.2. ¿Quiénes difunden dicha información y cómo lo hacen? ¿cuáles son la calidad, cantidad y adecuación de la información que manejan?

3.4.3. ¿Qué actores sociales emplean la información y el conocimiento ambiental y para qué?

3.4.4. ¿Qué papel están jugando los medios masivos con respecto a la conservación ecológica del área natural en cuestión?

3.4.5. ¿Cuál es el balance o las conclusiones generales que se pueden hacer con respecto a esta modalidad informal?

3.5. Investigación en educación y comunicación ambientales

3.5.1. ¿Quiénes hacen investigación en educación y comunicación ambientales?

3.5.2. ¿Qué tipo de investigación se realiza?

3.5.3. ¿Los conocimientos que han generado son útiles para el desarrollo de la estrategia que se diseñó o de los proyectos que de ella se deriven?

3.5.4. ¿Cuál es el balance en esta materia?

3.5.5. ¿Cuáles son las conclusiones generales sobre el diagnóstico, es decir, cuál es el estado que guardan la educación y la información ambientales en el área o región que se pretende proteger?

4) *Las propuestas centrales de la estrategia.* Aspectos a contemplar para este cuarto componente de la estrategia:

a) Objetivos generales o estratégicos.

b) Objetivos específicos.

c) Actores sociales impulsores de la estrategia.

d) Mecanismos de articulación.

e) Etapas de operación.

f) Propuestas específicas.

· En materia de legislación.

· Educación formal.

· Educación no formal.

· Comunicación e información.

· En investigación.

Las posibles preguntas a responder en este componente son:

4.1. Objetivos, actores y etapas de la estrategia.

4.1.1. ¿Cuál o cuáles son los objetivos generales que se persiguen con la estrategia de educación y comunicación ambientales? O bien ¿Qué

se persigue en lo general con la estrategia; cuál es la dirección a seguir?

4.1.2. ¿Cuáles son los objetivos específicos de la estrategia?

4.1.3. ¿Qué actores sociales impulsarían principalmente la estrategia?

4.1.4. ¿Se contemplan etapas para el desarrollo y operación de la estrategia?

¿Qué implica cada una?

4.2. Las propuestas de carácter central en materia de educación y comunicación ambientales:

4.2.1. ¿Qué se propone para mejorar el aspecto legislativo y el normativo?

4.2.2. ¿Qué se sugiere para atender, aparte de conservar el área natural, a los grupos sociales más vulnerables vinculados con el área?

4.2.4. ¿Cuáles son las principales propuestas para que la educación escolar se sume o fortalezca los esfuerzos de conservación ecológica en el área en cuestión?

4.2.5. ¿Qué se propone hacer desde la modalidad no formal y qué se les sugiere a los actores sociales que ya la están realizando?

4.2.6. Con respecto a la comunicación ambiental ¿qué se propone? (en especial a los medios masivos).

5) *Sujetos de atención.* Este componente de la estrategia tiene que ver con la definición de los actores sociales locales que deben ser atendidos mediante los esfuerzos de educación ambiental. Ello implica hacer la diferencia entre sujetos estratégicos y tácticos, cuyo principal criterio de identificación es la mayor o menor contribución (más constante o eventual, respectivamente) que dichos actores pueden brindar a la conservación ecológica.

Un actor estratégico deberá ser atendido con mayor intensidad, a través de diversos eventos educativos y de manera más permanente. En el caso de los actores tácticos la atención, en principio, es esporádica y de carácter extensivo.

Preguntas sugeridas para elaborar este quinto apartado de la estrategia:

5.1. ¿Cuáles son los actores estratégicos de atención (por ejemplo, extractores de madera,

productores de carbón de encino, autoridades locales, artesanos, maestros de las escuelas, pajarreros, agricultores, guías de ecoturismo, cooperativas de productores, entre otros posibles? Es necesario definir las razones por las que se les asigna el carácter de estratégicos.

5.2. ¿Cuáles son los actores tácticos de atención para la estrategia (por ejemplo, grupos de voluntariado juvenil, clubes sociales, alumnos de la educación básica y media, turismo, funcionarios de gobierno, entre otros? También deben señalarse las razones para asignarles ese carácter.

6) *Fuentes financieras.* Si el programa de conservación no cuenta con los suficientes recursos financieros para operar al menos una parte de las propuestas y atender a algunos de los sujetos sociales, será necesario realizar gestiones para conseguir los fondos necesarios que permitan la operación de acciones. (Véase Rickards y Piguéron en este mismo volumen).

Preguntas a considerar para este componente:

6.1. ¿Qué instancias se sugieren para que aporten recursos financieros para poner en práctica la estrategia, o al menos parte de ella? ¿por qué serían las idóneas?

6.2. ¿Bajo que mecanismos se haría la gestión de los recursos, quién la haría y en qué tiempos?

ELEMENTOS CENTRALES PARA LA FORMULACIÓN DE PROYECTOS DE EDUCACIÓN AMBIENTAL PARA LA CONSERVACIÓN ECOLÓGICA

Como ya se afirmó, una estrategia tiene un carácter general y un proyecto tiene uno específico. En este sentido se sugiere que de las propuestas generales que se elaboraron en la estrategia, se seleccione una -o varias si así se requiere- para convertirlas en proyectos. Por ejemplo, si una de las propuestas en educación no formal es diseñar e impulsar acciones educativas para la protección de las aves y uno de los sujetos estratégicos son las personas que capturan y venden pájaros, entonces resulta lógico que habría que elaborar un proyecto específico en este sentido.

Los esquemas para la elaboración de proyectos de educación y comunicación ambientales pueden ser tantos como equipos de trabajo existan. Sin dejar de reconocer la amplia gama de posibilidades para elaborar un proyecto, a continuación se presentan algunos elementos básicos o ineludibles que debieran ser contemplados.

1. *Ubicación geográfica del proyecto y descripción de la misma.* Se trata de un componente en el que se presenta una descripción breve sobre las características sociales y ecológicas del área natural que se va a proteger, retomando las ideas centrales planteadas en la estrategia.

2. *Planteamiento del problema educativo o comunicativo que se quiere resolver y análisis de sus causas.* Este punto de partida implica describir con brevedad y precisión cuál de las debilidades o problemas centrales, ubicados en el diagnóstico educativo realizado en la estrategia, se va a abordar o enfrentar con el proyecto.

3. *Justificación de la selección del problema educativo y perfil de los beneficiarios.* Las razones por las que se escogió un problema particular y no otro, especialmente señalando el sentido en que su atención garantiza un impacto relevante para la conservación ecológica, deben explicitarse aquí. Acompañando a la justificación habrá que describir quienes serán los sujetos centrales a atender con el proyecto, es decir, señalar la actividad a la que se dedican, su vinculación con el área natural que se busca proteger, su número, perfil cultural y educativo, capacidad organizativa y de movilización, interés de participar en el proyecto educativo, potencialidad de autogestión, entre otras características que se consideren relevantes.

4. *Estrategia operativa del proyecto.* Este componente implica describir las distintas etapas que tendrá el proyecto, la manera en que las acciones del mismo interactuarán en el proceso general de intervención comunitaria, los mecanismos para involucrar a la población local en el proyecto, la forma en que se irá construyendo la oferta educativa y cómo contribuirá ello a la conservación ecológica del área en cuestión y el papel a desempeñar por los diferentes actores sociales en las acciones educativas, entre otros aspectos que pueden ser cen-

trales para definir cómo se irá desarrollando la propuesta desde su inicio hasta su conclusión.

5. *Objetivos y metas del proyecto.* Conviene pensar en tres niveles de formulación para este componente:

Objetivos Generales – Objetivos Específicos – Metas

Los primeros hacen referencia al rumbo general del proyecto y a la intención última que se pretende alcanzar (implica vincular la conservación ecológica con el aporte que el proyecto hará en materia educativa). Los segundos poseen un carácter más operativo (hacen referencia qué hacer, quienes lo hacen y cuando), y señalan cómo alcanzar a los primeros. En este caso conviene preguntarse si al cumplir con los objetivos específicos, preferentemente en forma escalonada, se garantiza el logro de los generales.

Con respecto a las metas se puede decir que es la expresión cuantificada del resultado a obtener con los objetivos.¹

Sólo para orientar la elaboración de objetivos y metas se incluyen los siguientes ejemplos, aclarando que, al ser incluidos fuera de contexto, su formulación puede dejar muchas dudas.

Ejemplo de un objetivo general de un proyecto de educación ambiental:

1. Contribuir a la conservación ecológica del área boscosa de la comunidad de “San Miguel”, a través del diseño y puesta en práctica de acciones de educación ambiental que conduzcan a los habitantes de la localidad a elevar su nivel de comprensión sobre la importancia del área y a comprometerse con el cuidado de la misma.

Ejemplo de dos objetivos específicos² derivados del general:

1.1. Diseñar y ejecutar, durante el primer año del proyecto, un programa de formación dirigido a quienes hacen uso del bosque de la comunidad de “San Miguel”, a través del cual reconozcan el impacto ecológico que están provocando y generen propuestas alternativas de carácter productivo que contribuyan a elevar su ingreso sin ejercer más presión sobre el área que se busca proteger.

1.2. Producir paquetes didácticos y mensajes de difusión masiva para apoyar las acciones de

educación ambiental que se llevarán al cabo con la población local que aprovecha directamente los recursos naturales del bosque de “San Miguel”.

