

Gaceta ecológica

INE-SEMARNAT MÉXICO



LA REPRESENTATIVIDAD DEL SISTEMA
NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS

LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS EN TRES
GRANDES CIUDADES MEXICANAS

ESQUEMAS DE PAGO POR
SERVICIOS AMBIENTALES

EL VALOR DE LOS BIENES Y SERVICIOS
AMBIENTALES DE LOS MANGLARES

IMPUESTOS AMBIENTALES Y PLAGUICIDAS

NÚMERO 74 • MÉXICO • 2005 • \$45

CONSEJO EDITORIAL

Juan Álvarez
*Cámara Nacional de la Industria
de la Transformación*

Juan Antonio Cuéllar
*Cámara de la Industria
de la Transformación*

Luis Manuel Guerra
*Instituto Autónomo
de Investigaciones Ecológicas*

Sergio Guevara
Instituto de Ecología, A.C.

Hans Herrmann
*Comisión Ambiental
de Norteamérica*

Enrique Leff
*Programa de Naciones Unidas
para el Medio Ambiente*

Iván Restrepo
Centro de Ecología y Desarrollo

Carlos Sandoval
*Consejo Nacional
de Industriales Ecologistas*

Víctor Manuel Toledo
Centro de Ecología, UNAM

Editor: Raúl Marcó del Pont Lalli
Tipografía, corrección de estilo,
diseño y cuidado de la producción:
Raúl Marcó del Pont Lalli

Diseño de portada: Álvaro Figueroa

La representatividad del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP)

5

JEAN FRANCOIS MAS Y BLANCA AZUCENA PÉREZ-VEGA

Análisis de algunas preguntas centrales respecto del SINAP: ¿qué tan bien representada está la enorme riqueza biológica de México en este sistema que cubre casi 7% del territorio nacional? ¿Cuál es la presencia de las provincias biogeográficas en este sistema o qué grado de asilamiento o accesibilidad muestran las regiones protegidas de nuestro país en comparación con el resto del territorio?

Las partículas suspendidas en tres grandes ciudades mexicanas

15

MA. GUADALUPE TZINTZUN CERVANTES, LEONORA ROJAS
BRACHO Y ADRIÁN FERNÁNDEZ BREMAUNTZ

Panorama de los niveles, tendencias, composición y situación general de las partículas suspendidas en las zonas metropolitanas del Valle de México, Guadalajara y Monterrey, ejes económicos y poblacionales del país, que albergan a casi 25 millones de habitantes.

El desarrollo institucional de esquemas de pago por servicios ambientales

29

LETICIA MERINO PÉREZ

El diseño institucional se refiere a la creación de las reglas de distintos niveles y leyes así como a su aplicación, a los incentivos y al monitoreo de su cumplimiento; también implica el reconocimiento y la concesión de distintos tipos de derechos a los diversos grupos de interés involucrados. Merino analiza este demandante proceso para el caso de los bosques mexicanos, un recurso común complejo e interactivo, que vuelve intrincado acordar reglas, enfrentar la incertidumbre sobre la cosecha (los límites de uso) de muchos de los recursos involucrados y, como consecuencia, los altos costos de transacción.

Fotos de portada y cuarta
de forros: Claudio Contreras Koob

Certificado de licitud de título: 9624
Certificado de licitud de contenido: 6709
Certificado de reserva de los derechos al
uso exclusivo del título y del contenido:
04-2001-081414250000-102
Derechos reservados: Secretaría de Medio
Ambiente y Recursos Naturales-Instituto
Nacional de Ecología. Esta edición consta
de 500 ejemplares

Se debe citar la fuente toda vez que
se reproduzcan total o parcialmente
cualesquiera de los materiales incluidos
en este número. Los artículos no firmados
son responsabilidad del editor. Los
derechos sobre los artículos son de
los autores.

DIGITALIZACIÓN, NEGATIVOS,
IMPRESIÓN Y ACABADOS: Jiménez Editores
e Impresores S.A. de C.V. de acuerdo
con los términos de la invitación
restringida del Instituto Nacional
de Ecología INE/13P-008/2005.

Para informes sobre suscripciones y
distribución, comunicarse al correo
electrónico: gaceta@ine.gob.mx.

Este número y los anteriores de la
Gaceta ecológica (a excepción de los
números 1, 3, 4, 30, 33, 34, 35, 36, 37 y
40 que están agotados) pueden obtenerse
en el Instituto Nacional de Ecología.
Periférico sur 5000, Anexo 1, col.
Insurgentes Cuicuilco, C.P. 04530.
Deleg. Coyoacán, México, D.F.
Tel.: (55) 56 28 06 00 ext. 13276,
fax: (55) 54 24 52 41.

Para información sobre nuestros
distribuidores consulte la sección
puntos de venta en:
www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones.

Los efectos de un impuesto ambiental a los plaguicidas en México

43

CARLOS MUÑOZ PIÑA Y SARA ÁVILA FORCADA

Muñoz y Ávila analizan esquemas de incentivos económicos que pueden ayudar a alcanzar cambios graduales o el desplazamiento paulatino de los plaguicidas a través de un impuesto ambiental con base en sus niveles de toxicidad. Esto permitiría fomentar un cambio hacia productos y prácticas más sustentables y hacia una aplicación más eficiente de las opciones más perjudiciales para el medio ambiente y la salud.

Una descripción del valor de los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares

55

ENRIQUE SANJURJO RIVERA Y STEFANIE WELSH CASAS

A partir de la revisión de la información existente (y de sus limitaciones), los autores nos previenen de los análisis simplificadores de la importancia ambiental y económica de los manglares y destacan la necesidad de estudios cuidadosos y del uso de múltiples herramientas de política.

Diversidad biológica amenazada: los arrozales

69

SILVIA JAQUENOD DE ZSÖGÖN

Recorrido por las características e importancia de un alimento básico para la dieta de más de tres mil millones de seres humanos, profundamente relacionado con el patrimonio cultural de numerosas sociedades, que aparece en los campos anegados de más de un centenar de naciones y en todos los continentes, con la sola excepción de la Antártida.

La representatividad del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP)

JEAN FRANCOIS MAS Y BLANCA AZUCENA PÉREZ-VEGA



INTRODUCCIÓN

Debido a su extensa superficie, su variedad de climas, sus características edafológicas, su relieve accidentado y su posición geográfica, México presenta una importante diversidad biológica y es considerado uno de los países megadiversos junto con Colombia, Indonesia, Brasil, Congo, Madagascar y Australia (Miranda y Hernández X. 1963, Groombridge y Jenkins 2000, Delgadillo y Orozco 2001). Una de las principales estrategias para conservar esta biodiversidad ha

sido el establecimiento de áreas naturales protegidas (ANP) (Melo Gallegos 2002). En la actualidad existen 148 ANP integradas en el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP), que cubren casi 7% del territorio nacional (CONANP 2003). Sin embargo, dada la complejidad de esta superficie, es importante evaluar si el SINAP la refleja acertadamente. En este trabajo analizamos la representatividad físico-geográfica y biológica, del SINAP, con énfasis en la vegetación.

Además, analizamos la accesibilidad y el aislamiento de las ANP de dicho sistema en comparación con el resto del país.

MÉTODOS

Para comparar el SINAP y las variables que permiten caracterizar algunos aspectos de la diversidad del territorio nacional utilizamos mapas digitales integrados en un Sistema de Información Geográfica (SIG). Se empleó un mapa digital de los límites de las ANP para comparar el SINAP y los aspectos que permiten caracterizar algunos rasgos de la variabilidad del territorio nacional integradas en dicho sistema en el año 2000. Para la caracterización físico-geográfica utilizamos: 1) el mapa de los diferentes tipos de climas de la República Mexicana, escala 1: 1,000,000, de acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por García (García 1998); 2) el mapa de regiones naturales, escala 1: 4,000,000 de Cervantes-Zamora *et al.* (1990) elaborado tomando en cuenta las principales zonas climáticas y las formas del relieve y, 3) un modelo digital de elevación, derivado de curvas de nivel de los mapas topográficos, escala 1: 250,000 del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI).

Para evaluar la distribución de la biodiversidad, utilizamos: 1) el mapa de las provincias biogeográficas, escala 1: 4,000,000, resultado de la síntesis entre tres sistemas de clasificación biogeográficas [a) plantas vasculares, b) anfibios y reptiles y c) mamíferos] combinados con los principales rasgos morfotectónicos (CONABIO 1997); 2) el mapa de divisiones florísticas, escala 1: 8,000,000, de Rzedowski y Reyna-Trujillo (1990) obtenido de una regionalización basada en el análisis de afinidades geográficas de la flora y 3) el mapa del *Inventario Forestal Nacional 2000*, escala 1: 250,000, que nos brindó información sobre la distribución actual de los diferentes tipos de vegetación (Palacio *et al.* 2000, Mas *et al.* 2002).

Finalmente, para caracterizar el aislamiento, elaboramos mapas de la distancia mínima a las carreteras y a las poblaciones utilizando, respectivamente, la información de los mapas topográficos del INEGI escala 1: 250,000 y los datos del Censo General de Población y Vivienda del 2000 (INEGI 2002).

Para cada una de estas variables, caracterizamos la representatividad del SINAP calculando: a) la superficie de cada categoría y b) la proporción de la superficie total de cada categoría localizada dentro de las ANP.

RESULTADOS

Este estudio tomó en cuenta un total de 116 ANP decretadas entre los años 1917 y 2000 que suman una superficie aproximada de 130,500 km². Se excluyeron siete áreas ubicadas en islas o arrecifes por no contar con la cartografía correspondiente para caracterizarlas y tres por tener una superficie muy reducida (< 40 ha). La repartición entre las diferentes categorías de ANP para el año 2000 se indica en el cuadro 1.

REPRESENTABILIDAD FÍSICO-GEOGRÁFICA

El cuadro 2 muestra la representación de los diferentes tipos de clima dentro del SINAP. Los climas de tipo fríos

CUADRO 1. CATEGORÍAS, NÚMERO Y SUPERFICIE TERRESTRE DE LAS ANP INCLUIDAS EN EL ESTUDIO

CATEGORÍAS DE ANP	NÚMERO DE ANP	SUPERFICIE TERRESTRE (KM ²)
Reserva de la biosfera	33	78,166
Parque nacional	51	7,783
Área de protección de flora y fauna	24	40,256
Otras categorías	8	4,301
Total	116	130,506

(Efw y ET) presentan superficies muy pequeñas; sin embargo, la totalidad de su territorio pertenece al SINAP con 100% y 99.4%, respectivamente. Por otro lado, aunque los climas desérticos (BWs, BWw y BWx) suman la mayor superficie del país, solo el primero se encuentra representado en un 78.4%, mientras que para los dos restantes (BWw y BWx) solo aparecieron con un 4.0% y 17.0% de su superficie en el SINAP, respectivamente. Otros climas importantes son el tropical (Aw), representado con un 5 % y el templado (Cw) con un 2.9%.

La representación de las regiones naturales en el SINAP es muy desigual. Dos provincias (El Pinacate e Islas María) están totalmente incluidas dentro de las ANP, otras seis presentan más de 30% de su extensión bajo protección (Costa baja de Quintana Roo, Desierto de San Sebastián Vizcaíno, Desierto del Altar, Sierra de Los Tuxtlas, Sierras Centrales de Oaxaca y Sierra de Baja California Norte), diez más entre 10 y 30%, 26 tienen una tasa de protección de entre 1 y 10% y 42 una inferior al 1% (mapa 1).

Las ANP tienen una representación muy variable según el rango de elevación, como se puede observar en la gráfica 1. Están particularmente poco representadas aquéllas entre 1,000 y 2,500 m.s.n.m donde se concentra 60% de la población y 48% del territorio.