Ejemplo de metas³ derivadas de los objetivos específicos:

1.1.1. Impartir cinco cursos-talleres (con duración de 4 horas cada uno y con una periodicidad mensual) dirigidos a “taladores hormiga”, pajareros, productores de carbón de encino, extractores de tierra y de leña, en los cuales participan por lo menos el 50% de ellos.

1.2.1. Producir un video educativo, del cual 200 copias serán distribuidas entre las familias que aprovechan el bosque, y será empleado del cuarto al sexto grado de educación primaria y en la secundaria de la comunidad de “San Miguel”.

6. *Diseño del programa general y de las unidades de educación ambiental.*

El programa general consiste en plantear cuáles son las acciones centrales de educación y de comunicación ambientales que deben realizarse para cumplir con el objetivo general y más específicamente con las metas. Implica precisar el tipo de evento de capacitación, los sujetos a ser atendidos, los temas a desarrollarse y las fechas tentativas para realizar las acciones citadas. Un ejemplo, retomando los anteriores, es el que se muestra en el cuadro 2.

Una vez que se tiene el programa general, con todas las acciones de educación y de comunicación, se procede a elaborar el programa detallado de cada una de ellas (lo que se conoce como diseño de la unidad educativa). A continuación se ejemplifica, siguiendo el mismo contenido de los ejemplos anteriores, un esquema que puede utilizarse (véase cuadro 3).

Actividad educativa: Primer curso-taller en el que se aborda el tema: La importancia ecológica y cultural del bosque y sus contribuciones a la generación de ingresos para la población comunitaria de “San Miguel”.

Objetivo general de aprendizaje: Reflexionar sobre los aportes que el área boscosa de “San Miguel” le brinda a la población local y acentuar la valoración ecológica, social y económica hacia el citado ecosistema.

CUADRO 2. DISEÑO DE UN PROGRAMA HIPOTÉTICO PARA EDUCACIÓN AMBIENTAL

EVENTOS	SUJETOS SOCIALES DE ATENCIÓN	TEMAS EDUCATIVOS	FECHAS TENTATIVAS
Primer curso-taller	“Taladores hormiga”, pajareros, productores de carbón de encino, extractores de tierra y de leña	La importancia ecológica y cultural del bosque y sus contribuciones a la generación de ingresos para la población comunitaria	6 de abril
Segundo curso-taller	Ídem	Análisis histórico de la explotación del bosque en la comunidad de “San Miguel”	8 de mayo
Tercer curso-taller	Ídem	La afectación del bosque en los últimos 10 años en “San Miguel”	7 de junio
Cuarto curso-taller	Ídem	Las alternativas políticas, legales y de gestión ambiental para proteger el bosque	8 de julio
Quinto curso-taller	Ídem	Las alternativas económicas, productivas y organizativas para proteger al bosque	10 de agosto

7. *Sistematización y evaluación.* En este penúltimo apartado se plantea cómo se puede realizar la sistematización del proyecto educativo o comunicativo, definiendo de manera preliminar cuál será el objeto central del registro ordenado de la práctica del mismo. Es posible sistematizar el desarrollo de las acciones que se realizaron, la percepción sobre el contexto en el que se llevó a cabo el proyecto, el empleo de los recursos humanos y financieros, los avances y los resultados alcanzados. Cualquiera de dichos objetos de la sistematización exigen el uso de instrumentos de registro que permitan ir recogiendo, de manera ordenada, el devenir de las acciones educativas o comunicativas. Constituye, de hecho, el seguimiento formal de la evolución del proyecto, el cual permite fundamentar su adaptación progresiva y su evaluación, en distintas etapas y al final de la iniciativa.

Para el caso de la evaluación, se plantea, también de manera preliminar, qué aspecto u objeto

se va a abordar, pues entre las opciones está la de evaluar el contexto institucional, las cuestiones administrativas, la dirección y el planteamiento estratégico, la eficiencia y eficacia, el impacto, la operación general del proyecto, y la enseñanza-aprendizaje. Como es muy difícil evaluar todos estos aspectos, se recomienda desde el principio definir cuál o cuáles serán abordados de manera prioritaria. La definición de los criterios e indicadores que se usarán en los aspectos seleccionados para hacer la evaluación debe estar presente en el cuerpo del proyecto.

Por último, es necesario explicitar los procedimientos, los instrumentos, las responsabilidades, los tiempos y los resultados, tanto de la sistematización como de la evaluación.

8. *Presupuesto.* Este apartado final, indispensable en toda propuesta, implica señalar cuánto cuesta la operación del proyecto, tanto en recursos materiales como humanos.

CUADRO 3. DISEÑO OPERATIVO HIPOTÉTICO DE UNA UNIDAD EDUCATIVA

TEMA	OBJETIVO DE APRENDIZAJE	PROCEDIMIENTO	MATERIALES	TIEMPO	RESPONSABLE
Presentación del taller		El o los instructores explican en reunión plenaria el programa, los objetivos y la duración del evento y abren a comentarios.	Un rotafolio con el programa, el cual se pega a una pared	15 minutos	Instructor del curso-taller
Percepciones diferenciadas sobre la importancia del área boscosa	Hacer ver a los participantes que no toda la sociedad percibe y valora de la misma manera a un área boscosa.	Se desarrolla la dinámica “ética por la vida” y cuando los grupos hayan concluido su trabajo se hace la socialización y análisis colectivo en plenaria. El instructor debe propiciar una reflexión colectiva sobre los beneficios materiales y no materiales que aporta el bosque.	Un juego de tarjetas, plumones, hojas rotafolio, masking tape.	60 minutos	Instructor del curso - taller
La importancia del área boscosa de “San Miguel” desde la perspectiva científica	Introducir a los participantes en los argumentos técnico-científicos sobre la importancia de la citada área.	Proyección del video sobre el bosque de “San Miguel” y análisis en plenaria de su contenido.	Videocasetera, cañón de proyección y copia del video	45 minutos	Instructor del curso-taller
		Exposición de uno de los expertos sobre el bosque y comentarios sobre el contenido de la misma por parte de los participantes.	Pizarrón y láminas didácticas	60 minutos	Experto invitado de la SEMARNAT
Los usos comunitarios del bosque	Identificar, desde la perspectiva de sus usuarios, cuáles son los distintos tipos de aprovechamiento que “San Miguel” hace de su área boscosa, y a partir de ello valorar los aportes que ofrece ésta	Divididos en grupos, los participantes hacen una lista sobre los usos del bosque tratando de cuantificar a las personas y familias beneficiadas de cada uno de los usos.	Hojas rotafolio y plumones	20 minutos	Instructor del curso- taller
		El instructor conduce una reflexión colectiva que permite hacer un balance sobre los aportes económicos, sociales, culturales que el bosque ofrece en particular a la gente de “San Miguel”.		20 minutos	
Conclusiones del curso taller	Consolidar los conceptos fundamentales abordados en el evento	El instructor presenta solo algunas de las ideas centrales, pero genera la participación de los asistentes para que ellos planteen qué fue lo que consideraron más importante. Las ideas se quedan plasmadas en un rotafolio para ser retomadas en el siguiente curso-taller	Hojas rotafolio, plumones	20 minutos	

Difícilmente existen procesos educativos, cualquiera que sea el tipo de contenidos que aborden, que no empleen materiales de apoyo; también existe la preocupación -con frecuencia intermitente- de los medios de comunicación por abordar temas ligados a la conservación ecológica. Pero no resulta infrecuente que la elaboración y el empleo de los mismos sea inadecuado. Biólogos, por un lado, que elaboran materiales educativos con excelente contenido, pero cuyo tratamiento formal los hace densos, incomprensibles y con un diseño gráfico de baja calidad; y comunicólogos, por otro lado, que producen dichos materiales con un buen atractivo formal, pero insulsos o llenos de equívocos en su contenido, son dos extremos que con regularidad se tocan. El trabajo multidisciplinario en este campo resulta imprescindible.

A continuación se señalan algunas consideraciones que conviene tomar en cuenta con respecto a los medios y materiales educativos (Reyes 1990):

- Se trata, en términos generales, de apoyos para acompañar los procesos de formación y no de los ejes centrales. Es decir, un video, una dinámica o técnica educativa, un folleto, o una salida de campo, son herramientas valiosas para reforzar la enseñanza-aprendizaje, pero por sí mismos es muy difícil que se conviertan en la columna vertebral, o el sustituto del educador, dentro de un programa formativo.
- El principal aporte de los medios y materiales educativos no es el de incorporar amabilidad a las actividades de formación, sino contribuir a introducir, profundizar o sintetizar un tema. Por lo tanto, más importante que usar una técnica educativa o un video divertido es que éstos colaboren a darle coherencia a los contenidos, a reforzar el mensaje central y a impulsar la participación.
- Una tentación frecuente al elaborar o seleccionar medios y materiales educativos es optar

por mensajes que muestran con especial dramatismo la grave crisis ecológica por la que atraviesa determinada región o el planeta entero. Sin embargo, no es por la vía del miedo o de la generación de angustia que se logra un compromiso con la acción. Sin evadir el señalamiento de los problemas, un material educativo resulta más adecuado si deja ver con claridad cuáles son las vías de solución a determinada preocupación ecológica.

- La selección de los medios y materiales educativos debe considerar tanto el perfil y el nivel de los destinatarios como el interés y las necesidades que les plantea la realidad a éstos. Usar folletos cargados de texto con analfabetas funcionales, videos o material impreso que contienen diagramas complejos dirigiéndolos a personas de baja escolaridad, no son ejemplos infrecuentes de este tipo de errores.

AGRADECIMIENTOS

A los editores y a los revisores externos, cuyos comentarios aportaron mayores elementos para afinar esta contribución.

NOTAS

- 1 Cabe advertir que también es posible encontrar referencias que definen ambos elementos al contrario: meta (retomando el vocablo en inglés *goal*) se entiende como el propósito general o final; y, por su parte, al objetivo (*objective*), se le identifica como un elemento cuantificable de la planificación, y por lo tanto medible, cuyo cumplimiento conduce a alcanzar el fin último del proyecto o la meta. Sin descalificar esta propuesta, en el presente documento se ha optado por la manera en que predominantemente se han usado los citados elementos dentro del campo de la educación y de la comunicación latinoamericana.
- 2 Estos dos objetivos no agotan las posibilidades que pueden formularse para alcanzar el objetivo general del ejemplo, es decir, sólo son dos de varios posibles.

- 3 Tampoco los dos ejemplos de metas incluidos agotan las posibilidades que se pueden derivar de los objetivos específicos, en otras palabras de cada objetivo específico mencionado en el ejemplo también podrían incluirse otras metas adicionales.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, S. 1999. Centros de Investigación e investigación participativa. Temas de discusión e implicaciones para un caso en México. En: *Mediación para la sustentabilidad. Construyendo políticas desde las bases* (Blauert, J. y S. Zadek coord.) Universidad de Sussex/CIESAS/Consejo Británico/Plaza y Valdés. México.
- Anta Fonseca, S. et. al. 1999 Estrategias para la conservación de áreas naturales protegidas en el estado de Oaxaca. *Gaceta Ecológica* 50:24-33.
- Bautista, G. 2000. Retos que enfrentará la Educación Ambiental en las áreas naturales protegidas en el próximo milenio. Pp. 432-441 en *Memoria. Foro Nacional de Educación Ambiental*. SEMARNAT/SEP/UAA. Aguascalientes.
- Blauert, J. y S. Zadek (coord.) 1999 *Mediación para la sustentabilidad. Construyendo políticas desde las bases*. CIESAS, Consejo Británico, Universidad de Sussex, Valdés Editores. México.
- Castillo, A. 2000. Ciencia y sustentabilidad: retos de fin de siglo y un papel para la educación ambiental. Pp. 32-42 en *Memoria. Foro Nacional de Educación Ambiental*. SEMARNAT/SEP/UAA. Aguascalientes.
- Castillo, A., S. García-Ruvalcaba y L. Martínez, 2002. Environmental education as facilitator of the use of ecological information: a case study in Mexico, *Environmental Education Research*. 8(4).
- Crespo, P. 1999 Formación para una gestión concertada: la experiencia CAMAREN en Ecuador. En: *Tópicos en educación ambiental* 3(1).
- De Zutter, P. 1980. *¿Cómo comunicarse con los campesinos? Educación, capacitación y desarrollo rural*. Editorial Horizonte. Lima.
- Díaz Bordenave, J. y H. Martins. 1978. *Planificación y comunicación*. CIESPAL/Editorial Don Bosco. Quito.
- Díaz Bordenave, J. 1987 *¿Qué es comunicación rural? Necesidad y reto en América Latina*. Carrasquilla Editores. México.
- DIF. 2001. *Diseño de modelos a partir de las necesidades o problemas detectados*. Mecanoescrito.
- Esteva, J. 2003. Trayectoria y principios centrales de la educación ambiental. En: *Estrategia de Educación, Comunicación e Información Ambientales de Michoacán*. Consejo Estatal de Ecología de Michoacán. Morelia.
- Esteva, J. y J. Reyes. 2000. Educación popular ambiental: hacia una pedagogía de la apropiación del ambiente. Pp. 216-252 en: Leff, Enrique (coordinador). *La complejidad ambiental*. Siglo XXI/UNAM/PNUMA. México.
- Esteva, J. y J. Reyes. 1997. *Manual del promotor y educador ambiental*. SEMARNAP, PNUMA. México.
- Freire, Paulo. 1981 *¿Extensión o comunicación? La concientización en el medio rural*. Siglo XXI. México.
- GEA. 1992. *Tratado de Educación Ambiental. Desde Río hacia las sociedades sustentables y de responsabilidad global*. GEA, Fundación Frederick Ebert. México.
- Gudynas, E. y G. Evia. 1991. *La praxis por la vida, Introducción a las metodologías de la ecología social*. CIPFE, CLAES y NORDAN. Montevideo.
- Lynch, O. 2002. *Whose Natural Resources?, Whose common good?. Conservation and Communities in Indonesia*, Center for International Environmental Law, Washington, D. C.
- Morin, E. y A. B. Kern. 1999. *Tierra Patria*. Ediciones Nueva Visión. Buenos Aires.
- Pérez Peña, O. 1994. Hacia una educación ambiental participativa y autogestionaria. Tesis de maestría en Ciencias. Instituto Politécnico Nacional. México.
- Reyes, J. y E. Mayo. 1998. *Estrategia preliminar de educación ambiental para la cuenca de Pátzcuaro*. CESE/FMCN. Pátzcuaro, Michoacán, México.
- Reyes, J. 1990. *Guía metodológica para la elaboración de materiales de lectura*. UNESCO. Santiago de Chile.
- Solano, D. 2001. Comunicación y generación de conciencia ambiental. Pp. 52-57 en: *Tópicos en educación ambiental* 7(3).
- Sosa, N. 2001. A vueltas con la sustentabilidad, esta vez desde la ética. Pp. 53-72 en: *Sistema* 162-163.
- Tréllez, E. y C. Quiroz. 1995. *Formación ambiental participativa*. CALEIDOS/OEA, Lima.

FINANCIAMIENTO DE PROGRAMAS PARA CONSERVACIÓN DE ECOSISTEMAS TEMPLADOS DE MONTAÑA

Jorge Rickards Guevara y Celia Piguerón Wirz

Damas No. 49, San José Insurgentes, México 03900, D. F.
Correo-e: fmjorick@mail.fmcn.org y cpigueron@solar.sar.net

México es uno de los 12 países más diversos en especies de plantas y animales del mundo. La ubicación de México entre dos regiones continentales, su topografía y la presencia de grandes superficies costeras, han favorecido la existencia de prácticamente todos los climas del mundo con excepción de la tundra ártica. Esta diversidad climática ha generado el desarrollo de infinidad de comunidades vegetales que, a su vez, albergan fauna y micota diversas y únicas. Por ejemplo, México es el país más rico en especies de reptiles, el primero en diversidad de pinos y encinos, el segundo en mamíferos y el cuarto en anfibios. Su diversidad topográfica y ambiental ha sido visualizada en 52 ecorregiones, es decir, grandes áreas con características específicas y comunidades diferentes. La diversidad de México nos beneficia con el aporte de una serie de servicios ambientales, como la generación de suelos fértiles para el cultivo y la existencia de grandes zonas de captación y purificación de agua. Por ejemplo, los bosques mesófilos de montaña (bosques de niebla), que encontramos a lo largo de la vertiente del Golfo de México, captan y escurren cantidades importantes de agua proveniente de la humedad del ambiente.

Otros servicios ambientales vitales son la generación de oxígeno a partir de la fotosíntesis, la polinización de plantas útiles e importantes desde la perspectiva comercial, los valores paisajísticos, la recreación y la diversidad de culturas.

Los bosques y, en general, los ecosistemas templados, son un ejemplo primordial de la importancia biológica de México. Los bosques de coníferas

mexicanos son los más diversos del mundo en especies de pinos; se han descrito 55 especies, de las cuales el 85% son endémicas al país. Asimismo, los bosques de encino tienen 138 especies registradas, de las cuales el 70% son endémicas. Estos ecosistemas representan una cobertura equivalente al 15.47% del territorio nacional y se encuentran distribuidos a lo largo de las serranías más importantes del país, como lo son la Sierra Madre Oriental y la Occidental, el Eje Neovolcánico Transversal, la Sierra Madre del Sur, la Sierra Norte de Oaxaca, la Sierra Madre de Chiapas y las sierras de Baja California (Varela 1999).

Sin embargo, México ha tomado parte en el modelo de desarrollo no sustentable, que se ha implementado al margen de la capacidad de carga de los ecosistemas. La situación ambiental de nuestro país es alarmante. Cada año se destruyen de 400 a 600, 000 ha de bosque. El efecto es que cerca de 80% del territorio presenta algún grado de erosión y el restante 20% está severamente erosionado (Challenger 1998). Esto afecta la capacidad de los ecosistemas para funcionar integralmente y, por lo tanto, los servicios que necesitamos se ven seriamente afectados. Una amenaza general, que pesa sobre los bosques y que resulta especialmente riesgosa para los templados, es la presencia de los incendios forestales, ejemplificada con la catástrofe ocurrida en 1998, en la que se quemaron alrededor de 240, 000 ha. Muchos de estos incendios sucedieron en áreas de bosques y selvas inaccesibles y de alto valor biológico.