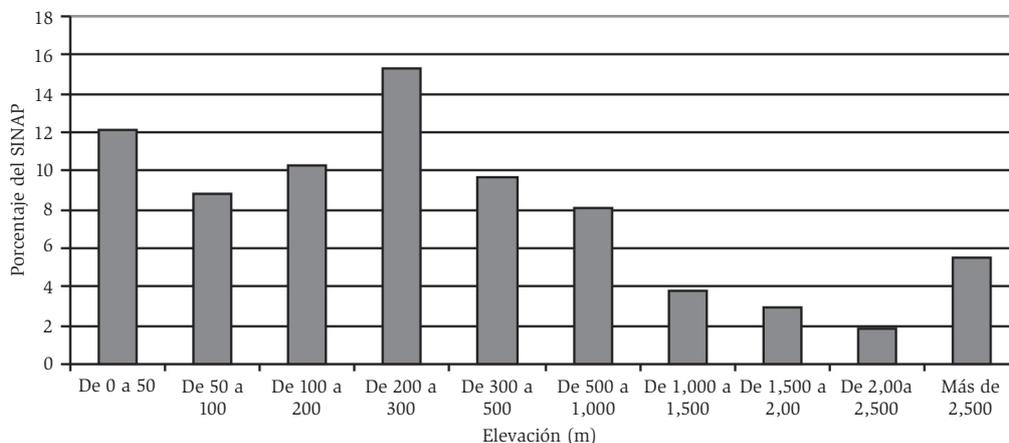
CUADRO 2. SINAP Y CLIMAS

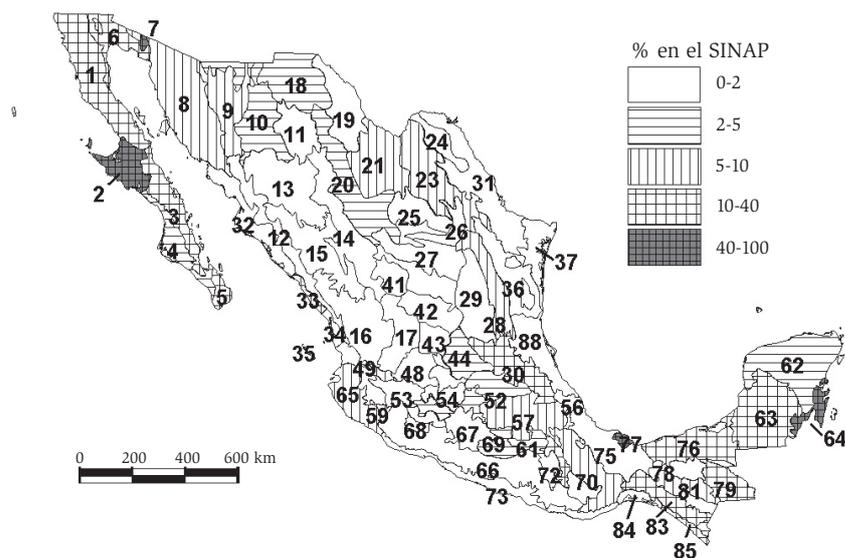
	SUPERFICIE EN EL SINAP (KM ²)	%
Af	482	1.6
Am	8,819	9.2
Aw	28,338	5.0
BSs	166	1.3
BSw	10,611	2.3
BSx	5,792	3.4
BWs	33,967	78.4
BWw	6,070	4.0
BWx	27,014	17.0
Cf	53	1.2
Cm	755	7.2
Cs	606	7.8
Cw	6,337	2.9
Efw	2	100.0
ET	82	99.4

REPRESENTATIVIDAD BIOLÓGICA

La presencia de las diferentes provincias biogeográficas en el SINAP es también heterogénea. Ciertas provincias,

GRÁFICA 1. PORCENTAJE DEL TERRITORIO DENTRO DEL SINAP EN FUNCIÓN DE LA ELEVACIÓN





1 Sierras de Baja California Norte; 2 Desierto de San Sebastian Vizcaíno; 3 Sierra La Giganta; 4 Llanos de La Magdalena; 5 El Cabo; 6 Desierto del Altar; 7 El Pinacate; 8 Sierras y Llanuras Sonorenses; 9 Sierras y Valle del Norte; 10 Sierras y Cañada del Norte; 11 Sierras y Llanuras Tarahumaras; 12 Pie de La Sierra; 13 Gran Meseta y Cañones Chihuahuenses; 14 Sierras y Llanuras de Durango; 15 Gran Meseta y Cañones Duranguenses; 16 Mesetas y Cañadas del Sur; 17 Sierras y Valles Zacatecanos; 18 Llanuras y Medanos del Norte; 19 Sierras Plegadas del Norte; 20 Bolsón de Mapimi; 21 Llanuras y Sierras Volcánicas; 22 Laguna de Mayran; 23 Sierras y Llanuras Coahuilenses; 24 Serranía de El Burro; 25 Sierra de La Paila; 26 Pliegues Saltillo-Parras; 27 Sierras Transversales; 28 Gran Sierra Plegada; 29 Sierras y Llanuras Occidentales; 30 Karst Huasteco; 31 Llanuras de Coahuila y Nuevo León; 32 Llanura Costera y deltas de Sonora y Sinaloa; 33 Llanura Costera de Mazatlán; 34 Delta del Río Grande de Santiago; 35 Islas Mariás; 36 Lomeríos de La Costa Golfo Norte; 37 Llanura Costera Tamaulipeca; 38 Sierra de San Carlos; 39 Sierra de Tamaulipas; 40 Sierras y Lomeríos de Aldama y Río Grande; 41 Sierras y Llanuras del Norte; 42 Llanuras y Sierras Potosino-Zacatecanas;

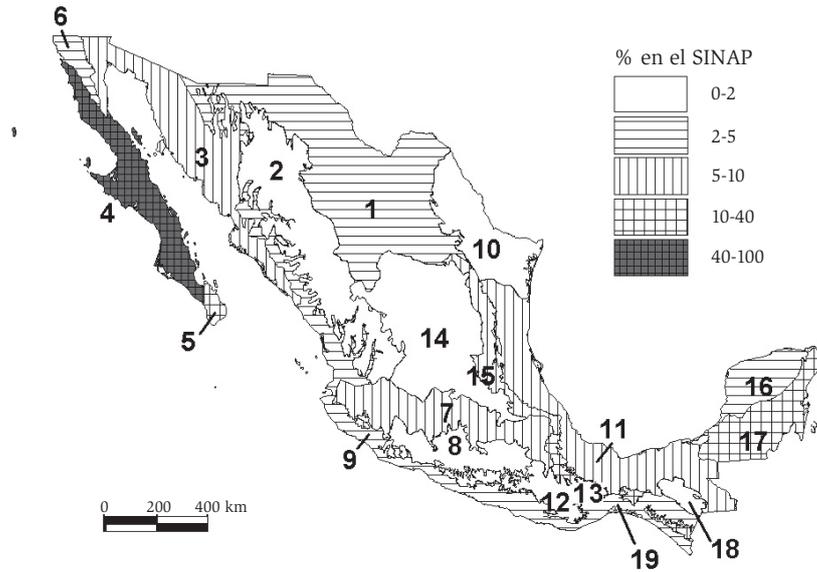
43 Llanuras de Ojuelos-Aguascalientes; 44 Sierras y Llanuras del Norte de Guanajuato; 46 Sierra de Guanajuato; 47 Sierras Neovolcánicas Nayaritas; 48 Altos de Jalisco; 49 Sierra de Jalisco; 50 Guadalajara; 51 Bajío Guanajuatense; 52 Llanuras y Sierras de Querétaro E Hidalgo; 53 Chapala; 54 Sierras y Bajíos Michoacanos; 55 Mil Cumbres; 56 Chiconquiaco; 57 Lagos y Volcanes del Anahuac; 58 Neovolcanica Tarasca; 59 Volcanes de Colima; 61 Sur de Puebla; 62 Karst yucateco; 63 Karst y Lomeríos de Campeche; 64 Costa Baja de Quintana Roo; 65 Sierras de La Costa de Jalisco y Colima; 66 Cordillera Costera del Sur; 67 Depresión del Balsas; 68 Depresión del Tepalcatepec; 69 Sierras y Valles Guerrerenses; 70 Sierras Orientales; 71 Sierras Centrales de Oaxaca; 72 Mixteca Alta; 73 Costas del Sur; 74 Sierras y Valles de Oaxaca; 75 Llanura Costera Veracruzana; 76 Llanura y Pantanos Tabasqueños; 77 Sierra de Los Tuxtlas; 78 Sierras del Norte de Chiapas; 79 Sierra Lacandona; 80 Sierras Bajas del Petén; 81 Altos de Chiapas; 82 Depresión Central de Chiapas; 83 Sierras del Sur de Chiapas; 84 Llanuras del Istmo; 85 Llanura Costera de Chiapas y Guatemala; 86 Volcanes de La Costa Golfo Norte; 88 Llanuras y Lomeríos.

como Baja California, Soconusco, Oaxaca y Petén, están bien representadas mientras otras tienen un lugar moderado o muy débil (del orden de 1%) como las provincias Tamaulipeca, Altiplano Sur (Zacatecano-Potosino), los Altos de Chiapas, la Depresión del Balsas y la Sierra Madre Occidental (mapa 1). En el mapa 2, se observa una tendencia similar con las regiones florísticas de Rzedowski y Reyna-Trujillo (1990).

El cuadro 3 indica la superficie y el porcentaje de los principales tipos de cobertura vegetal que se encuentran dentro de SINAP con base en dos niveles del sistema clasificatorio del IFN 2000 (tipos y comu-

nidades). Para las comunidades que presentan una superficie reducida, los resultados son muy sensibles a la calidad y la generalización inherente a la escala de representación de la cartografía y por ello deben tomarse con cautela. Se puede observar que ciertas comunidades vegetales como el manglar, el popal-tular o el matorral sarcocrasicaule están muy bien representados en el SINAP mientras otros muestran una representación muy baja, como es el caso del matorral tamaulipeco espinoso, la selva baja espinosa y el mezquital, entre otros, los cuales ocupan menos del 3% de su superficie de este sistema.

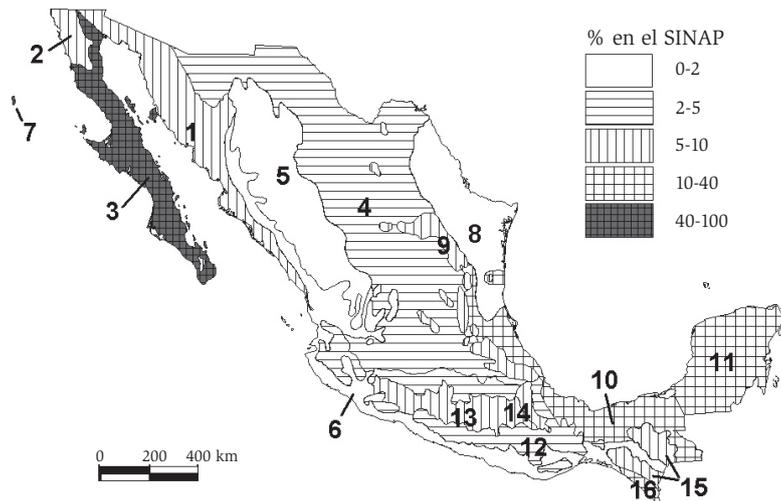
MAPA 2. REPRESENTACIÓN DEL SINAP EN LAS PROVINCIAS BIOGEOGRÁFICAS DE LA CONABIO (1997)



1 Altiplano Norte (Chihuahuense); 2 Sierra Madre Occidental; 3 Sonorense; 4 Baja California; 5 Del Cabo; 6 California; 7 Eje Volcánico; 8 Depresión del Balsas; 9 Costa del Pacífico; 10 Tamaulipeca;

11 Golfo de México; 12 Sierra Madre del Sur; 13 Oaxaca; 14 Altiplano Sur (Zacatecano-Potosino); 15 Sierra Madre Oriental; 16 Yucatán; 17 Petén; 18 Los Altos de Chiapas; 19 Soconusco.

MAPA 3. REPRESENTACIÓN DEL SINAP EN LAS DIFERENTES REGIONES FLORÍSTICAS DE RZEDOWSKI Y REYNA-TRUJILLO (1990)



1 Planicie Costera del Noroeste; 2 California; 3 Baja California; 4 Altiplanicie; 5 Sierra Madre Occidental; 6 Costa Pacifica; 7 Isla Guadalupe; 8 Planicie Costera del Noreste; 9 Sierra Madre Oriental;

10 Costa del Golfo de México; 11 Península de Yucatán; 12 Serranías Meridionales; 13 Depresión del Balsas; 14 Valle de Tehuacan; 15 Serranías Transísmicas; 16 Soconusco.

CUADRO 3. REPRESENTACIÓN DE LOS PRINCIPALES TIPOS Y COMUNIDADES DE VEGETACIÓN EN EL SINAP.
EL PORCENTAJE SE CALCULÓ CON RESPETO A LA SUPERFICIE TOTAL DE CADA CATEGORÍA DE COBERTURA VEGETAL

TIPO DE VEGETACIÓN Y USO DEL SUELO	SUPERFICIE EN EL SINAP		COMUNIDAD Y OTROS TIPOS DE COBERTURA	SUPERFICIE EN EL SINAP	
	KM ²	%		KM ²	%
Bosque de coníferas	2,938	3.9	Bosque de oyamel	441	22.9
			Bosque de pino	2,340	3.3
			Bosque de táscate	157	5.4
Bosque de coníferas-latifoliadas	3,498	2.6	Bosque bajo-abierto	254	2.1
			Bosque de pino-encino	3,245	2.6
Bosque de latifoliadas	5,744	5.7	Bosque de encino	5,744	5.7
Bosque mesófilo de montaña	1,555	9.0	Bosque mesófilo de montaña	1,555	9.0
Selva caducifolia y subcaducifolia	7,229	3.5	Matorral subtropical	84	0.3
			Selva baja caducifolia y subcaducifolia	5,400	4.0
			Selva baja espinosa	100	1.3
			Selva mediana caducifolia y subcaducifolia	1,645	4.2
			Selva perennifolia y subperennifolia	14,116	14.2
			Selva alta y mediana perennifolia	4,610	13.8
Matorral xerófilo	58,129	11.0	Selva alta y mediana subperennifolia	7,481	13.4
			Selva baja perennifolia	65	11.8
			Selva baja subperennifolia	1,961	20.2
			Chaparral	1,393	4.9
			Matorral crasicaule	1,012	6.3
			Matorral desértico micrófilo	11,548	5.4
			Matorral desértico rosetófilo	7,341	6.9
			Matorral espinoso tamaulipeco	2	0.0
			Matorral rosetófilo costero	1,381	30.8
			Matorral sarcocaula	13,535	26.2
			Matorral sarcocrasicaule	13,367	56.2
			Matorral sarcocrasicaule de neblina	201	3.4
			Matorral submontano	1,471	5.3
			Vegetación de desiertos arenosos	6,878	33.6

(Continúa)