Entre los factores principales que nos han llevado a esta situación de deterioro ambiental están la tala ilegal y clandestina, el cambio en el uso del suelo, las plagas y enfermedades forestales (algunas de ellas posiblemente inducidas por mal manejo), el libre pastoreo del ganado caprino y vacuno, la agricultura extensiva, los monocultivos con uso liberal de fertilizantes químicos y el tráfico de especies silvestres. En 1995, este último consistió en 780 millones de ejemplares traficados ilegalmente (Semarnap 1996). Otros factores son el crecimiento urbano, el desarrollo turístico masivo y el incremento de la población que avanza sobre los espacios naturales.

Según el Atlas Forestal de México (Varela 1999), la vegetación del ecosistema templado-frío representa el pilar de la industria forestal nacional, ya que más del 60% de las especies de pino tienen importancia comercial, y 80% de los productos forestales se obtienen de bosques de pino encino. Por su diversidad y cobertura, las especies más importantes son pinos y encinos, de las cuales se obtiene el 80% y el 5% respectivamente, de la producción nacional maderable.

Los bosques templados son también muy importantes para la vida de las comunidades rurales de México. Los productos maderables y no maderables que proveen estos ecosistemas son la columna vertebral de la economía rural de montaña en México. Algunos ejemplos son la tala de árboles y venta de madera para industrias locales o regionales, la venta de hongos, musgo, orquídeas, tierra de hoja y demás productos. La dendroenergía, representada por el uso de leña y carbón como fuentes domésticas de calor y luz, tiene especial relevancia, ya que dependen de ella alrededor de 25.6 millones de mexicanos (Varela 1999).

El impacto del deterioro ambiental afecta elementos vitales para nuestro desarrollo. Al deforestar se reduce el potencial captador de agua lo cual, como se dijo antes, se traduce en insuficiencia de abasto y carencia de este recurso esencial.

Las áreas naturales son, también, fuentes de alimento y medicina que continúan perdiéndose diariamente. El conocimiento tradicional sobre diversas especies de plantas y animales con propiedades

curativas es de valor incalculable y está directamente relacionado con la biodiversidad, y con la variabilidad genética de las poblaciones encontradas en México. Es tal su importancia económica, que los acontecimientos de hoy en día ya nos han obligado a integrar conceptos como bioseguridad y biopiratería, y a actuar para proteger nuestra diversidad contra intereses internacionales desleales.

En materia de seguridad nacional, el deterioro y fragmentación de las áreas naturales provoca la migración de personas con una historia previa de arraigo en el campo y trae como consecuencia el abandono de las tierras antes apreciadas y aptas para el cultivo (y potencialmente ricas), todo lo cual las hace susceptibles a invasiones, degradación, erosión y mal uso.

Por otro lado, la pérdida de la autosuficiencia alimentaria provoca el aumento de la población marginada, la cual es desplazada hacia las ciudades o al extranjero en busca de algunas alternativas de sobrevivencia, generalmente precarias. A manera de ejemplo de la fuerte relación entre el hombre y la naturaleza, aún en la actualidad, en muchas comunidades rurales de México un porcentaje significativo de la carne roja que se consume proviene de la cacería de subsistencia. La pérdida de biodiversidad elimina esta posibilidad de consumo local y, en la práctica, deja a las comunidades sin recursos. Casi sobra decir que nuestra cultura y nuestra calidad de vida dependen del entorno en el que nos desarrollamos. Por ello, en buena medida, la riqueza biológica está ligada a la riqueza cultural.

Ante la enorme diversidad biológica y cultural de México y considerando los retos para conservarlos, queda claro que es necesario realizar muchas acciones encaminadas a un desarrollo sostenible y socialmente más justo. Esto requiere de fuentes de financiamiento sostenido, que den continuidad al trabajo de la sociedad civil y de los gobiernos, y que aumenten de acuerdo con la magnitud de los retos. El presente artículo pretende transmitir algunas ideas, relacionadas con el proceso de procuración y aplicación exitosa de fondos para la conservación de los ecosistemas templados de montaña.

I. PROBLEMÁTICA GENERAL DEL FINANCIAMIENTO DE PROGRAMAS DE CONSERVACIÓN EN MÉXICO

En México y en el resto del mundo, el flujo y la aplicación eficaz del financiamiento están limitados por diversos factores, algunos de los cuales se describen a continuación.

1. INSUFICIENCIA DE FONDOS INVERTIDOS

En México, el financiamiento de las actividades de conservación ha pasado por tres momentos, ligados a su vez con enfoques particulares:

- Financiamiento proveniente del extranjero, inducido por fundaciones, agencias y organizaciones conservacionistas internacionales.
- Inversión nacional e internacional a través de grupos diversos (condición determinada por la Cumbre de Río en 1992) y establecimiento de fondos ambientales nacionales.
- Reducción de la inversión internacional y nacional (marcada por la crisis financiera y política, tanto internacionales como nacionales del año 2000).

La Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (U.S.AID), señala que existen estudios que indican que el financiamiento destinado a la conservación es inadecuado a nivel mundial, a pesar de un incremento optimista a principios de la década de los noventa (Castro 2000).

2. BAJA CAPACIDAD PARA APLICAR LOS RECURSOS CAPTADOS / ADMINISTRADOS EN PROYECTOS EFICACES

El problema del financiamiento para la conservación no es únicamente la insuficiencia de los recursos invertidos. La inyección de fondos está directamente relacionada con la capacidad de absorción de los diferentes países y regiones del planeta. Es imprescindible considerar que, aun cuando los recursos son suficientes, los resulta-

dos y su efecto en la conservación pueden ser nulos, y hasta adversos, si se carece de la capacidad para diseñar y ejecutar proyectos eficaces.

La elección sobre la aplicación de financiamiento a través de pequeñas dosis en forma constante (asimilable a un "riego por goteo") o liberando grandes cantidades de fondos unas cuantas veces (tipo "cascada"), es un dilema persistente que enfrentan las agencias y fundaciones que proveen recursos para la conservación. A lo largo de los últimos 20 años, aproximadamente, se han aplicado ambos enfoques con distintos resultados. Sin embargo, las experiencias señalan que resulta más conveniente un flujo dosificado y asiduo de los recursos durante el tiempo necesario, hasta que se construya la capacidad suficiente para aplicar montos mayores.

3. CARENCIA DE MECANISMOS DE FINANCIAMIENTO SOSTENIDO Y CON VISIÓN A LARGO PLAZO

La ausencia de tales mecanismos es producto de diversos factores, relacionados incluso con los aspectos abordados en los incisos anteriores y que puede atribuirse a los siguientes elementos:

- Los enfoques y los objetivos particulares de las fuentes de financiamiento.
- La tendencia a preferir resultados en el corto plazo.
- La falta de resultados visibles, que generen confianza para invertir a largo plazo.
- La dificultad de mantener el valor de los capitales y asegurar altas tasas de interés ante los mercados financieros cambiantes.

4. AUSENCIA DE NEGOCIOS "VERDES"

El modelo de desarrollo actual, se basa en procesos extractivos, que no atienden a la necesidad y capacidad de regeneración de los ecosistemas, o en la explotación de los recursos no renovables, como el petróleo, que recibe la mayor inversión en el mundo. Al evidenciarse los impactos negativos que este modelo genera en el entorno, varios países han reaccionado generando acuerdos

internacionales como la Cumbre de la Tierra (Río de Janeiro en 1992) y el protocolo de Kyoto. Estos convenios han sido el marco de referencia para incorporar y dar relevancia al tema ambiental en las agendas políticas de los países participantes y, deseablemente, al financiamiento que se les destina. Desafortunadamente, en México es aún muy bajo el nivel de financiamiento que se otorga a los aspectos relacionados con el ambiente. Por ejemplo, cabe destacar que es necesario invertir en desechar las prácticas y tecnologías contaminantes y transformarlas en tecnologías más limpias, así como generar nuevos modelos empresariales basados en criterios de justicia social y ambiental. Aunque este cambio se antoja prácticamente imposible, existen grupos como el Consejo Empresarial para el Desarrollo Sustentable, que han asumido su responsabilidad social y adoptado el término de ecoeficiencia. El cual articula la racionalidad empresarial de producir más con menos, fundamentalmente como estrategia de costos, pero con impresionantes consecuencias ambientales (Vicente y Clariond 1998). También ellos han señalado que las empresas latinoamericanas que se han comprometido con el desarrollo sostenible, son muestra de cómo la creatividad e innovación les ha permitido enfrentar mejor su responsabilidad ambiental, al tiempo que consiguen la excelencia empresarial que persiguen.

5. FALTA DE INCORPORACIÓN DEL VALOR DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES EN LOS PROCESOS ECONÓMICOS

Los ecosistemas proveen a los humanos de una serie de servicios ambientales que son la base de la vida del planeta. Algunos de estos son la generación de agua, la liberación de oxígeno, la captura de carbono, fertilidad del suelo y la biodiversidad.

Cada uno de los servicios ambientales debe ser traducido en un valor económico concreto, con el fin de incorporarlo en los procesos de análisis y planeación del desarrollo económico. Este hecho, se traduce en que una empresa que usa agua en sus procesos de producción debe asumir, en su cálculo

lo económico, los costos del uso y la generación de agua y, de esta manera, retribuirle este costo a la naturaleza. Por ejemplo, esto puede hacerse mediante la operación de esquemas eficaces de conservación de la vegetación nativa en la cuenca generadora. Una vez establecido un valor económico para los servicios ambientales será posible, por ejemplo, iniciar el diseño de una estrategia de financiamiento basada en los atractivos y servicios que un lugar determinado ofrece.

II. LA PROCURACIÓN DE FONDOS PARA DESTINARLOS A PROGRAMAS DE CONSERVACIÓN

REQUISITOS PARA UN PROCESO EXITOSO

Se ha dicho que "un proceso exitoso de procuración de fondos exige 6 requisitos a cumplir, no importando el tiempo o el esfuerzo que implique, deben ser desarrollados en su totalidad; no hay *fast track* ni versiones abreviadas" (Márquez-Mees 2003).

Mucho de lo escrito sobre los procesos de recaudación de fondos se basa en la experiencia de instituciones e individuos que han dedicado su tiempo completo a este tema. Así, se han identificado ciertos requisitos básicos que debiera cumplir cualquier esfuerzo de recaudación:

- Estar basado en una misión clara y relevante, para lograr el compromiso por parte de los donantes.
- Haber establecido claramente los patrones de crecimiento de la organización. Las organizaciones existentes deben documentar sus éxitos precedentes y los nuevos, y basarse en los éxitos y experiencia previos de los miembros de su actual equipo de trabajo.
- Tener un sólido prestigio entre los donantes potenciales. La organización debe ser ampliamente conocida por los prospectos.
- Tener un cuerpo directivo (director, personal y miembros del consejo, etc.) que estén efectivamente comprometidos, sean competentes y tengan experiencia probada en la procuración de fondos.

- Haber establecido con claridad las necesidades que motivan y fundamentan la campaña de recaudación. Es necesario dejar clara la urgencia de responder directamente a estas necesidades, con el apoyo de los donantes.
- Los resultados de la campaña deben ser mensurables y alcanzarse en un tiempo específico preestablecido.

En general, se recomienda realizar oportunamente un análisis interno de la organización, o departamento organizacional, que desea iniciar un proceso de recaudación. El análisis debe ser objetivo e identificar si existen los requisitos sugeridos. De no ser así, será preferible invertir tiempo y recursos para obtener los elementos faltantes, a fin de consolidar la propia estructura para asegurar mayores posibilidades de éxito de la campaña y evitar deficiencias a medio camino.

Finalmente, hay que considerar que cualquier esfuerzo de recaudación conlleva un costo asociado. Cada paso del proceso requiere de recursos humanos, materiales y financieros. Como parte del análisis interno de la organización, es necesario considerar el presupuesto y la disponibilidad, o ausencia, de recursos para invertir en la campaña.

2. PASOS GENERALES PARA LA PROCURACIÓN DE FONDOS

Existe amplia literatura acerca de los métodos más comunes para desarrollar procesos de recaudación y campañas de capital. Sin embargo, la experiencia señala que no hay sustitutos de la creatividad y la disciplina, a fin de asegurar una recaudación exitosa. Una vez que se tiene una base organizacional que cumpla con los requisitos básicos de la recaudación (sugeridos en el apartado anterior), será clave la aplicación de estos dos elementos. Algunos expertos señalan que "la recaudación de fondos es un ejercicio permanente que se retroalimenta y ajusta de acuerdo con los resultados y experiencias iniciales. No existe una fórmula absoluta, sin embargo, se recomienda utilizar un marco metodológico que facilite y ordene el proceso" (Rosenzweig 2003). En resumen, la

creatividad, la disciplina y la aplicación de un marco metodológico general, forman la combinación necesaria para recaudar fondos. Se recomienda buscar el equilibrio entre la aplicación rigurosa de un marco metodológico y la flexibilidad necesaria para aprovechar oportunidades que se ofrecen en la marcha. "Las oportunidades (situaciones coyunturales) representan 60-80% de la probabilidad de éxito; el resto es trabajo de escritorio y seguimiento personal de las propuestas. Para asegurar el 20-40% restante, se sugiere seguir un marco metodológico general" (Rosenzweig 2003).

Es claro que a lo largo del camino se presentarán oportunidades que podrán traducirse en recaudaciones exitosas. Sin embargo es importante mantener en todo momento el apego al plan básico, lo cual permitirá mantener claro el rumbo y consolidar los objetivos iniciales.

A continuación se presentan los elementos fundamentales de un proceso de recaudación:

- Planteamiento de los objetivos según el plan estratégico de la organización.
Es recomendable que los objetivos de la campaña, además de quedar bien expresados (mensurables, específicos, acotados en el tiempo y reales) sean acordes con la misión institucional y con las metas establecidas para su cumplimiento. Una buena idea, aislada del marco institucional, no podrá sostenerse a lo largo de un proceso de recaudación.
- Tipo de fondos necesarios para el programa.
Una vez identificados los objetivos es posible tener una idea general de las características propias del programa y del tipo de fondos que se requieren para llevarlo a cabo. Existen varios tipos de donaciones, que se describen en una sección posterior de este texto.
La identificación oportuna del tipo de recursos necesarios para desarrollar el programa permite iniciar, de manera más firme, el proceso de búsqueda e identificación de donantes potenciales.
- Elaboración del documento-concepto. La importancia del programa propuesto.

Se requieren materiales que permitan exponer, de manera concisa y breve, la necesidad de desarrollar el programa o proyecto. Esto es posible a través de un documento conceptual bien elaborado, no mayor a 5 cuartillas, el cual debe ser capaz de transmitir a los donantes potenciales la urgencia o la relevancia del proyecto. Este documento se utiliza durante las primeras fases de aproximación a los donantes y demás personas interesadas. Es también útil al interior de la organización, como documento vivo de trabajo al cual el equipo puede hacer modificaciones y mejoras hasta pulir el concepto satisfactoriamente. El documento-concepto se puede complementar con materiales gráficos como folletos, fotografías o una presentación electrónica.

IDENTIFICACIÓN DE PROSPECTOS

Para la identificación de prospectos se puede hacer uso de listas y directorios impresos o electrónicos disponibles, como el Directorio Mexicano de la Conservación, el cual tiene una sección completa de donantes interesados en México. Sin embargo la creatividad y la experiencia son elementos muy importantes en esta fase.

Hay que dirigir los esfuerzos de recaudación a las fuentes que ofrezcan el potencial de realizar las mayores aportaciones. Estas aportaciones mayores son la base para el éxito de todo el proceso de recaudación, porque atraen otras donaciones, funcionan como contrapartida, generan confianza ante otros donantes y permiten iniciar algunas etapas del proyecto (en general, es más fácil recaudar para un proyecto ya iniciado que partir de cero).

Una vez identificado el prospecto, es necesario conocer a detalle sus intereses, programas, tiempos y capacidad de donación. Los siguientes son atributos de potenciales donantes que se recomienda considerar:

- Enfoque temático (coincidencia entre sus intereses y la propuesta).
- Enfoque geográfico (la propuesta debe realizarse dentro del área de interés del donante).

- Atención de los problemas prioritarios (muchos donantes tienen identificadas ciertas prioridades que desean ver atendidas; el proyecto tendrá mayores probabilidades de éxito si se enfoca en éstas).
- Intervalo de montos de apoyo posibles (generalmente existen límites para ciertos tipos de donaciones).
- Contactos indirectos con el donante (considerar qué contactos se tienen con el donante, a través de terceros que pudieran emitir una recomendación favorable respecto al proyecto. Una carta de apoyo de un tercero puede ayudar en el proceso de convencimiento).

ELABORACIÓN DE PROPUESTAS

Una vez identificado el donante potencial, así como la coincidencia de sus intereses y capacidad de donación, el siguiente paso es el armado de la propuesta en extenso. A continuación se enuncian los elementos que componen comúnmente una propuesta.

- Resumen ejecutivo.
- Objetivo amplio (específico, medible, apropiado, realista y acotado en el tiempo).
- Objetivos inmediatos
- Actividades específicas por objetivo.
- Cronograma de actividades o tabla de tiempos.
- Resultados esperados (medibles).
- Método de monitoreo de las actividades.
- Indicadores de resultados (específicos y medibles).
- Método de evaluación.
- Tabla de presupuesto (dividida en meses y en rubros presupuestarios).

Generalmente las características de la propuesta estarán determinadas por los requerimientos del donante. La mayoría de las fundaciones tienen formatos para la elaboración de propuestas, los cuales suelen variar en complejidad, aunque tienden a ser cortos y ejecutivos. Las agencias bilaterales o multilaterales requie-

ren generalmente documentos más extensos, cuya elaboración precisa inversiones de tiempo y recursos considerables.

A pesar de las variaciones entre los formatos requeridos por las distintas fuentes de financiamiento, es recomendable apegarse a un esquema llamado "ciclo del proyecto", el cual contempla varias etapas en la construcción de un proyecto particular, recurriendo a la aplicación de herramientas como el marco lógico (secuencia razonada de etapas y acciones, basada en y cotejable con evidencias tangibles). Es también recomendable que todo el equipo encargado de elaborar propuestas esté capacitado en el uso de las herramientas necesarias.