CUADRO 3. REPRESENTACIÓN DE LOS PRINCIPALES TIPOS Y COMUNIDADES DE VEGETACIÓN EN EL SINAP.
EL PORCENTAJE SE CALCULÓ CON RESPETO A LA SUPERFICIE TOTAL DE CADA CATEGORÍA DE COBERTURA VEGETAL

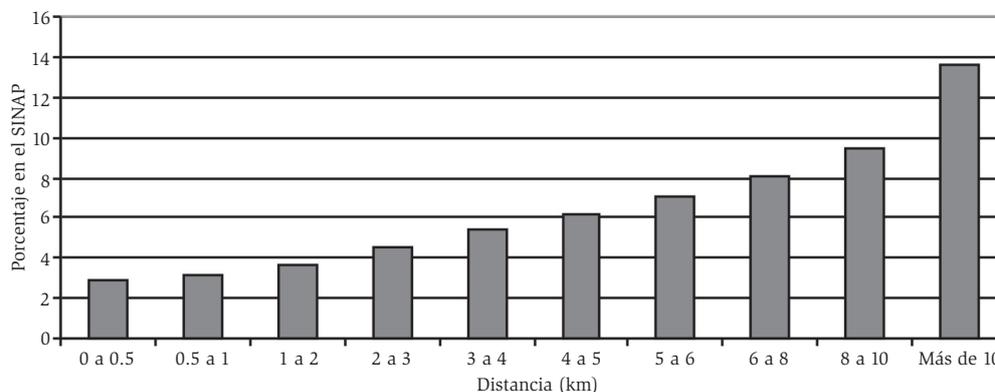
TIPO DE VEGETACIÓN Y USO DEL SUELO	SUPERFICIE EN EL SINAP		COMUNIDAD Y OTROS TIPOS DE COBERTURA	SUPERFICIE EN EL SINAP	
	KM ²	%		KM ²	%
Mezquital	479	1.6	Mezquital (incluye huizachal)	479	1.6
Otros tipos de vegetación	9,505	18.0	Palmar	62	5.2
			Vegetación de dunas costeras	405	22.7
			Vegetación halófila y gipsófila	9,038	18.1
Vegetación hidrófila	9,444	42.3	Manglar	3,720	41.8
			Popal-tular	5,435	47.4
			Vegetación de galería	289	14.8

AISLAMIENTO

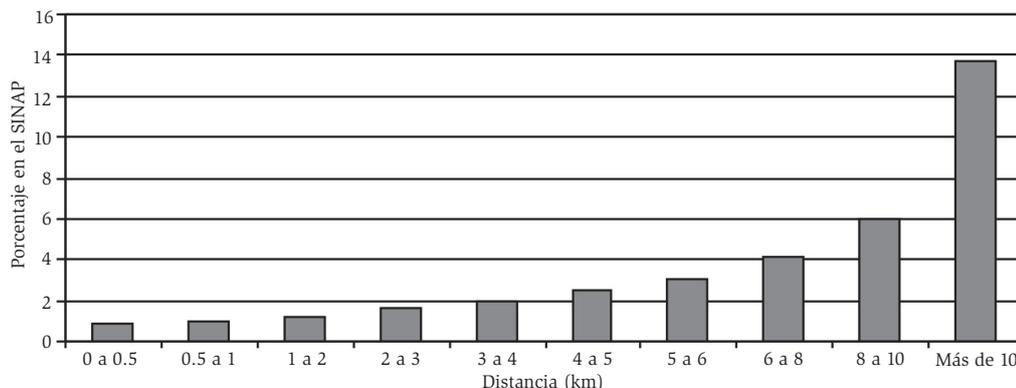
Las gráficas 2 y 3 permiten apreciar que la mayoría de las ANP están ubicadas en lugares remotos. Cerca de una tercera parte de las regiones ubicadas a más de diez kilómetros de alguna localidad se encuentra bajo protección mientras esta proporción se reduce a menos de 3% para las distancias inferiores a dos kilómetros. Este resultado es esperable ya que con las ANP se busca proteger zonas aún bien conservadas que, por lo general, se encuentran aisladas. Margules

y Pressey (2000) y Pressey *et al.* (2002) encuentran la misma tendencia en Australia, donde la representación de las ANP está también fuertemente sesgada hacia lugares remotos y/o inadecuados para el desarrollo de actividades económicas. Estos autores argumentan que hay que dirigir el esfuerzo de protección hacia regiones más accesibles, más alteradas o con mayor potencialidad de aprovechamiento, en las cuales la conservación de los ecosistemas naturales se ve amenazada. Sin embargo, la creación de ANP en regiones donde existe una fuerte presión sobre

GRÁFICA 2. PORCENTAJE DEL TERRITORIO DENTRO DEL SINAP EN FUNCIÓN DE LA DISTANCIA A LAS CARRETERAS



GRÁFICA 3. PORCENTAJE DEL TERRITORIO DENTRO DEL SINAP EN FUNCIÓN DE LA DISTANCIA A LAS LOCALIDADES



los recursos podría generar conflictos sociales y ser poco eficiente.

La caracterización de la variedad del territorio nacional representada en el SINAP se llevó a cabo con base en cartografía de pequeña escala (1: 1,000,000 a 1: 8,000,000), es decir, cartografía bastante general en la cual los rasgos locales no está representados, lo que puede llevar a una subestimación de la variedad medio-ambiental que existe dentro del SINAP. Por ejemplo, en este análisis no se tomaron en cuenta pequeñas áreas que presentan condiciones climáticas o tipos de vegetación particulares que no están representadas en los mapas utilizados. De igual manera, esta evaluación puede verse afectada por imprecisiones o errores en las fuentes cartográficas; sin embargo, permite una caracterización general del SINAP.

En cuanto a los sesgos que presenta este sistema, es importante notar que este estudio se abocó únicamente a las ANP. Otras formas de conservación, en particular las relacionadas con el manejo sustentable de los recursos por comunidades locales, puede complementar el papel de dichas zonas protegidas. En particular, estas áreas bajo un manejo sostenible comunitario pueden compensar el sesgo de las ANP hacia las regiones aisladas ya que presentan una forma de conservación para las regiones con una densidad de

población y de actividades humanas más importantes (Bray *et al.* 2003, Bray y Merino 2003, Merino Pérez 2003, Velázquez *et al.* 2003).

Finalmente, en este estudio no evaluamos la eficiencia del SINAP para proteger los ecosistemas naturales sino solamente su representatividad con respecto a algunos aspectos de la variedad del territorio nacional. Existen diversos reportes en los cuales se cuestiona la eficiencia de las ANP para detener el deterioro ambiental (Ferreira *et al.* 1999, Liu *et al.* 2001) por lo cual la representación de la diversidad del territorio por el SINAP es solamente un aspecto de su eficiencia.

AGRADECIMIENTOS

El mapa de las ANP fue proporcionado por el INE. Los mapas digitales fueron proporcionados por la CONABIO y el Instituto de Geografía de la UNAM.

BIBLIOGRAFÍA

Bray, D.B., L. Merino-Pérez, P. Negreros-Castillo, G. Segura-Warnholtz, J.M. Torres-Rojo y H.F.M. Vester. 2003. Mexico's Community-Managed Forest as a Global Model for Sustainable Landscapes. *Conservation Biology* 17(3): 672-677.

Bray, D.B. y L. Merino. 2003. El Balcón, Guerrero, A Case Study of Globalization: Benefiting a Forest Community. En: T.A. Wise, H. Salazar y L. Carlsen (eds.). *Confronting Globalization, Economic Integration and Popular Resistance in Mexico*. Kumarian Press.

Cervantes-Zamora, Y., S.L. Cornejo-Olguín, R. Lucero-Márquez, J.M. Espinosa-Rodríguez, E. Miranda-Viquez y A. Pineda Velásquez. 1990. Clasificación de Regiones Naturales de México, IV. 10. 2. Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1: 4,000,000.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2003. <http://www.conanp.gob.mx>.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), 1997. Provincias biogeográficas de México. Escala 1: 4,000,000. México.

Delgadillo Macías, J y E. Orozco. 2001. El territorio nacional y sus recursos naturales. Indicadores básicos. En: J. Delgadillo Macías (coord.). *Los terrenos de la política ambiental en México*. Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, Colección Jesús Silva Herzog. Pp. 9-58.

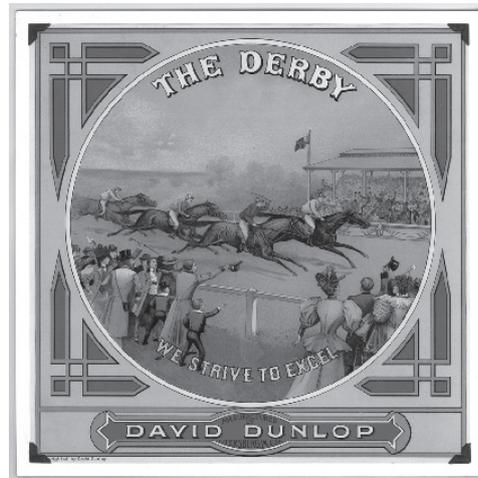
Ferreira, L.V., R.M. Lemos de Sá, R. Buschbacher, G. Batmanian, N.R. Bensusan y K. Lemos Costa. 1999. *Protected Areas or Endangered Spaces?* WWF Report on the Degree of Implementation and the Vulnerability of Brazilian Federal Conservation Areas. Disponible en: <http://www.iucn.org/themes/forests/protectedareas>.

García, E. 1988. Climas (Clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1: 1,000,000. México.

Groombridge, B. y M.D. Jenkins. 2000. *Global biodiversity. Earth's living resources in the 21st century*. United Nations Environment Programme.

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2002. Localidades de la República Mexicana, 2000. Obtenido de Principales Resultados por Localidad. XII Censo General de Población y Vivienda 2000. Editado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México.

Liu, J., M. Linderman, Z. Ouyang, L. An, J. Yang y H. Zhang. 2001. Ecological Degradation in Protected



Areas: The case of Wolong Nature Reserve for Giant Pandas. *Science* 292: 98-101.

Margules, C.R. y R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning, *Nature* 405: 243-253.

Mas, J.F., A. Velázquez, J.L. Palacio-Prieto, G. Bocco , A. Peralta y J. Prado. 2002. Assessing forest resources in Mexico: Wall-to-wall land use/cover mapping, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68(10): 966-968. Disponible en: <http://asprs.org/asprs/publications/pe&rs/2002journal/october/highlight.html>.

Melo Gallegos, C. 2002. *Áreas naturales protegidas de México en el siglo XX*. Temas selectos de geografía de México. Instituto de Geografía, UNAM, México.

Miranda, F. y E. Hernández X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-57.

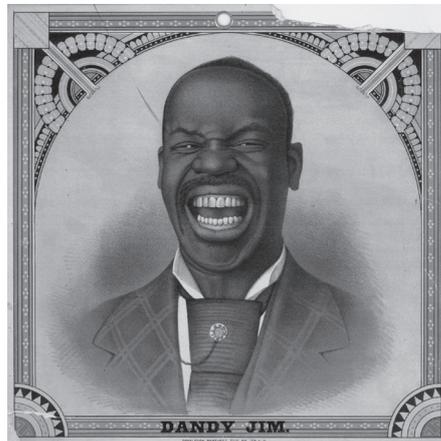
Palacio-Prieto, J.L., G. Bocco, A. Velázquez, J.F. Mas, F. Takakai Takaki, A. Victoria, L. Luna-González, G. Gómez Rodríguez, J. López-García, M. Palma Muñoz, I. Trejo-Vázquez, A. Peralta Higuera, J. Prado-Molina, A. Rodríguez-Aguilar, R. Mayorga-Saucedo y F. González Medrano. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43: 183-203 (nota técnica). Disponible en http://indy2.igeograf.unam.mx/ua_morelia/_private/condicion_actual.pdf.

Pressey, R.L., G.L. Whish, T.W. Barret y M.E. Watts. 2002. Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. *Biological Conservation* 106: 57-69.

Rzedowski, J. y T. Reyna-Trujillo 1990. Divisiones florísticas en Tópicos fitogeográficos (provincias, matorral xerófilo y cactáceas). IV.8.3. Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1: 8,000,000. Instituto de Geografía, UNAM. México.

Merino Pérez, L. 2003. Los bosques de México, reflexiones en torno a su manejo y conservación. *Ciencias* 72: 59-67.

Velázquez, A., A. Torres y G. Bocco (compiladores). 2003. *Las enseñanzas de San Juan. Investigación participativa para el manejo integral de recursos naturales*. INE, México.



Jean Francois Mas. Académico del Instituto de Geografía, UNAM, Unidad Académica Morelia. Aquiles Serdán, 382, colonia Centro, C.P. 58000, Morelia, Michoacán. Tel. (443) 3 17 94 23. Correo-e: jfmas@igiris.igeograf.unam.mx.

Blanca Azucena Pérez-Vega. Becaria del Instituto de Geografía, UNAM, Unidad Académica Morelia. Correo-e: azuperezvega@yahoo.com.

Las partículas suspendidas en tres grandes ciudades mexicanas

MA. GUADALUPE TZINTZUN CERVANTES,
LEONORA ROJAS BRACHO Y
ADRIÁN FERNÁNDEZ BREMAUNTZ



INTRODUCCIÓN

Las tres grandes zonas metropolitanas del país, la del Valle de México (ZMVM), Guadalajara (ZMG) y Monterrey (ZMM), presentan problemas de contaminación atmosférica, producto de las emisiones vehiculares, industriales, domésticas y naturales. Los programas de calidad del aire que se han desarrollado para estas urbes han logrado poner en marcha de algunas medidas de control, con

la consecuente reducción de emisiones, y, por lo tanto, con la disminución de los niveles de algunos contaminantes, como el plomo, el monóxido de carbono y el dióxido de azufre (SEMARNAP 1997a, b; SEMARNAT 2002). No obstante, aún se alcanzan con frecuencia concentraciones de partículas y ozono que rebasan las normas de calidad del aire.

La exposición a los contaminantes atmosféricos, en especial a las partículas suspendidas, ha generado una creciente preocupación, ya que estudios desarrollados durante la última década muestran una clara asociación entre la exposición de la población y el aumento en indicadores de morbilidad y mortalidad. Además, de este grupo de estudio se concluye también que no parece existir un umbral para la respuesta, a lo que se suma el que no se haya identificado un umbral, es decir, una concentración mínima por debajo de la cual no se detecten impactos a la salud.

Por la importancia de las zonas metropolitanas del Valle de México, Guadalajara y Monterrey, ejes económicos y poblacionales del país, que albergan a casi 25 millones de habitantes, así como por la relevancia de las partículas suspendidas como contaminantes atmosféricos y sus potenciales efectos en la salud de las poblaciones potencialmente expuestas, este artículo da un panorama de los niveles, tendencias, composición y situación general de las partículas suspendidas en las ZMVM, ZMG y ZMM.

ASPECTOS DEMOGRÁFICOS, URBANOS Y AMBIENTALES EN LAS TRES ZONAS METROPOLITANAS

La contaminación atmosférica está ligada con la densidad poblacional, el uso del suelo, el tamaño y el estado que guarda el parque vehicular (los motores de combustión interna), y con las características de los procesos industriales. Las zonas metropolitanas del Valle de México, Guadalajara y Monterrey están densamente pobladas, cuentan con un numeroso parque vehicular y con una importante planta industrial (cuadro 1), lo que se refleja en la quema de grandes volúmenes de combustibles, emisiones sustantivas de contaminantes y concentraciones elevadas de los mismos en sus atmósferas urbanas.

La ZMVM está integrada por 18 municipios del Estado de México, el sur del estado de Hidalgo, el sureste de Tlaxcala y casi la totalidad del Distrito Federal (16 delegaciones). En esta zona se realizan mediciones de PM₁₀ en 16 estaciones de monitoreo (figura 1a).

Por su parte, la ZMG comprende a los municipios de Guadalajara, Tlaquepaque, Tonalá y Zapopan y

CUADRO 1. POBLACIÓN, PARQUE VEHICULAR E INDUSTRIAL Y ESTACIONES DE MONITOREO ATMOSFÉRICO EN LA ZMVM, ZMG Y ZMM

	ZMVM ¹	ZMG	ZMM
Población	18,210,060	3,458,667 ²	3,318,525
Parque vehicular	3,513,448	700,000 ³	650,000 ³
Industria	6,233 ⁸	371 ⁴	188 ⁵
Superficie (km ²)	3,540.7	1,417.6 ⁴	4,252.7 ⁶
Estaciones de monitoreo atmosférico ⁷	16	8	5

ZMVM = Zona Metropolitana del Valle de México; ZMG = Zona Metropolitana de Guadalajara; ZMM = Zona Metropolitana de Monterrey. ¹ SEMARNAT, Gobierno del Estado de México, Gobierno del Distrito Federal, SSA, 2002. ² INEGI, 2001. ³ INE-SEMARNAP, 2000. ⁴ SEMARNAP, Gobierno del Estado de Jalisco, SSA, 1997a. ⁵ SEMARNAP, Gobierno del Estado de Nuevo León, 1997b. ⁶ Corresponde a la suma de la superficie de los 10 municipios que integran la ZMM. INEGI, 2001. ⁷ En el caso de la ZMVM se muestrean las PM₁₀ en 11 estaciones con equipo manual (muestreadores de altos volúmenes) y en 16 con equipo automático (muestreadores TEOM y BETA). ⁸ No incluye los comercios y los servicios.

cuenta con ocho estaciones de monitoreo atmosférico (figura 1b) en las que se muestrean PM_{10} .

Finalmente, la ZMM está integrada por los municipios de Apodaca, Cadereyta, García, General Escobedo, Guadalupe, Juárez, Monterrey, San Nicolás de los Garza, San Pedro Garza García y Santa Catarina; en éstos se encuentran distribuidas cinco estaciones de monitoreo de PM_{10} (figura 1c).

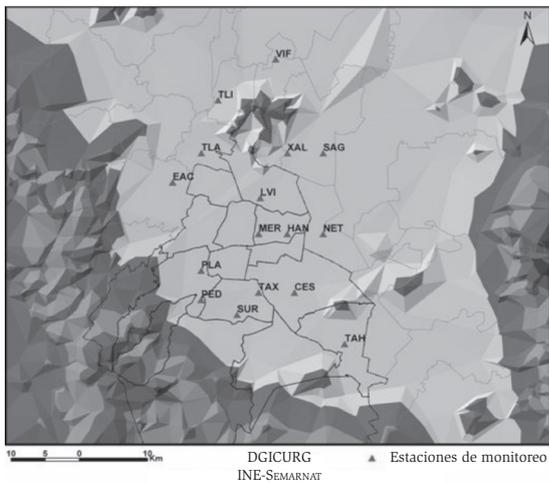
En las tres zonas metropolitanas la erosión del suelo es la fuente principal de PM_{10} . En la ZMVM el transporte representa emisiones de casi la misma

magnitud; en cambio, para la ZMG y ZMM, aunque también es la segunda fuente de importancia, su contribución es muy inferior (cuadro 2).

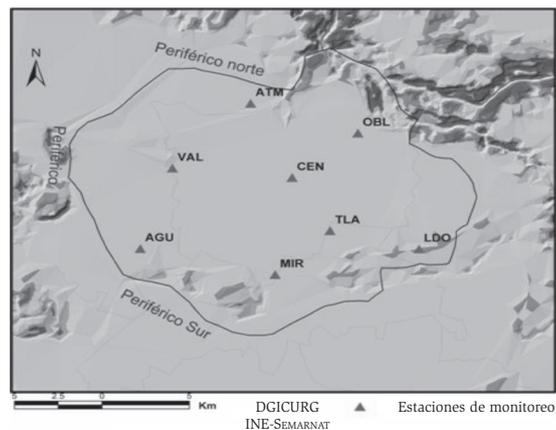
En el caso de la ZMVM, dentro del sector transporte, los vehículos a diesel, en sus diversas modalidades (vehículos de más de tres toneladas, tractocamiones y autobuses) emiten alrededor del 29% de las emisiones anuales de PM_{10} (SEMARNAT 2002). En la ZMG el sector transporte genera tres veces más emisiones que la industria y los servicios en su conjunto. Por último, en la ZMM el sector industrial representa el 6% de las

FIGURA 1. DISTRIBUCIÓN DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO AUTOMÁTICO DE PM_{10} EN LA ZMVM, ZMG Y ZMM

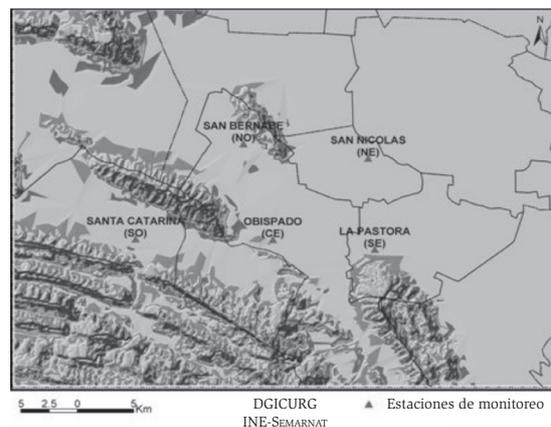
a) Zona Metropolitana del Valle de México



b) Zona Metropolitana de Guadalajara



c) Zona Metropolitana de Monterrey



CUADRO 2. FUENTES DE EMISIONES DE PARTÍCULAS EN LA ZMVM, ZMG Y ZMM

SECTOR	ZMVM ¹		ZMG ²		ZMM ³	
	TON/AÑO	%	TON/AÑO	%	TON/AÑO	%
Fuentes puntuales (industria)	3,093	16.0	1,595	0.5	45,946	6.0
Fuentes de área (servicios)	1,678	8.0	40	0.1	16	0.0
Vegetación y suelos	7,985	40.0	294,304	97.5	763,725	93.0
Fuentes móviles (transporte)	7,133	36.0	5,845	1.9	5,941	1.0
Total	19,889	100	301,784	100	815,628	100

ZMVM = Zona Metropolitana del Valle de México; ZMG = Zona Metropolitana de Guadalajara; ZMM = Zona Metropolitana de Monterrey. Ton/año = toneladas emitidas anualmente.

¹ SEMARNAT, Gobierno del Estado de México, Gobierno del Distrito Federal, SSA, 2002. ² SEMARNAP, Gobierno del Estado de Jalisco, SSA, 1997a. ³ SEMARNAP, Subsecretaría de Ecología del Gobierno del Estado de Nuevo León, 1997b.

emisiones de PM_{10} , en particular, la industria mineral no metálica, la industria química y los productos de consumo de vida media (SEMARNAP 1997b).

LAS PARTÍCULAS SUSPENDIDAS: CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS

Las partículas suspendidas son un contaminante constituido por material líquido y sólido de muy diversa composición y tamaño, que se encuentra en el aire. Las partículas constituyen una mezcla de muchas clases de contaminantes, producto de una gran cantidad de procesos naturales y antropogénicos. El riesgo que constituyen para la salud puede estar asociado con sus múltiples características físicas y químicas, como son su número, tamaño, forma, composición química y concentración.

El origen de este contaminante incluye procesos de combustión en vehículos, principalmente aquellos que usan diesel, industrias de fundición, pinturas, cerámica y plantas productoras de energía. La erosión, las tolvaneras y los incendios forestales constituyen también una fuente natural de partículas en el aire (Mujica *et al.* 1996).

Por su origen, las partículas pueden definirse como primarias y secundarias. Las primarias son aquellas producidas directamente por alguna fuente contaminante, como por ejemplo un camión a diesel. En cambio, las secundarias son las que se forman en la atmósfera, como resultado de la transformación y/o mezcla de gases y/o partículas primarias.

Una clasificación frecuente para las partículas suspendidas se basa en su tamaño, que se mide en términos de su diámetro aerodinámico. De esta forma, las partículas suspendidas totales (PST) tienen un diámetro que va de 0.001 a alrededor de 100 micrómetros (μm) (Romieu *et al.* 1997). Las que miden menos de 10 μm (PM_{10}) se conocen como fracción inhalable; una vez dentro del árbol respiratorio, dependiendo de sus propiedades específicas, se depositan en diferentes sitios, como fosas nasales, laringe, tráquea, bronquios, bronquiólos y sacos alveolares del pulmón (Lippmann 1989). Dentro de la fracción inhalable, se encuentran la fracción *gruesa*, que incluye las partículas con diámetros de entre 2.5 y 10 μm ($PM_{10-2.5}$) y se sedimentan o depositan en vías respiratorias superiores; la fracción *fin*a, compuesta por partículas menores a 2.5 μm ($PM_{2.5}$), conocidas también como fracción respirable,

porque puede penetrar hasta vías respiratorias inferiores. En los últimos años se ha dado mayor atención a partículas con tamaño menor a un μm de diámetro, que se conocen como fracción *ultrafina* y a las que se parece atribuírseles un mayor potencial de daño (EPA 2002; Lippmann 1989; Rojas *et al.* 2003).

Los principales componentes de las partículas son los metales (plomo, hierro, vanadio, níquel, cobre, platino y otros), compuestos orgánicos, material de origen biológico (virus, bacterias, restos de animales y plantas, tales como fragmentos de polen), iones (sulfatos, nitrato y acidez) y gases reactivos (ozono, peróxidos y aldehídos), y su núcleo se forma frecuentemente de carbono elemental puro (EPA 1999). También se han atribuido efectos en la salud a las partículas secundarias, compuestas por sulfatos de amonio, nitratos de amonio y compuestos orgánicos secundarios, y producidas en la atmósfera por reacción de los gases y las partículas primarias con compuestos orgánicos reactivos (HEI 2002).

Las partículas suspendidas se han asociado a efectos en la salud de la población desde hace más de cincuenta años, con los episodios históricos de contaminación ocurridos en el Valle del Mosa en Bélgica, Londres y Donora en Pensilvania, entre otros. Estos impactos se han corroborado con estudios recientes en más de 150 ciudades, incluida la Zona Metropolitana del Valle de México, con niveles de contaminación muy diversos, incluso en algunas por debajo de los estándares de calidad del aire vigentes en diferentes partes del mundo. También se sabe que hay grupos poblacionales que pueden ser especialmente sensibles a los efectos adversos de las partículas, como los niños y las niñas, adultos mayores y personas con enfermedades pulmonares crónicas y cardiopatías. El peso de la evidencia científica proveniente de estudios toxicológicos y epidemiológicos llevados a cabo en los últimos años sugiere que la fracción fina, procedente de los procesos de combustión a altas temperaturas, puede ser la más relevante en cuanto a efectos adversos

sobre la salud, y, posiblemente, también la ultrafina (que puede contener sulfatos, nitratos, ácidos fuertes, etc.), ya que al penetrar hasta las vías respiratorias inferiores y llegar a los alvéolos, puede desencadenar reacciones inflamatorias. Por lo anterior, es extremadamente importante monitorear sistemáticamente las partículas finas y definir cuanto antes un estándar de calidad del aire para su concentración en el ambiente con la finalidad de proteger la salud de la población (Cohen *et al.* 1997; Arribas-Monzón *et al.* 2001; Borja *et al.* 2000; Durando *et al.* 1999; Hernández-Cadena *et al.* 2000; Lacasaña-Navarro *et al.* 1999; Martínez *et al.* 2000; Romieu *et al.* 1997; Rosales-Castillo *et al.* 2001). Cabe mencionar que hay también evidencia sobre el posible efecto en la salud de las partículas de origen geológico y/o de la fracción gruesa, que pudiera ser de una magnitud similar al reportado para la fracción fina (Ostro *et al.* 1999; Castillejos *et al.* 2000).