SEGUIMIENTO Y RETROALIMENTACIÓN

Esta es una etapa muy importante, que se inicia desde el momento en que se envía una propuesta al donante. A continuación se sugieren algunos elementos importantes:

- . Definir quién debe recibir la propuesta, dentro de la organización donadora.
- . Enviar la propuesta, cuidando todos los detalles. Debe asegurarse que la documentación solicitada se envía completa (carta de presentación, estatutos de la organización, registros y todos los demás documentos que sean solicitados).
- . Asegurar la recepción de la propuesta. Es conveniente asegurar que el donante recibió la propuesta completa. Un simple correo electrónico a la persona indicada con copia a individuos clave, solicitando acuse de recibo, puede cumplir esta función.
- . Respetar los tiempos del donante para la revisión de la propuesta y solicitar su retroalimentación. Si los tiempos de revisión de propuestas están definidos, hay que respetarlos. Si no lo están, un par de semanas suele ser tiempo suficiente. Una vez transcurrido un tiempo razonable, se recomienda solicitar retroalimentación al donante, ya sea mediante un correo electrónico o una carta formal.

- . Realizar los ajustes a la propuesta considerando las observaciones recibidas por el potencial donante y enviarla nuevamente.

III. TIPOS DE FONDOS APLICADOS EN PROCESOS DE CONSERVACIÓN

Los fondos no siempre son una cantidad cuyo uso sea susceptible de administración libre. Existen varios tipos de fondos, por lo que la organización solicitante debe tener presente el o los tipos definidos por el potencial donante:

1. FONDOS NO ETIQUETADOS

Se trata de recursos para ser aplicados libremente, pero con apego a la misión de la organización. Son generados mediante campañas públicas, membresías o, incluso, sorteos debidamente autorizados según normas oficiales. Generalmente no representan montos grandes, a menos que se dirijan campañas a sectores financieramente fuertes o se inviertan sumas considerables en el diseño de campañas a través de agencias de publicidad (un asunto que provee ejemplo del caso de cooperación dentro del propio grupo es el Fondo Pro-Cuenca de Valle de Bravo, A. C., que obtiene recursos significativos a través de membresías).

2. FONDOS ETIQUETADOS

Son recursos que se otorgan para cumplir con un fin específico o para ser canalizados a un tema establecido y siguiendo un programa acordado con el donante.

3. FONDOS EXTINGUIBLES

Estos recursos y los intereses que genere su inversión, deben destinarse en su totalidad a la realización del programa o proyecto para el cual fueron recaudados.

4. FONDOS PATRIMONIALES

Son recursos que se otorgan con el fin de crear un capital patrimonial, cuyos intereses serán aplicados en la realización de programas o proyectos acordados previamente. En este caso se busca maximizar la generación de intereses y, en la medida de lo posible, la protección del valor real del patrimonio.

5. FONDOS DE CONTRAPARTE

Sean extinguidos o patrimoniales, estos recursos se otorgan cuando es posible ofrecer otros adicionales o equivalentes a la donación solicitada. El ofrecer recursos de contraparte es una poderosa herramienta de recaudación, pues de resultar exitosa una campaña de captación, ésta permite hasta duplicar o triplicar el donativo solicitado, lo cual es atractivo para la mayoría de las fuentes de recursos. Una de las razones adicionales de ese atractivo, es que la cooperación interinstitucional es un objetivo secundario, deseable para la mayoría de las organizaciones que proveen fondos para programas de conservación de la naturaleza.

IV. MECANISMOS DE FINANCIAMIENTO PARA LA CONSERVACIÓN

Los mecanismos para obtener recursos y destinarlos a los proyectos de conservación son tan amplios como la creatividad de los integrantes de la organización que los requiere. En el ámbito general de la procuración de fondos existen varias técnicas y tipos de procesos que llevan a diferentes resultados. Sin embargo, no todas las estrategias son convenientes en un momento determinado o para un determinado enfoque conservacionista. Discernir, dentro del menú de estrategias posibles, es parte de la habilidad que debe desarrollar el equipo encargado de recaudar fondos. Para hacer una buena selección es necesario comparar los costos del proceso contra los resultados factibles. En el listado siguiente se enuncian diversos mecanismos de generación de re-

ursos, aplicables a los ecosistemas templados de montaña.

- Campañas públicas.
- Campañas de capital.
- Donaciones etiquetadas para proyectos específicos.
- Mercados verdes: ecoturismo, prestación de servicios, concesiones privadas.
- Pago de servicios ambientales (generación de agua, captura de carbono).
- Intercambio de deuda externa.
- Impuestos a industrias relacionadas con turismo.
- Cuotas de entrada (en el caso de áreas naturales protegidas o predios privados).

A continuación, se mencionan algunas estrategias actualmente aplicadas en México junto con la descripción de casos específicos (aunque no necesariamente relacionados con los ecosistemas templados de montaña).

1. CAMPAÑAS ANUALES A TRAVÉS DE DONACIONES DIRECTAS. EL CASO DEL FONDO PARA LA CONSERVACIÓN DEL GOLFO DE CALIFORNIA COMO EJEMPLO

Una campaña anual es un esfuerzo de recaudación dirigido a un público amplio, que previamente se ha identificado como donante potencial. Una campaña debe cumplir dos condiciones básicas, alcanzar adecuadamente al público objetivo y motivar a los prospectos para que se conviertan en donantes.

En 2001 se inició el proceso de diseño y establecimiento del Fondo para la Conservación del Golfo de California, el cual está dirigido a crear mecanismos innovadores para captar recursos que serán canalizados a la protección, restauración y desarrollo sostenible de esta importante región marino-terrestre. Como parte de sus estrategias se acordó realizar una campaña de recaudación anual, en coordinación con una empresa de turismo que está comprometida con la conservación del Golfo.

Tomando en cuenta la experiencia y el interés de la empresa Lindblad Expeditions (la cual en 1998 estableció exitosamente el Fondo para la Conservación de las Islas Galápagos) se diseñó un proceso de recaudación, consistente en la promoción de aportaciones voluntarias de turistas que dicha empresa atrae a la región anualmente. Mediante un proceso de comunicación y sensibilización, diseñado por expertos con reconocimiento internacional, se sensibilizará a los turistas sobre la fragilidad y riqueza del Golfo de California en forma tal que, al término de su recorrido, estén dispuestos a realizar donaciones para apoyar proyectos específicos. Un primer ejercicio piloto, realizado en 1999 a bordo de una de las embarcaciones de Lindblad Expeditions, dio como resultado la recaudación de \$40,000 dólares después de un viaje de 15 días por la región. La empresa opera actualmente dos embarcaciones en el Golfo, por cuatro meses al año. Se estima que mediante este mecanismo se recaudarán anualmente cerca de 100 mil dólares, que serán canalizados a proyectos prioritarios. Como parte de la estrategia, se espera inducir que otras operaciones turísticas realicen ejercicios de recaudación semejantes en beneficio de la zona.

Para el desarrollo de este mecanismo se contó con diversos elementos básicos como la voluntad y convencimiento por parte de la empresa de turismo; recursos financieros para la contratación de expertos en comunicación, educación ambiental, diseño, psicología del turista y la generación de los materiales necesarios para la campaña; continuidad de la presencia del operador turístico en la región; un mecanismo con credibilidad para la recepción de los donativos y su canalización a proyectos en campo; y una cartera de proyectos prioritarios y atractivos para los visitantes.

2. CAMPAÑAS DE CAPITAL. LA EXPERIENCIA DEL FONDO MEXICANO PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA, A.C. EN LA CONSTRUCCIÓN DE UN FONDO PATRIMONIAL PARA LA CONSERVACIÓN

La construcción de un fondo patrimonial requiere de la asignación de recursos financieros suficientes

para generar intereses, que aseguren la viabilidad de la iniciativa a largo plazo y el cumplimiento de su misión conservacionista. Son considerables los montos requeridos para la exitosa consolidación de un fondo patrimonial, pues deben contemplar las variaciones que surgirán año tras año en la generación de intereses derivados de la inversión del patrimonio. Por lo tanto, la tendencia debe consistir en asegurar una tasa de interés promedio a través de los años, que permita mantener el valor real del patrimonio y mantener la canalización de recursos significativos para proyectos en campo.

El Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A. C. (FMCN) tuvo su origen durante la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro en 1992. En este evento, la entonces Presidenta del Fondo Mundial para la Naturaleza (World Wildlife Fund) propuso la creación de un mecanismo nacional autónomo para el financiamiento sostenido de los proyectos de conservación en México. A raíz de este evento se lograron compromisos de aportes de recursos patrimoniales por parte del Gobierno de México y de los Estados Unidos, por 10 y 20 millones de dólares respectivamente.

El FMCN se estableció en 1994 y a la fecha ha canalizado 11 millones de dólares a proyectos prioritarios en todo el país. Adicionalmente, en 1996, el Consejo Nacional de Áreas Naturales Protegidas seleccionó al FMCN para la administración de recursos provenientes del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF), etiquetados para 10 áreas naturales protegidas prioritarias. Con la aportación de los recursos del GEF por 16.4 millones de dólares, se creó el Fondo para las Áreas Naturales Protegidas (FANP) dentro del FMCN. Estos eventos permitieron al FMCN consolidar recaudaciones posteriores de diversas fuentes privadas, gubernamentales, nacionales e internacionales las cuales, junto con un segundo donativo del GEF, han permitido a la institución consolidar un patrimonio de 70 millones de dólares.

Con base en esta experiencia, en el listado siguiente se mencionan algunos factores que se consideran críticos para la construcción de un fondo patrimonial.