Las PST y las PM_{10} se adoptaron en México como parámetros de evaluación y regulación de la calidad del aire en la norma oficial mexicana NOM-025-SSA1-1993 (DOF 1994). Producto de los hallazgos de estudios realizados recientemente en ciudades de Europa, Estados Unidos y América, que reportan los posibles efectos para la salud de las partículas suspendidas, como son los incrementos en los índices de mortalidad y los efectos citotóxicos y genotóxicos de las partículas de la Ciudad de México, y con el objeto de incrementar la protección a la salud de la población, la Secretaría de Salud trabaja en el proyecto de modificación a dicha norma, en conjunto con otras dependencias y sectores interesados. Este proyecto de norma incluye una adición muy importante en términos de gestión de calidad del aire y de salud pública, ya que se propone normar a la fracción fina, con límites anuales y de 24 horas para $\text{PM}_{2.5}$ ($65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como promedio de 24 horas y $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como promedio anual). En cuanto a PST y PM_{10} se proponen reducciones para los límites de 24 horas; en el primer caso, de 260 a 210 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y, en el segundo, de 150 a 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Finalmente,

se mantiene el valor de norma anual actualmente vigente para PM_{10} ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como media aritmética anual) (DOF 2002).

Las partículas suspendidas: tendencias espaciales y temporales

En las tres grandes zonas metropolitanas del país se registran niveles elevados de PM_{10} , con promedios de 24 horas (promedios anuales, medianas y valores máximos) similares para la ZMVM y ZMG, pero muy superiores para la ZMM (cuadro 3).

En la figura 2 se presenta el comportamiento horario de PM_{10} en las tres zonas metropolitanas. En las ZMVM y ZMG se observa que las concentraciones horarias tienen una distribución bimodal (figura 2). En la mayoría de las estaciones de la ZMVM las concentraciones horarias más elevadas se presentan de las 8:00 a las 11:00 y de las 17:00 a las 21:00 horas, es decir, durante las horas pico de actividad vehicular, lo que confirma que entre las principales fuentes de emisión se encuentran los vehículos de pasajeros (INE-SEMARNAT 2003). Se observa (figura 2a) que la estación Xalostoc, al noreste de la ciudad, ha registrado los valores más elevados de los promedios horarios, destacando el año 1996 con niveles por encima de los $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a las 9:00 de la mañana. En cambio, en la estación Pedregal las concentraciones han sido más

o menos constantes de 1996 a 2002 y siempre por debajo de los $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (figura 2b). Las diferencias entre las zonas norte/noreste de la zona metropolitana versus aquéllas del sur/suroeste no sólo radican en las concentraciones registradas, sino seguramente en la composición de las partículas. En la estación Xalostoc dominarían las partículas emitidas por fuentes fijas, así como por erosión y resuspensión de partículas de suelo, dado que se ubica en una zona fundamentalmente industrial, con caminos sin pavimentar y suelos desprovistos de cubierta vegetal; mientras que la estación Pedregal está inmersa en una zona residencial y de servicios, que recibe vientos dominantes del este y noreste, por lo que habría una mezcla de partículas primarias emitidas de los vehículos automotores y también partículas generadas en el norte de la ciudad y transportadas hacia el sur por los vientos.

Para la ZMG el primer pico se presenta en un horario similar al de la ZMVM, pero en la tarde ocurre entre las 20:00 y las 23:00 horas. En esta zona metropolitana los valores más altos se presentaron en la estación Miravalle (sur), rebasando los $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el año 2000 (figura 2d), mientras que en la estación Centro (figura 2c) los niveles se mantuvieron por debajo de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el periodo 1996-2002 (INE-SEMARNAT 2003).

Por último, el comportamiento horario en la ZMM también presenta dos picos en las estaciones Noroeste y Noreste (no se presentan estas figuras), mientras

CUADRO 3. ESTADÍSTICAS DESCRIPTIVAS DE PROMEDIOS DIARIOS DE PM_{10} EN LA ZMVM, ZMG Y ZMM, 2002¹

ZONA	PROMEDIO ANUAL	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	MÁXIMO	MÍNIMO	MEDIANA
ZMVM	49	24	213	3	45
ZMG	56	34	257	7	45
ZMM	87	39	301	14	79

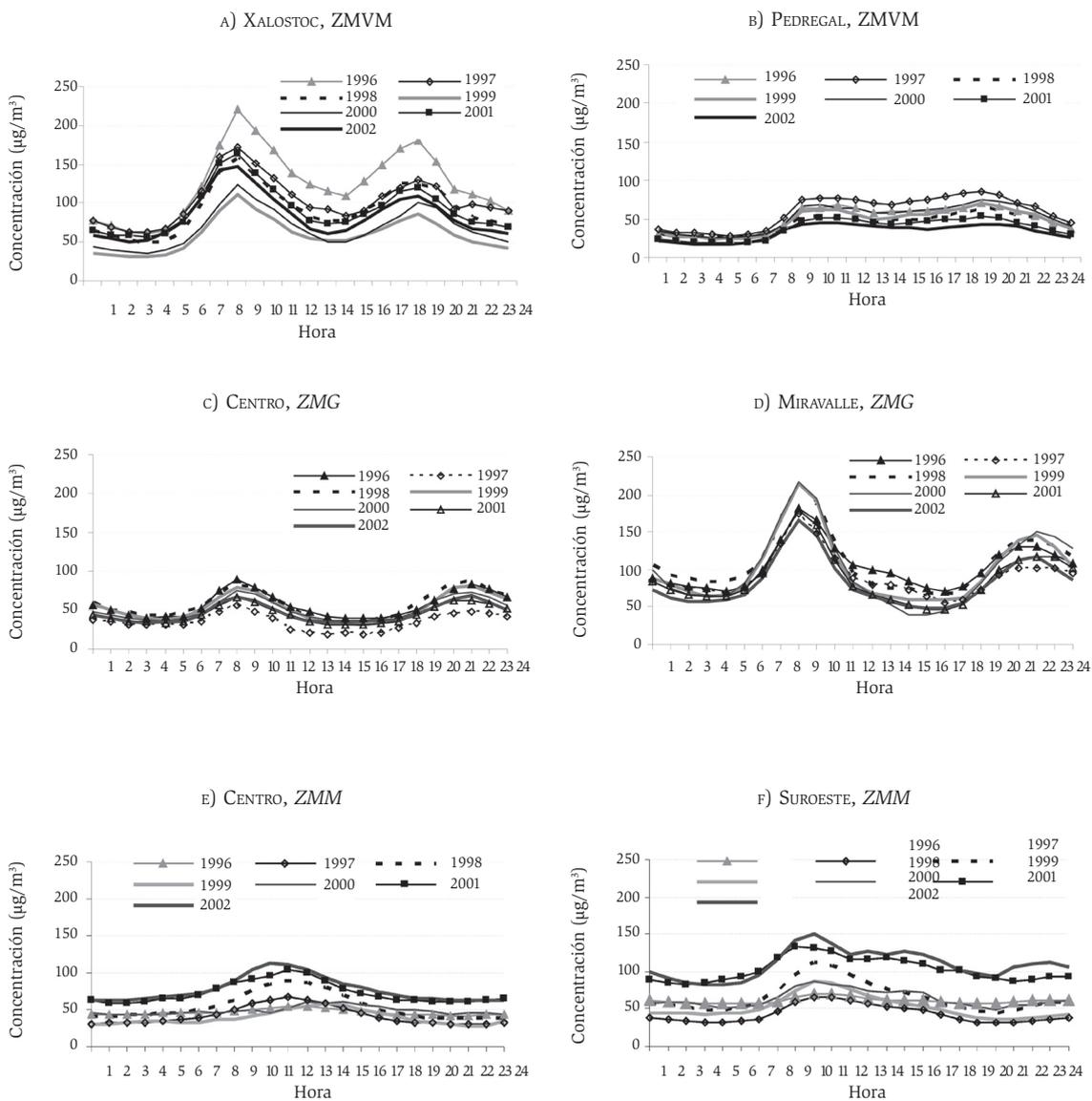
ZMVM = Zona Metropolitana del Valle de México; ZMG = Zona Metropolitana de Guadalajara; ZMM = Zona Metropolitana de Monterrey.
¹ Cálculos realizados por los autores con datos obtenidos de las autoridades responsables de las estaciones de monitoreo en las zonas metropolitanas.

que en las tres estaciones restantes, Centro, Suroeste y Sureste, sólo se observa el pico de las 7:00 a las 11:00 horas (figuras 2e y 2f) (INE-SEMARNAT 2003). Este patrón horario puede deberse a que la industria, la erosión de suelos, la resuspensión de partículas del suelo y la vegetación, son fuentes de emisión de mayor importancia que los vehículos automotores, por lo que las emisiones son más constantes a lo largo del día.

CALIDAD DEL AIRE: COMPARACIONES CON LOS VALORES NORMADOS

En las ZMVM y ZMG el promedio anual de las concentraciones horarias de PM_{10} se ha reducido en forma importante en todas las estaciones de monitoreo. Así, a partir de 1999 los niveles se han ubicado muy cerca o incluso por debajo del valor de la norma anual. En

FIGURA 2. TENDENCIAS HORARIAS DE PM_{10} EN LA ZMVM, ZMG Y ZMM, 1996-2002



cambio, en la ZMM las tendencias han sido muy diferentes, ya que desde 1998 los promedios anuales han rebasado la norma, con niveles que se incrementan año con año (figura 4).

El panorama es menos alentador al analizar los promedios anuales por estación de monitoreo en cada zona metropolitana. En la ZMVM, para el año 2000, la norma anual se rebasó en las estaciones Xalostoc (noreste) y Cerro de la Estrella (sureste). Asimismo, en la ZMG se rebasó en tres de ocho estaciones de monitoreo, localizadas al sureste y sur de la ciudad (Loma Dorada, Miravalle y Tlaquepaque) y, en la ZMM, la norma anual se rebasó en las cinco estaciones de monitoreo.

Al analizar la calidad del aire con base en la norma diaria (cuadro 4) se observa que en la ZMVM, 1998 fue el año en el que se presentó el mayor número de días por encima de lo establecido; en cambio, en el 2002 dicho límite sólo se excedió durante 10 días en las estaciones Xalostoc y San Agustín. En cuanto

a la ZMG la estación Miravalle registró días con valores superiores a la norma diaria desde 1996 hasta el 2002, aunque en este último año se observa una mejoría significativa en este indicador. Para la ZMM, la norma diaria se rebasó con mayor frecuencia en las estaciones Noroeste y Suroeste; de hecho, en esta última estación se han incrementado los días en que se excede la norma.

CONCENTRACIONES MÁXIMAS DIARIAS Y EVENTOS DE CONTAMINACIÓN

La ZMVM presentó de 1996 a 1998 concentraciones máximas de PM_{10} que fueron significativamente más elevadas que en las ZMG y ZMM.¹ Sin embargo, esta situación se revierte a partir de 1999 y hasta el 2002, cuando son la ZMG y la ZMM las que presentan las concentraciones máximas de PM_{10} . Así, durante 1999 y 2000 los valores más altos se presentaron en la ZMG, y, desde el año 2001, la ZMM presenta máximos de

CUADRO 4. DÍAS EN QUE SE EXCEDE EL VALOR DE LA NORMA DIARIA DE PM_{10} POR ESTACIÓN DE MONITOREO EN LAS ZMVM, ZMG Y ZMM, 1996-2002

CIUDAD	ZMVM ¹											
	NO			NE				CE	SO	SE		TOTAL
ESTACIÓN	TLA	TLI	LVI	XAL	NET	SAG	VIF	MER	PED	CES	TAH	
1996	35	3	1	118	28	ND	4	0	0	1	10	200
1997	22	10	1	60	25	ND	10	31	9	14	11	193
1998	7	3	6	58	82	ND	3	43	3	26	3	244
1999	0	0	0	0	7	ND	0	1	0	0	2	10
2000	0	0	0	8	0	0	3	3	0	1	10	25
2001	1	0	0	21	ND	0	1	0	0	0	0	23
2002	0	0	0	8	ND	2	ND	0	ND	0	0	10

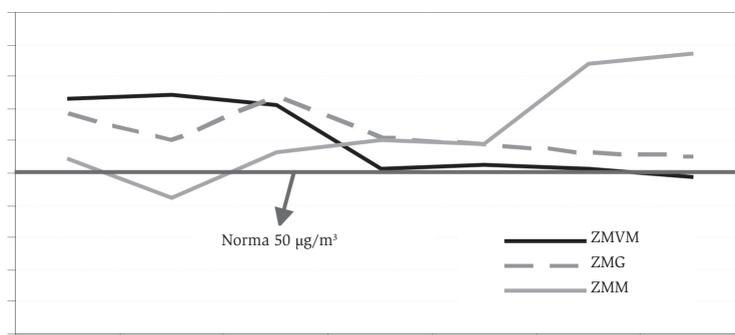
ZMVM = Zona Metropolitana del Valle de México; ZMG = Zona Metropolitana de Guadalajara; ZMM = Zona Metropolitana de Monterrey; TLA = Tlalnepantla; TLI = Tultitlán; LVI = La Villa; XAL = Xalostoc; NET = Netzahualcóyotl; SAG = San Agustín; VIF = Villa de las Flores; MER = Merced; PED = Pedregal; CES = Cerro de la Estrella; TAH = Tlahuac; OBL = Oblatos; ATM = Atemajac; VAL = Vallarta; AGU = Águilas; CEN = Centro; LDO = Loma Dorada; TLA = Tlaquepaque; MIR = Miravalle; NO = Noroeste; NE = Noreste; CE = Centro;

PM₁₀ significativamente superiores a los de las ZMVM y ZMG.

El período durante el cual la ZMVM presentó las concentraciones máximas de PM₁₀, que excedieron aquéllas de las zonas metropolitanas de Guadalajara y Monterrey, coincide con el registro de varios eventos de contaminación por PM₁₀. Así, durante los meses de abril y mayo de 1998 se registraron concentraciones

extremas en algunos días que superaron los 500 µg/m³, llegando incluso hasta los 996 µg/m³, en las estaciones Cerro de la Estrella, Netzahualcóyotl y Tlalnepantla. Estos picos se asociaron con temperaturas extremas y muy baja humedad relativa, que junto a la falta de manejo y control de las zonas forestales, dieron como resultado una de las peores temporadas de incendios forestales, consumiéndose más de 500

FIGURA 4. PROMEDIOS ANUALES* DE CONCENTRACIONES HORARIAS DE PM₁₀ EN LA ZMVM, ZMG Y ZMM, 1996-2002



ZMVM = Zona Metropolitana del Valle de México; ZMG = Zona Metropolitana de Guadalajara; ZMM = Zona Metropolitana de Monterrey.

* Los promedios se calcularon incluyendo las concentraciones de todas las estaciones de monitoreo.

NORTE		ZMG						ZMM					TOTAL	
OBL	ATM	OESTE VAL	CENTRO AGU	ESTE CEN	SUR LDO	TOTAL TLA	MIR	NO TOTAL	NE	CE	SO	SE	TOTAL	
1	0	0	2	3	17	5	58	86	16	5	2	3	1	27
0	1	0	0	0	0	0	30	31	1	1	1	0	0	3
1	1	0	17	1	21	10	78	129	2	0	0	5	1	8
0	2	0	0	0	12	1	53	68	10	23	2	2	8	45
1	2	0	0	0	13	2	40	58	5	ND	0	4	1	10
0	0	0	0	2	22	1	25	50	15	8	6	49	5	83
0	0	0	0	5	17	7	19	48	43	15	8	54	2	122

SO = Suroeste; SE = Sureste.

1 Las estaciones de monitoreo ENEP-Acatlán, Hangares, Santa Ursula, Plateros y Taxqueña no se incluyeron en este cuadro por haber presentado registros por debajo del límite establecido en la norma diaria de PM₁₀ desde el año 2000.

hectáreas en territorio nacional y alrededor de 100 hectáreas de bosque en el Desierto de los Leones durante el mes de abril y cubriendo de humo el cielo de la ya contaminada ciudad de México (Toledo 1998).

COMPOSICIÓN DE LAS PM_{10} EN LAS ZONAS METROPOLITANAS DEL VALLE DE MÉXICO Y MONTERREY

En las ciudades con problemas de contaminación atmosférica el estudio de la composición de las partículas se ha utilizado para identificar las fuentes específicas de emisión, información necesaria para diseñar estrategias y medidas de control. Algunos estudios de este tipo se han llevado a cabo en las ZMVM y ZMM, pero todavía no en la ZMG.

En la ZMVM se muestrearon y caracterizaron PM_{10} y $PM_{2.5}$ en las estaciones de Merced, Pedregal, Xalostoc, Tlalnepantla, Netzahualcóyotl y Cerro de la Estrella del 23 de febrero al 22 de marzo de 1997 (Chow *et al.* 2002). Los autores encontraron que aproximadamente el 50% de las PM_{10} estaban constituidas por $PM_{2.5}$ y que el carbón elemental y orgánico, el sulfato, nitrato, amonio y componentes de la corteza terrestre presentaban concentraciones con variaciones importantes por día y sitio de monitoreo.

Para las PM_{10} el material geológico constituyó 48% de la masa, seguido por aerosoles carbonáceos con 32% (23.1% carbón orgánico y 8.4% carbón elemental) y aerosoles secundarios inorgánicos con el 19% (11.5% sulfato de amonio y 7.5% nitrato de amonio). Por último, con contribuciones menores, se encontraron elementos no crustáceos (2.3%) y sales (1.2%). Los principales componentes de las $PM_{2.5}$ fueron los aerosoles carbonáceos (45% de la masa), con un porcentaje mayor atribuido al carbón orgánico (31%) que al carbón elemental (14%); los aerosoles inorgánicos secundarios (29%), entre los que predominaron el sulfato (19%) y el nitrato (10%) de amonio, y, finalmente, el material geo-

lógico (14%), elementos no crustáceos (2.4%) y sales (0.8%).

Los autores de dicho estudio sugieren que aproximadamente dos terceras partes del sulfato de amonio medido en el área urbana pudo haber sido producido por las emisiones de dióxido de azufre (SO_2) por fuentes localizadas en ciudades o corredores industriales al norte de la ciudad de México. Asimismo, las concentraciones de carbón elemental variaron sustancialmente entre las zonas, con concentraciones más altas en áreas con alto tráfico de vehículos viejos y que utilizan diesel.

En cuanto al estudio realizado en la ZMM, los muestreos de PM_{10} se llevaron a cabo de mayo a junio de 1995 (SEMARNAP 1997b). El material típico de la corteza terrestre representó entre 36 y 54% de la masa de PM_{10} , con un máximo en la zona noroeste y un mínimo en la zona suroeste. La categoría de combustión miscelánea, constituida por combustión de madera en residencias y carbón orgánico secundario principalmente (excluyendo vehículos automotores), presentó una contribución promedio de 22%. El sulfato de amonio y el nitrato de amonio constituyeron una fracción importante, formados a partir de amoniaco gaseoso, óxidos de nitrógeno y óxidos de azufre (estos dos últimos posiblemente asociados con emisiones de vehículos automotores), representando 21% para el sulfato de amonio y 5% para el nitrato de amonio. La contribución de la categoría de vehículos automotores varió considerablemente, siendo en la zona suroeste de 6.2%, en contraste con las zonas centro y noreste, donde fue mínima (0.57%). Esto concuerda con el hecho que en los alrededores de la estación de monitoreo suroeste se registra el mayor tráfico vehicular, incluyendo camiones a diesel. Los niveles más elevados de carbonato se encontraron en la zona noroeste (4.8%), lo que sugiere actividades de procesamiento mecánico de caliza. Las concentraciones más altas de carbón elemental se encontraron en la zona centro (3.8%) y las más bajas en la zona

norooeste (2.4%), indicando en ambas, procesos de combustión de diesel.

Los estudios sobre especiación de partículas permiten tener un panorama de las fuentes de emisión de los compuestos que forman a las partículas. Sin embargo, campañas de medición de mayor duración, realizadas periódicamente y en diferentes puntos de las zonas metropolitanas son indispensables para una caracterización más completa y representativa, tanto temporal como espacialmente.

¿QUÉ HEMOS HECHO Y CÓMO ESTAMOS?

La política ambiental en nuestro país, en términos de contaminación atmosférica, ha mostrado la necesidad de desarrollar estrategias de control integrales, con la coordinación y participación intersectoriales. El trabajo conjunto de los sectores ambientales, de transporte, salud, seguridad social, energía y la participación ciudadana, ha sido fundamental para ayudar a resolver un problema complejo y multifactorial, como es la contaminación del aire.

La ZMVM ha sido pionera en cuanto a la gestión de calidad del aire, quizás no sólo por tener en los años ochenta una pésima calidad del mismo, sino por albergar a cerca de 18 millones de mexicanos expuestos a una atmósfera contaminada. También, la gasolina en aquellos años tenía un muy elevado contenido de plomo, lo que se reflejaba en los niveles de este metal en la sangre de la población, que eran cuatro veces superiores de los de un habitante de Tokio (Hamill 1993). Añadir plomo a la gasolina se justificó, en su momento, por facilitar la combustión, dada la altitud de la ZMVM, y por no conocerse los efectos nocivos en la salud de la población, en particular, los impactos neurológicos y neuroconductuales irreversibles que se pueden presentar en la población infantil expuesta. En la actualidad, como logro de la política ambiental, la gasolina que se comercializa en nuestras zonas metropolitanas compite en calidad con



la de países desarrollados. Aún así, la calidad tanto de la gasolina como del diesel deben seguir mejorando. En estos momentos se gestiona con Petróleos Mexicanos (PEMEX) y otras autoridades federales una mayor reducción del contenido de azufre. El azufre es considerado como “el plomo” de este siglo, por no permitir el adecuado funcionamiento de los sistemas modernos de control de emisiones contaminantes en vehículos automotores. El contar con gasolina y diesel con concentraciones ultra bajas de azufre reduciría significativamente las emisiones de hidrocarburos reactivos y tóxicos, óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre y monóxido de carbono, siendo estos contaminantes en sí mismos y, también, los tres primeros, precursores de partículas secundarias, y, los dos primeros, precursores del ozono.

En este mismo sentido, para la ZMVM es interesante mencionar la rápida tasa de renovación de la

flota vehicular de los últimos años, ya que ahora más del 60% de los autos a gasolina cuenta con convertidores catalíticos, lo que significa 90% menos emisiones de contaminantes que vehículos que no cuentan con ellos. No obstante, es indispensable que la flota con tecnologías vehiculares caducas, como los autos con carburador, se retire de la circulación y que las tecnologías más avanzadas de control de emisiones sean las que predominen el parque vehicular. Esto es fundamental también en los vehículos a diesel, pues son los que más partículas suspendidas emiten y porque alrededor del 60% de la flota que usa este combustible tiene más de diez años de edad. Es posible que, al menos parcialmente, el Programa de Verificación Vehicular, primer programa obligatorio y masivo instrumentado en la ZMVM en 1988 para reducir las emisiones generadas por vehículos al promover su mantenimiento adecuado, haya tenido como efecto la aceleración de la renovación de la flota de vehicular (Gakenheimer *et al.* 2002). Por el alcance que ha logrado el programa, con una estimación de cerca de tres millones de pruebas de verificación al semestre, y sus consecuentes beneficios para la calidad del aire, sería conveniente que en las otras dos grandes zonas metropolitanas se desarrollaran e instrumentaran programas de verificación para vehículos a gasolina y diesel, como motores fundamentales para la reducción de la contaminación atmosférica.

De esta forma, el mejoramiento de combustibles, la renovación del parque vehicular, el programa de verificación vehicular, aunados a otras acciones, medidas y programas que se han instrumentado en la ZMVM han dado como resultado una mejor calidad del aire. En esta zona metropolitana en el 2002, se dejó de rebasar la norma anual de PM_{10} de manera global, aunque continuaron los niveles que la superaron en algunas estaciones de monitoreo aledañas a zonas altamente industrializadas (Xalostoc) y áreas con problemas de erosión del suelo (Cerro de la Estrella). En cuanto al límite de

24 horas, también se han reducido los días que lo han rebasado; por ejemplo, en el año 2002, sólo se rebasó en dos estaciones de monitoreo y durante sólo unos cuantos días.

En forma similar, en la ZMG, si bien es cierto que aún para el año 2002 se rebasaban los valores normados de 24 horas y anuales en algunas de sus estaciones de monitoreo, en los últimos cuatro años se ha presentado una tendencia decreciente. Al igual que en la ZMVM, se pusieron en marcha acciones que han permitido la disminución de las concentraciones de las PM_{10} , entre ellas, el programa de mejoramiento vial en el que se cuenta con 295 kilómetros de vialidades semaforizadas, con 1300 cruceros, de los cuales el 60% son computarizados y 40% convencionales, y que ha dado como resultado un incremento de la velocidad promedio de circulación de 24.5 a 55 km/h; la renovación de más del 30% de la flota vehicular del transporte público de pasajeros, y la instrumentación de los programas de reforestación y pavimentación con la participación de los tres niveles de gobierno (INE-SEMARNAP 2000).

La situación en la ZMM es menos alentadora, ya que en ella se registraron las concentraciones más altas en el 2001 y 2002, rebasando de manera importante las normas diaria y anual para PM_{10} . Adicionalmente, la gestión de la calidad del aire requeriría reforzarse, pues se cuenta con unas cuantas medidas de control; entre ellas, la renovación de 1,140 unidades de transporte público, y la firma de la declaración de compromiso de cumplimiento de los lineamientos ambientales con los representantes de las pedreras para el control de las emisiones de partículas (INE-SEMARNAP 2000).