- Voluntad política.
- Voluntad de la sociedad civil.
- Apoyo de organizaciones consolidadas en el área de trabajo.
- Recursos financieros para el diseño del modelo y la instrumentación del plan de recaudación.
- Recursos financieros para la contratación de un primer equipo de trabajo capaz de asegurar el éxito de los procesos de recaudación.
- Consolidación de un consejo asesor de alta credibilidad y autoridad moral como aval para el resguardo de los recursos.

3. MERCADOS VERDES: ECOTURISMO EN EL PARQUE EJIDAL SAN NICOLÁS TOTOLAPAN

Los espacios naturales ofrecen diversas oportunidades para la ejecución de proyectos rentables, más allá de las prácticas tradicionales de extracción de madera o productos no maderables. El turismo en la naturaleza, el de tipo sustentable, ha cobrado gran fuerza en México como alternativa productiva para el medio rural. Sin embargo las experiencias existentes demuestran que ese turismo no es la solución a todos los retos que enfrentan las comunidades. A pesar de la dificultad que reviste realizar proyectos exitosos y económicamente viables, existen ya algunos casos que han logrado trascender y que están bien posicionados en nichos de mercado. Uno de estos casos es el Parque Ejidal San Nicolás Totolapan, en los bosques templados vecinos al Distrito Federal.

Desde 1995, un grupo de ejidatarios visionarios identificó la posibilidad de ofrecer a los habitantes del Distrito Federal un espacio en la naturaleza con limpieza, seguridad e información, a través de sus bosques. A partir de 1997, gracias a la dedicación de este primer grupo, se lograron diversos apoyos que fueron canalizados a la capacitación de los futuros prestadores de servicios del ejido, a la realización de diagnósticos biológicos, así como al establecimiento de senderos y rutas de ciclismo y caminata. Una vez concluida la fase de capacitación de los ejidatarios, el diseño del par-

que y la zonificación del área, éste se abrió al público y se fijó una cuota voluntaria por caminante o ciclista. A través de los últimos 5 años, el Parque Ejidal San Nicolás Totolapan se ha posicionado como el destino más importante para ciclismo de montaña a nivel nacional, recibiendo cerca de 300 ciclistas por fin de semana. Durante los primeros años, las cuotas de recuperación se canalizaron al mantenimiento del parque y de las instalaciones, y a los sueldos de los ejidatarios empleados en diversas tareas. Finalmente, el proyecto ha empezado a rendir utilidades al Ejido. Este es un ejemplo exitoso de un proyecto, fruto de la dedicación y voluntad por conservar los bosques de oyamel del Ejido de San Nicolás Totolapan. Cabe señalar que la afluencia y el efecto de la presencia de los visitantes son observadas de cerca, a fin de medir hasta donde puede crecer el proyecto sin significar deterioro de los propios valores que ofrece a dichos visitantes.

PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES

Los ecosistemas templados de montaña, en particular los bosques, generan servicios ambientales consistentes en la producción de agua, la captura de carbono, la generación de suelos fértiles, oxígeno, valor paisajístico, productos maderables y no maderables, entre otros. El reconocimiento del valor de cada uno de estos servicios abre la posibilidad de diseñar proyectos e incentivos para la conservación, más allá de los esquemas tradicionales.

La captura de carbono y la producción de agua son algunos de los servicios más importantes que generan los bosques templados. En el caso del agua, el mejor ejemplo está en los bosques de niebla, que son característicos por su alta capacidad de captarla de la atmósfera y escurrirla, gradualmente, hacia los ríos.

Existen en México tres casos a mencionar que trabajan hacia la conservación de zonas importantes por su capacidad generadora de agua. Estos son la campaña "Por una razón de peso" para la conservación de la Sierra de Zapalinamé en Coahuila, realizada por Profauna, A. C.; el Fidei-

comiso para la Promoción, Preservación y Pago de Servicios Ambientales Forestales de la Zona Montañosa de Coatepec, Veracruz (Fidecoagua) a cargo del Municipio de Coatepec; y el Fondo Forestal Mexicano a cargo de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR).

Es importante señalar que estas tres iniciativas se basan, todas, en el concepto de conservación de áreas con vegetación natural, a través del pago del agua como servicio ambiental. Sin embargo parten de dos plataformas diferentes: en un caso de la sociedad civil y en los otros, de los gobiernos: la de Saltillo es promovida por una organización civil y las otras, una por el ayuntamiento de Coatepec y la otra por una instancia de gobierno federal.

La ciudad de Saltillo depende del agua de pozos y de la que se genera en la Sierra de Zapalinamé, al norte de esa población. La organización Profauna, A. C., institución encargada del manejo de la Sierra, desde hace varios años ha realizado acciones de protección, restauración y uso sustentable de la zona. Ante la necesidad de obtener recursos para la conservación de la sierra y de sus bosques templados, Profauna inició un proceso de recaudación voluntaria en coordinación con las autoridades municipales y con apoyo de fundaciones privadas. Mediante el establecimiento de módulos y con apoyo de materiales gráficos, a partir del 2002 se invitó a la población a donar un peso o más en su recibo de agua, el cual se destinaría a proyectos específicos en la Sierra tales como prevención de incendios, restauración de zonas degradadas, reforestación, educación ambiental de visitantes y vigilancia. Actualmente el proyecto requiere ampliar los módulos abiertos al público, para aumentar el número de donantes al programa hasta asegurar un monto anual que permita apoyar los proyectos en forma significativa.

La región de Coatepec, en Veracruz, es característica por sus bosques de niebla y los cafetales de sombra, que albergan una enorme riqueza biológica y que juegan un importante papel en la captación y el escurrimiento de agua, misma que nutre a diversas poblaciones dentro de la sub-

cuenca de La Antigua y que dependen del agua que surte la microcuenca del río La Marina (Contreras 2003). Por encontrarse en la vertiente costera de la Sierra Madre Oriental, sus bosques captan la humedad proveniente del Golfo de México, que choca con el macizo montañoso del Cofre de Perote.

A iniciativa del Ayuntamiento de Coatepec y con apoyo de la Comisión Nacional Forestal, en 2001 se estableció el Fidecoagua. Con esto se inició el cobro de un peso mensual en cada recibo de agua de los habitantes de Coatepec, con el fin de apoyar proyectos de conservación de la masa boscosa y la restauración de la microcuenca, la cual pierde actualmente hasta 200 toneladas de suelo fértil por hectárea al año (Contreras 2003). Según la información proveída por las autoridades del municipio, se ha desarrollado un detallado diagnóstico de la cuenca, para delimitar las zonas susceptibles de protección y restauración. Asimismo, se cuenta con la delimitación de predios, de principales escurrimientos y con otros tipos de información, la cual permite el establecimiento de líneas de base para la evaluación del impacto de la iniciativa.

A su vez, el Fondo Forestal Mexicano (FFM) es una iniciativa de la Comisión Nacional Forestal la cual, de acuerdo con Bulás (2003) "será el instrumento para promover la conservación, incremento, aprovechamiento sustentable y restauración de los recursos forestales y sus recursos asociados, facilitando el acceso a los servicios financieros en el mercado, impulsando proyectos que contribuyan a la integración y competitividad de la cadena productiva y desarrollando los mecanismos de pago de servicios ambientales." El FFM/Conafor ha asignado valores a ciertos tipos de vegetación de acuerdo con su capacidad generadora de agua. Con base en estos valores y otros criterios, se ofrecerán pagos a los dueños de predios por el mantenimiento de la cobertura vegetal original dentro de cuencas hidrológicas importantes. En la valoración de la Conafor destacan, los de mayor valor, los bosques mesófilos de montaña de alta densidad con \$400 pesos/ha/mes, seguidos por otros bosques con un valor asigna-

do de \$200 pesos/ha/mes (Bulás 2003). El FFM se encuentra en sus fases iniciales de operación y abre una interesante oportunidad para la conservación de bosques templados.

V. Fuentes de financiamiento

Existen diversas fuentes potenciales de financiamiento para la conservación. A continuación presentamos algunas fuentes potenciales de financiamiento para la conservación de ecosistemas templados de montaña.

- Organismos multilaterales (Comisión de Cooperación Ambiental para América del Norte, Fondo para el Medio Ambiente Mundial y agencias como el Banco Mundial, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente o el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo).
- Agencias bilaterales de apoyo internacional (Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional, Agencia Canadiense para el Desarrollo Internacional, Agencia Japonesa de Cooperación Internacional).
- Gobiernos locales.
- Empresas privadas.
- Fundaciones nacionales y extranjeras.
- Individuos.

Cada una de las fuentes probables requiere de un proceso de aproximación diferente y propio, que en la mayoría de los casos es determinado por la fuente misma y por elementos circunstanciales. En el caso de agencias multilaterales como el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF), la presentación de proyectos debe hacerse en colaboración con el gobierno o la misma agencia multilateral (McCool 2002). Algunas agencias bilaterales de apoyo y desarrollo internacional aceptan proyectos de organizaciones civiles, además de proyectos gubernamentales. Los mecanismos de apoyo generalmente operan mediante licitaciones o convocatorias públicas, dirigidas a temas y actores específicos. En las fundaciones privadas, general-

mente se amplía la gama de mecanismos de aproximación y apoyo. Algunas fundaciones aceptan proyectos todo el año mientras que otras lo hacen con base en convocatorias específicas en tiempos limitados. Es necesario conocer con detalle los mecanismos de apoyo y temas de interés de aquellas fundaciones de las que se pretende obtener una donación. En este sentido, existen directorios de fundaciones tales como The Foundation's Center o el Directorio Mexicano de la Conservación, que proveen información básica y útil para una primera aproximación.