Las tendencias en las tres grandes zonas metropolitanas indican que aún hay mucho camino por andar para lograr tener un aire más limpio y una mejor calidad de vida en general, así como para evitar que otras ciudades del país confronten problemas de calidad del aire de tales magnitudes. Por ejemplo, es fundamental y urgente desarrollar una política de

transporte integral para las zonas urbanas e industriales, que incluya el desarrollo de infraestructura para contar con un sistema de transporte público de alta capacidad, eficiente y limpio; la reducción del número de autos privados en circulación; la mejora de tecnologías de los vehículos y de calidad de los combustibles y la promoción del uso de transporte no motorizado, como es el andar a pie y en bicicleta. Asimismo, para fundamentar la toma de decisiones y lograr una informada gestión de la calidad del aire, es necesario generar información y profundizar en los estudios e investigaciones, como pueden ser, entre muchos otros, el realizar mediciones sistemáticas y de calidad de los contaminantes atmosféricos en las zonas urbanas e industriales, el realizar estudios de caracterización de PM_{10} , el llevar a cabo y actualizar los inventarios de emisiones, tanto a niveles locales como regionales y nacional, el evaluar los impactos de los contaminantes en el ambiente y en la salud de las poblaciones expuestas, y, también, el evaluar sistemáticamente el impacto de medidas de control.

NOTAS

1. Se usaron las pruebas no paramétricas de Friedman y Wilcoxon (Conover 1999) con un nivel de significancia del 5%. Las concentraciones de los días incluidos en el análisis, de las tres zonas metropolitanas, se ordenan en forma decreciente con lo que se elimina la influencia de valores extremos. La prueba de Friedman mostró que, para cada uno de los años considerados, la distribución de los máximos de los promedios de 24 horas era diferente en al menos una de las zonas metropolitanas. Con la prueba de Wilcoxon se determinaron las tendencias crecientes o decrecientes de una zona metropolitana con respecto a la otra.

BIBLIOGRAFÍA

Arribas-Monzón, F., M.J. Rabanaque, M.C. Martos, M.J. Abad, T. Alcalá-Nalvaiz y M. Navarro-Elipse. 2001.

- Efectos de la contaminación atmosférica sobre la mortalidad diaria en la ciudad de Zaragoza, España 1991-1995. *Salud Pública de México* 43: 289-297.
- Borja-Aburto, V.H. 2000. Estudios ecológicos. *Salud Pública de México* 42: 533-538.
- Castillejos, N., V. Borja Aburto, D.W. Dockery y D. Loomis. D. 2000. Coarse particles and mortality in Mexico City. *Inhalation Toxicology* 12(Suppl. 1):61-72.
- Chow, J.C., G.J. Watson, A. Edyerton y E. Vega. 2002a. Chemical composition of $PM_{2.5}$ y PM_{10} in Mexico City during winter 1997. *The Science of the Total Environment* 287: 177-201.
- Chow, J.C., G.J. Watson, A. Edyerton, E. Vega y E. Ortiz. 2002b. Spatial Differences in Outdoor PM_{10} Mass and Aerosol Composition in Mexico City. *Journal of Air Waste Management Association* 52(4): 423-434.
- Cohen, A.J., A. Pope y F.E. Speizer. 1997. Ambient air pollution as a risk factor for lung cancer. *Salud Pública de México* 39: 346-355.
- Conover W.J. 1999. *Practical Nonparametric Statistics. Tercera edición.* John Wiley & Sons, Inc.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2002. Proyecto de Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993. *Diario Oficial de la Federación* 16 de octubre.
- 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-1993. *Diario Oficial de la Federación* del 23 de diciembre.
- Durando-Oliver, S.P. 1999. Efectos de la contaminación del aire en la población general. *Revista de la Facultad de Medicina de la UNAM* 42: 230-237.
- EPA. 2002. Third External Review Draft of Air Quality Criteria for Particulate Matter. Air Quality Criteria for Particulate Matter. vol. I y II. EPA/600/P-99/002aC.
- s/f. Center for Environmental Research Information 1999. Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air. Continuous Measurement of PM_{10} suspended particulate matter (SPM) in ambient air. EPA/625/R-96/010a.
- Gakenheimer, R., L. Molina, J. Sussman, C. ZZegras, A. Howitt, J. Makler, R. Lacy, R. Slott y A. Villegas. 2002.

- The MCMA Transportation System: Mobility and Air Pollution. En: L. Molina y M. Molina (eds.). *Air Quality in the Mexico Megacity. An Integrated Assessment*. Springer, Holanda.
- Hamill, P. 1993. The Resurrection of Mexico City. *Audobon* 38-49.
- HEI Perspectives 2002. *Understanding the Health Effects of the Components of the Particulate Matter Mix: Progress and Next Steps*. Health Effects Institute.
- Hernández-Cadena, L., M.M. Téllez-Rojo, L.H. Sanín-Aguirre, M. Lacasaña-Navarro, A. Campos e I. Romieu. 2000. Relación entre consultas a urgencias por enfermedad respiratoria y contaminación atmosférica en Ciudad Juárez, Chihuahua. *Salud Pública de México* 42: 288-297.
- INEGI 2001. *XII Censo General de Población y Vivienda, 2000*. Aguascalientes, México.
- INE-SEMARNAT. 2003. *Segundo almanaque de datos y tendencias de la calidad del aire en seis ciudades mexicanas*. INE, México.
- . 2001. *Almanaque de datos y tendencias de la calidad del aire en ciudades mexicanas*. INE, Agencia de Cooperación Internacional del Japón, CENICA, México.
- . 2000. *Gestión de la calidad del aire en México, logros y retos para el desarrollo sustentable 1995-2000*. INE, México.
- Lacasaña-Navarro, M., C. Aguilar-Garduño e I. Romieu. 1999. Evolución de la contaminación del aire e impacto de los programas de control en tres megaciudades de América Latina. *Salud Pública de México* 41: 203-215.
- Lippmann, M. 1989. Size-Selective Health Hazard Sampling. En: S.V. Hering (editor técnico). *Air sampling Instruments for Evaluation of Atmospheric Contaminants*. Séptima edición. American Conference of Governmental Industrial Hygienist. Ohio, EE.UU. Pp. 163-198.
- Martínez-Ordaz, V.A., V.M. Velazco-Rodríguez, J.G. Lazo-Saenz y C. López-Campos. 2000. Asma y medio ambiente en la Comarca Lagunera. *Revista Alergia* 47: 138-145.
- Mujica-Álvarez, V. y J. Figueroa-Lara. 1996. *Contaminación Ambiental causas y control*. UAM-Azacapotzalco, México.
- Ostro, B.D., D. Hurley y M.J. Lipsett. 1999. Air pollution and daily mortality in the Coachella Valley, California: a study of PM₁₀ dominated by coarse particles. *Environ Res* 81(3): 231-238.
- Rojas-Bracho, L. y V. Garibay-Bravo. 2003. Partículas suspendidas aeropartículas o aerosoles ¿Hacen daño a la salud? *Gaceta ecológica* 69: 29-44.
- Romieu, I. y V.H. Borja-Aburto. 1997. Particulate air pollution and daily mortality: Can results be generalized to Latin America Countries? *Salud Pública de México* 39: 403-411.
- Rosales-Castillo, J.A., V.M. Torres-Meza, G. Olaiz-Fernández y V.H. Borja-Aburto. 2001. Los efectos agudos de la contaminación del aire en la salud de la población: evidencias de estudios epidemiológicos. *Salud Pública de México* 43: 554-555.
- SEMARNAT, Gobierno del Estado de México, Gobierno del Distrito Federal, SSA, 2002. *Programa para Mejorar la Calidad del Aire de la Zona Metropolitana del Valle de México 2002-2010*. México.
- SEMARNAP, Gobierno del Estado de Jalisco, SSA, 1997a. *Programa para Mejorar la Calidad del Aire en la Zona Metropolitana de Guadalajara 1997-2001*. México.
- SEMARNAP, Gobierno del Estado de Nuevo León, 1997b. *Programa de Administración de la Calidad del Aire del Área Metropolitana de Monterrey 1997-2000*. México.
- Toledo, C. 1998. La tragedia de los incendios forestales. En: www.planeta.com/ecotravel/México/ecologia/98/0798. Consultada en octubre de 2004.

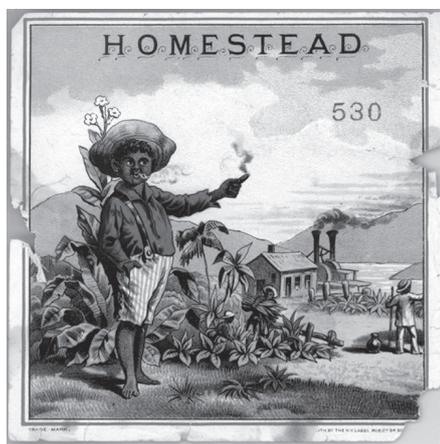
María Guadalupe Tzintzun Cervantes. Jefa de Departamento de Análisis Estadístico sobre la Calidad del Aire. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT. Correo-e: tzintzun@ine.gob.mx.

Leonora Rojas Bracho. Directora de Investigación sobre Calidad del Aire. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT. Correo-e: lrojas@ine.gob.mx

Adrián Fernández Bremauntz. Presidente del Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT. Correo-e: presiden@ine.gob.mx.

El desarrollo institucional de esquemas de pago por servicios ambientales

LETICIA MERINO PÉREZ



Los esquemas radicalmente simplificados de la organización social parecen tener los mismos riesgos de fracaso que los esquemas radicalmente simplificados de los ambientes naturales.

James Scott (1998)

INTRODUCCIÓN

Las sociedades humanas han sido siempre consumidoras de bienes naturales y usuarias de servicios ambientales (SA), que proveen condiciones esenciales

para la vida y el desempeño de las actividades productivas que llevan a cabo. Algunos de esos bienes y servicios, particularmente la producción de agua y la

disposición de determinadas especies biológicas han sido valoradas por las distintas sociedades a lo largo de la historia. Sin embargo hasta hace muy poco, la disposición de estos servicios fue percibida, las más de las veces, como algo dado.

La preocupación contemporánea por la prestación de SA tiene que ver, en primera instancia, con la percepción de su escasez. Dicha percepción está generando diversos esfuerzos por revertirla, entre los que tienen especial importancia el desarrollo de la comprensión sobre las relaciones que los sistemas ecológicos y agroecológicos guardan con la disposición de los distintos servicios ecológicos.

Los distintos SA son producidos a partir de una diversidad de procesos sociales y naturales, en una gama de sistemas de vegetación natural y agroecosistemas. Destacan entre ellos los bosques naturales por sus cualidades excepcionales de proveedores de servicios hidrológicos, captura de carbono y otros gases de invernadero, de hábitat para la biodiversidad, conservación del suelo, mitigación de impactos de desastres “naturales” y existencia de paisajes. De ahí la relevancia de la preocupación por su deterioro y la importancia de la conservación de las masas forestales como tema prioritario en las agendas locales, nacionales y global.

En la literatura relativa a la economía de recursos naturales los SA son definidos como externalidades positivas, como consecuencias de determinadas actividades humanas, que no son incorporadas a los precios o retribuciones que reciben quienes las desempeñan, es decir, que hasta ahora no han sido valoradas en términos de la economía de mercado. Esta ausencia de valoración tiene como consecuencia que los SA rara vez sean percibidos por quienes llevan a cabo las actividades que permiten mantenerlos y/o por los propietarios de los ecosistemas que los producen. La escasa percepción de la provisión de SA se relaciona con su carácter de externalidad, que determina que los proveedores de SA no reciban beneficios econó-

micos a cambio de su provisión, y con el hecho de que los beneficios que generan son generalmente experimentados más allá de los ámbitos locales o incluso regionales en que se producen.

En los procesos de deterioro que los ecosistemas forestales experimentan en distintas regiones del mundo, influyen de manera determinante la insuficiencia (o ausencia) de incentivos que para los dueños, y/o los habitantes de las regiones forestales presenta la preservación del uso forestal del suelo y la inversión en la protección de las masas forestales. En la actualidad esta limitación resulta particularmente sensible en los casos en que el uso forestal enfrenta elevados costos de oportunidad, como el cambio hacia usos agropecuarios o urbanos, o en condiciones de bosques que enfrentan nuevas presiones ambientales, como incremento en la incidencia de plagas e incendios, favorecidas por el proceso de calentamiento global.

En la historia de los procesos de colonización y/o desarrollo de distintas regiones del mundo, las acciones de los estados han contribuido a elevar los costos de oportunidad de la preservación forestal, al subsidiar la remoción de las masas forestales que los gobiernos percibían entonces como territorios improductivos y “vacíos de derechos”. En México, durante décadas la acción de la Reforma Agraria exigía el desmonte de los terrenos forestales para reconocer derechos de propiedad particular. En sentido opuesto proponemos que los esfuerzos por desarrollar esquemas de pago por servicios ambientales (PSA) requieren manejar como puntos de partida el reconocimiento del bosque como el uso del suelo preferente y los derechos de propiedad sobre los territorios forestales. Proponemos que la búsqueda de la internalización de externalidades positivas y la creación de incentivos para la conservación y desarrollo de la vegetación natural, incluyendo el reconocimiento de derechos como parte de los incentivos, son ejes de una política sustentable de PSA, que permita que los recursos forestales representen “activos” para sus propietarios.

El desarrollo de esquemas de PSA de los ecosistemas constituye una innovación social, resultado de la articulación de distintos procesos. Se trata de construcciones en proceso, que buscan responder a problemáticas (relativamente) emergentes, y que requieren de acciones, mecanismos y arreglos institucionales que resultan en buena medida inéditos. Este ensayo busca desarrollar algunos de los temas que nos parecen fundamentales en el desarrollo de esquemas de PAS que combinen los mejores instrumentos de mercado con el marco regulatorio necesario y resulten capaces de responder a la variedad de condiciones de las distintas regiones forestales del país.