Algunas empresas, aún no las suficientes, también se interesan por apoyar proyectos de conservación en ecosistemas templados, como parte de su responsabilidad social corporativa. Existen experiencias, en México y muchos otros países, de colaboración gubernamental y privada para conservar ciertas áreas. Muchos de estos casos los encontramos en áreas naturales protegidas, puesto que éstas ofrecen un contexto jurídico apropiado para el desarrollo de empresas comunitarias. Según McCool (2002), existen funciones específicas que los gobiernos y las empresas pueden jugar, a favor de la conservación de un área con valor por su biodiversidad y de la generación de recursos financieros. Sin embargo, dado el régimen de tenencia de la tierra en México, principalmente en forma de ejidos o tierras comunales, y dado que muchas áreas naturales protegidas existentes provienen de decretos que no incluyeron a las comunidades locales en su diseño y manejo, dichas opciones de financiamiento se complican. Es indispensable activar, con opciones compatibles, la economía rural dentro de los espacios naturales, a fin de que las reservas y otros tipos de áreas protegidas se conviertan en fuentes generadoras de empleo e ingreso para las comunidades locales, en lugar de espacios donde prevalezca un ambiente opresivo para la población humana y aun para actividades en principio compatibles con la conservación.

VI. LA RELACIÓN CON LOS DONANTES Y AGENCIAS QUE FINANCIAN PROYECTOS

1. LA TRANSFORMACIÓN DE PROSPECTOS EN DONANTES

Una vez identificado un prospecto, es necesario cultivarlo hasta convertirlo en un donante real. Este es un proceso indispensable, en el cual se advierte la importancia de las relaciones personales en los procesos de procuración de fondos. Hay que establecer contacto personal con los donantes potenciales, identificar quién es la persona (o personas) clave y convencerla (s) de la importancia del proyecto. Hay que recordar que "la gente le dona a la gente". No basta con una relación impersonal, fría y distante, solamente basada en una propuesta formal.

El proceso de "cultivo" del prospecto debe ser continuo. De hecho, no tiene un término establecido. El propósito es incorporar nuestros objetivos en los del donante mismo y lograr que nuestras prioridades se compartan lo más posible. El contacto cotidiano en la búsqueda de soluciones, ante un problema compartido, lleva a que el prospecto se sienta motivado para hacer su parte en la resolución del problema, es decir, a donar fondos para un buen proyecto.

Es necesario demostrar, y convencer al prospecto, de que en nosotros encuentra la mejor forma de contribuir a generar el cambio positivo para el cual cuenta con recursos dentro de su organización o bolsillo. Una vez que logramos convencerlo, hay que mantener su interés mediante la presentación de resultados claros y medibles y a través de la presentación de nuevos proyectos, que le permitan continuar recibiendo buenas opciones para canalizar los recursos y cumplir con la misión propia. Estando de acuerdo con Márquez-Mees (2003) en su apreciación, a continuación se enuncian cinco recomendaciones en este sentido:

- Cumplir con los requisitos establecidos para el éxito de campañas de procuración de fondos.

- Conocer los valores, talentos, fortalezas, capacidades, y hasta las debilidades del prospecto.
- Persuadir al prospecto, mediante la evidencia disponible, de apoyar las actividades de la organización que sean compatibles con sus intereses.
- Involucrar a los prospectos, desde la propuesta misma, en alguna tarea importante de la organización.
- Continuar el proceso de comunicación, informando a los prospectos de nuevas actividades, logros y problemas.

2. EL PROCESO DE INFORMAR Y MANTENER UNA RELACIÓN PRODUCTIVA

LA RELACIÓN CON EL DONANTE

- Asegurar una relación productiva con los donantes es indispensable para mantener abiertas las puertas de la recaudación. A continuación se sugieren algunas acciones concretas en este sentido:
- Asegurar el envío oportuno de los informes establecidos al inicio del acuerdo de donación. Los informes técnicos y financieros son la herramienta que el donante requiere, para conocer periódicamente el resultado de su inversión en el proyecto. No contar con informes claros y puntuales, pone al donante en una posición vulnerable ante su público y su consejo, lo cual generará en él animadversión hacia nosotros y hacia el proyecto. Este simple hecho puede hacer la diferencia entre obtener o no futuras donaciones.
- Responder clara y oportunamente a cualquier duda o solicitud de información por parte del donante. Mostrar interés en responder a sus preguntas volviéndolas nuestras.
- Estar abierto a evaluaciones de parte del donante. Las evaluaciones generalmente se realizan con un sentido constructivo, para sistematizar las lecciones aprendidas. Abrir la información y ser receptivos y auto-críticos, abre nuevas oportunidades de recaudación.

La sinceridad es la base de cualquier relación, incluyendo la de donante-receptor.

Mantener abierto el canal de comunicación. Una vez terminado el proyecto, hay que mantener informado al donante acerca del proyecto que apoyó o del programa en general. Hay que transmitir el resultado de nuevas evaluaciones, necesidades, oportunidades o recursos recaudados. Es muy satisfactorio para un donante saber que su aportación sirvió para que se detonaran nuevas aportaciones de otras fuentes para el proyecto. Esto lo mantendrá motivado y lo convertirá en nuestro aliado ante otras fuentes de recursos.

COMUNICACIÓN A OTRAS AUDIENCIAS

Alrededor de un proyecto existen generalmente varias audiencias interesadas en su desarrollo y resultados. Estas pueden ser internas (consejo directivo, comités, colegas) o externas (donantes, gobiernos, organizaciones similares, entre otros). Es importante mantener a estas audiencias informadas, a fin de asegurar una buena imagen de la organización y de lograr apoyo directo o indirecto ante futuras fuentes de recursos. Las recomendaciones entre personas de diversos ámbitos con respecto a un proyecto ayudan a mantener nuestro posicionamiento en las mentes de los prospectos. La suma de buenos proyectos y de resultados tangibles que son comunicados adecuadamente, va posicionando a la organización en un alto nivel competitivo.

La comunicación puede realizarse en infinidad de maneras, según el tipo de público. Para el público interno (consejo directivo, comités, colegas de la institución) se acostumbra efectuar reuniones periódicas previamente acordadas y programadas, mantener un boletín interno electrónico o impreso, hacer presentaciones formales específicas y hasta pláticas informales.

Para el público externo (donantes, gobiernos y otras organizaciones, entre otros) es recomendable apoyarse en folletos profesionalmente diseñados y elaborados, en notas informativas periódicas y en presentaciones previamente concertadas.

Como se expresó al inicio, se han explicado algunas bases generales del proceso de recaudación de recursos para programas de conservación, pero para su aplicación se requiere necesariamente la ponderación caso por caso. La creatividad y la imaginación podrán hacer que estas sugerencias se transformen en financiamiento efectivo, para programas de conservación de ecosistemas templados de montaña en México.

AGRADECIMIENTOS

Los autores hacen patente su agradecimiento al equipo de revisores del cuerpo editorial.

BIBLIOGRAFÍA

- Bulás, J. M. 2003. *Financiamiento de Mercados de Servicios Ambientales en México*. SEMARNAT-CONAFOR. Seminario Internacional sobre Servicios Ambientales, Veracruz.
- Castro, G. et al. 2000. *¿Dónde se invierte en biodiversidad?* Biodiversity Support Program, World Wildlife Fund. Washington, D. C.
- Contreras, I. 2003. Fideicomiso para la Promoción, Preservación y Pago de Servicios Ambientales Forestales de la Zona Montañosa de Coatepec, Veracruz. Seminario Internacional sobre Servicios Ambientales, Veracruz.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México; pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Dove, K. E. 1990. *Conducting a Successful Capital Campaign*. Jossey-Bass. New York.
- Hitz-Sánchez, A., et al. 1997. *Rumbo al éxito*. The Nature Conservancy. Arlington. Virginia.
- Márquez-Mees, V. En prensa. Sustentabilidad Financiera.
- McCool, F. et al. 2002. *Sustainable Tourism in Protected Areas*. The World Conservation Union. Cambridge. U. K.
- Rosenzweig, L. 2003. Estrategias de financiamiento para el sector filantrópico. *Impulso Ambiental* 2(3):31-33.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca 1996. *Programa de conservación de la vida silvestre y*

- diversificación productiva del Sector rural 1995-2000.* Dirección General de Vida Silvestre. México.
- Shim, J. K. 1997. *Financial Management for Nonprofits.* Mc Graw Hill. New York.
- Varela, S. 1999. *Atlas Forestal de México.* SEMARNAP, México.
- Vicente, O. y E. Clariond 1998. *América Latina en el camino de la ecoeficiencia.* Centro Interamericano para el Desarrollo Sostenible. Monterrey, N.L.
- World Wildlife Fund 1993. *A Guide to Financial Resource Development.* WWF. Washington.

Conservación de ecosistemas templados de montaña en México
se terminó de imprimir durante el mes de diciembre
de 2003 en las instalaciones de la empresa
SyG Editores S.A. de C.V. Cuapinol 52,
Santo Domingo de los Reyes, Coyoacán,
C.P. 04369, México, D.F.
de acuerdo con los términos
de referencia de la
invitación
restringida
INE-IR-
023-2003.

Se tiraron 1,000 ejemplares