En este trabajo manejamos tres supuestos generales: la existencia de instituciones de distinta escala y la necesidad de desarrollo institucional en la construcción de esos esquemas. La categoría de institución se entiende en este texto como reglas y acuerdos que rigen las acciones sociales. Otro supuesto es el reconocimiento de la presencia e interacción de distintos actores y grupos de interés respecto de los bienes y SA, de propietarios y usuarios en distintas ubicaciones y escalas y de gobiernos de distintos niveles. Se trata de grupos que reclaman derechos, poseen visiones e intereses diversos sobre los SA y los ecosistemas que los proveen y entre los que existen diferencias sociales y de poder. Un último supuesto se refiere a la concepción de los SA como parte de un paisaje y un territorio, entendidos como construcciones sociales de la naturaleza, producto de la relación histórica y presente que con ella mantienen las comunidades humanas, fundamentalmente las locales (Isakson 2002).

LOS PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES COMO INSTRUMENTOS DE MERCADO

Las propuestas de PSA han surgido como opciones a las medidas ambientalistas basadas exclusivamente en la intervención centralizada de los estados. Al subrayar la importancia de los mercados en la cons-

trucción de esquemas de PSA se ha buscado responder a las crisis por las que atraviesan muchas de las áreas naturales protegidas en distintas regiones del mundo y a la frustración de distintos actores frente a esquemas fundamentalmente regulatorios de manejo de los recursos naturales, que a menudo han resultado ineficientes, costosos e inequitativos.

En México el desarrollo de mercados y esquemas de PSA tiene una importancia estratégica. Distintas regiones del país sufren importantes procesos de desertificación y deterioro de la vegetación natural, sin que existan acciones eficientes o suficientes para detenerlos. Por otra parte, la disminución de la capacidad natural de prestación de SA se presenta a la par de una demanda creciente de distintos SA, asociada al incremento de la urbanización de la población y al crecimiento acelerado de las ciudades medias.

Si bien los mercados pueden compensar algunas de las fallas de los esquemas regulatorios y generar beneficios para distintos actores sociales (como los prestadores de SA) muchas veces presentan fallas y riesgos, que pueden causar también deterioro ambiental e inequidades sociales. La eficiencia (social, económica, ambiental) de los mercados depende de una serie de factores, muchos de los cuales son de naturaleza extraeconómica (las relaciones de poder, el nivel de los costos de transacción, la concentración de la oferta y la demanda, la oferta de información sobre las condiciones de los mercados, etc.). De ahí la necesidad de intervención, junto con los agentes de mercado, de otros actores, instancias y mecanismos.

Un mercado funcional es un bien público cuya consolidación requiere, paradójicamente, de intervenciones gubernamentales. Estas intervenciones resultan críticas para la creación de los mercados de SA, lo que representa en sí un proceso político, en la medida en que se busca convertir bienes tradicionalmente gratuitos, en propiedad y en recursos potencialmente sujetos a transacciones comerciales. Es así que el desarrollo de mercados de SA, implica el desarrollo de



esquemas institucionales que permitan transparencia en la gestión de las retribuciones, y eficiencia en el logro de los objetivos de desarrollo de las capacidades de prestación de SA.

Existe una importante diversidad de estructuras de mercados, que depende de factores contextuales y específicos, como son la escala, el tipo de participantes y el nivel de participación de los distintos participantes, los mecanismos de pago y los niveles de competencia. Un primer factor que determina la variedad de los tipos de mercado y de esquemas institucionales es el de la escala de acceso a los distintos SA. La preservación de la función de captura de

carbono en el suelo y en las masas forestales, eje de los esfuerzos globales por mitigar el cambio climático, implica una relación entre partes muy diversas y distantes. Mientras que las condiciones de las transacciones en torno a los servicios hidrológicos son, en buena medida, particulares a cada caso, puesto que dependen de las características locales físicas, sociales y ambientales de las cuencas e involucran actores que si bien son diversos, comparten generalmente espacios regionales. La escala de la función de los ecosistemas de servir como hábitat a la diversidad biológica depende de la función de la diversidad que se considere. Cuando las especies biológicas se utilizan como recursos de consumo directo involucran, la mayoría de las veces, mercados de bienes que si bien pueden moverse en distintas escalas, presentan estructuras más definidas. En cambio, cuando se valora la función de la diversidad biológica de los bosques de mantener buena parte del *pool* genético para la vida y el desarrollo productivo, los actores se mueven en escenarios similares a los de la captura de carbono, es decir, a escalas de negociación y transacción nacional e internacional, en los que intervienen actores muy distantes, con tendencia a establecer relaciones marcadamente asimétricas.

Otro tema de diferenciación de los tipos de mercados y mecanismos de mercado se refiere al nivel de participación pública, que se relaciona también con la escala de los servicios. Con base en esta participación, los mecanismos de mercado pueden clasificarse en: acuerdos privados auto-organizados, esquemas de mercadeo abierto y esquemas públicos de pago (Powell y White 2002). Los acuerdos privados se establecen generalmente entre los beneficiarios y los productores de un servicio, como sucede en la certificación voluntaria y las compras de tierra o de derechos a desarrollar terrenos. Generalmente estos arreglos son limitados en su escala y transparencia y operan con reducida o ninguna participación pública.

La revisión de distintas experiencias internacionales de PSA muestra que, en la generación de incentivos y en el desarrollo de capacidades que permitan hacer viable para los dueños de los recursos, la provisión de SA en el mediano y largo plazos, es útil considerar los paquetes de incentivos como “paquetes abiertos” que evolucionan en el tiempo y en cuya construcción es clave la participación de los actores locales. Los instrumentos de estos paquetes son diversos; entre ellos se encuentran: pagos directos por provisión de SA, apoyos a reconversión productiva, pago por áreas de conservación, pago por compromisos de mantener el uso forestal (o agroforestal) del suelo, asesoría y apoyo en mercadeo, entre otros. En muchas de las experiencias exitosas de PSA, junto a los estímulos mencionados, se han generado también estímulos no monetarios (prestigio, fortalecimiento del capital social del grupo, autonomía para la gestión de su territorio, reconocimiento de derechos de uso y propiedad) cuyo peso ha resultado muy importante.

En los procesos de desarrollo de mercados para los SA y de los esquemas de PSA existen distintas tareas y momentos. Consideramos que de manera sintética se refieren a:

Surgimiento: conciencia creciente de las causas y efectos del manejo ambiental, de la interdependencia de las actividades y condiciones de los grupos de interés (*stakeholders*) y de las ganancias económicas potenciales de resolución del problema (de deterioro ambiental). Este reconocimiento conduce a la identificación de los proveedores del servicio y de los beneficiarios y a la evaluación de los derechos de propiedad relevantes. La información a los grupos de interés sobre los riesgos y oportunidades del PSA, busca crear la “disposición a pagar” entre los beneficiarios de los servicios y promover la disposición a entrar en negociaciones entre los distintos actores pertinentes.

Definición de la estructura de la relación, es decir, de los servicios particulares y las bases para los pagos, los derechos y oportunidades de los diversos *stakehol-*

ders y creación de una plataforma de negociaciones. Se legisla favoreciendo la creación de demanda para los servicios. Se desarrollan de manera negociada reglas de manejo y transacción y los principales grupos de interés establecen compromisos.

Emergencia de mercados en los que se establecen contratos y acuerdos, se desarrollan instituciones de apoyo en actividades de monitoreo, certificación y verificación, estándares de rendición de cuentas, y esquemas de monitoreo y certificación. Se realizan transacciones de bienes y servicios ambientales (de acuerdo con Powell, White y Landell-Mills 2002).

Tres instituciones resultan cruciales para dotar a los procesos de desarrollo de mercados para los SA de transparencia y capacidad de rendición de cuentas: a) la presencia de derechos de propiedad claramente definidos y registrados, sobre los sistemas naturales que proveen los SA en cuestión; b) la existencia de metodologías de medición/evaluación de dichos servicios y c) la construcción de estándares y procedimientos de certificación confiables sobre el manejo de los ecosistemas.

ACCIÓN COLECTIVA, RECURSOS COMUNES, INTERESES Y DERECHOS DE PROPIEDAD

La construcción de esquemas institucionales para la gestión de SA, esto es, la definición y reconocimiento de derechos, responsabilidades y construcción de reglas de distintos niveles en torno a la gestión de los servicios, es resultado de un proceso complejo que involucra intereses, responsabilidades y derechos de actores de carácter público, privado y comunitario, que además se ubican en escalas diferentes. Al plantear los elementos de este diseño, y los retos que implica, retomamos tres conceptos interrelacionados: el de tipo de bienes y servicios, el de tipo de propiedad y el de tipo interés. La gestión de los SA y los PSA constituyen experiencias de acción colectiva que enfrentan dilemas también interrelacionados.

Hemos hecho énfasis en el interés que para el público nacional e internacional tienen los SA y los ecosistemas que los proveen. Junto a este interés, los bosques y los bienes y servicios que generan son también objeto de los intereses de sociedades y grupos locales definidos. Se trata de bienes y servicios que generan beneficios diversos para actores que operan en distintas escalas, entre los que se presentan fuertes inequidades de acceso al poder y a distintos recursos, cuyos intereses tienden a resultar conflictivos.

La confusión de los tipos de bienes y los tipos de propiedad es frecuente en la literatura sobre la propiedad. El tipo de bienes, como se ha señalado, nos remite a las características de sustractabilidad (o rivalidad de uso) y de exclusión. Los bienes o recursos comunes resultan particularmente frágiles, pues conjugan condiciones de alta sustractabilidad o rivalidad, que deriva en riesgo uso excesivo o congestión, con dificultades de exclusión que implican la tentación permanente entre los usuarios a utilizar estos recursos sin participar en los esfuerzos que otros realizan para preservarlos. Estas condiciones tienen implicaciones determinantes para el diseño institucional de los esquemas de PSA, ya que la gestión sustentable de los recursos comunes requiere, más que la de otros tipos de bienes, de regulaciones precisas de su uso y medidas de protección, así como de mecanismos que hagan viable su cumplimiento, a través del consenso o la coerción.

Los recursos comunes no se reducen a aquellos de extensiones relativamente limitadas y aisladas, manejadas por conjuntos reducidos, que a menudo son grupos tradicionales. Los bienes o recursos comunes abarcan una gran variedad de recursos naturales y construidos. En adición a los recursos locales prototípicos, los océanos, el *pool* genético y la atmósfera son recursos comunes.” (Dolsak y Ostrom 2003)

No existe equivalencia entre el tipo de bienes y el tipo de propiedad adecuada para la gestión sostenible de los recursos. En el caso de los recursos comunes,

la propiedad colectiva facilita la participación de los usuarios locales en su gestión y su participación es determinante, dado que las decisiones que ellos toman sobre los usos de los recursos influyen en gran medida en sus condiciones de conservación o deterioro. No obstante, la mera participación de estos actores resulta cada vez menos suficiente para asumir los retos que enfrentan la conservación y el uso sostenido de los bosques en el marco de la necesidad de mantener los SA. En consecuencia, lejos de proponer una opción de diseño institucional única, planteamos la necesidad de elaborar soluciones institucionales particulares para asumir problemas y dilemas muy variados.

La mayoría de las legislaciones del mundo reconocen las formas de propiedad gubernamental y la privada. Paulatinamente el concepto de propiedad comunitaria, que en los hechos equivale a propiedad privada de un grupo (Lynch 2002, Scott 1998), se ha incorporado a los tipos de propiedad reconocidos por los gobiernos. Estos tipos generales de propiedad confieren distintos derechos sobre los bienes: derechos de exclusión, de acceso, de uso, derechos de regulación o manejo y derechos de enajenación (Agrawal y Ostrom 1990, Lynch 2002).

Ningún tipo de propiedad otorga derechos absolutos sobre los bienes que se posee; más allá del tipo de propiedad, distintos actores (públicos, colectivos o privados) poseen, presumen o reclaman derechos sobre los recursos, como es particularmente patente en el caso de los bosques. En el diseño institucional para el PSA el reconocimiento de estos derechos es un tema central. En el contexto de los tipos de propiedad general, distintos sujetos y/o entidades pueden poseer derechos específicos sobre determinados recursos. Es así que en México los ejidos y comunidades agrarias reconocen derechos (de exclusión, uso, acceso) a parcelas agrícolas y solares urbanos en las tierras oficialmente reconocidas como propiedad comunal; en los 16 principales países forestales del mundo empresas privadas son favorecidas por concesiones que les otor-

gan derechos de uso sobre 896 millones de hectáreas de bosques de propiedad pública (White y Martín 2002); en México, el gobierno federal mantiene importantes derechos de regulación de los bosques, sean estos de propiedad social o privada; en las reservas de la biosfera en México las comunidades conservan la propiedad formal de los terrenos, aunque en las zonas núcleo carecen prácticamente de derechos de propiedad. En los casos de muchos de los países donde priva la propiedad pública, distintos grupos tienen, en diversa medida, control sobre diferentes recursos. En el contexto de cada tipo de propiedad, la estructura de derechos genera incentivos u obstáculos para el manejo regulado y/o sostenido de los recursos comunes. A pesar de que los sistemas modernos de registro de la propiedad no permiten identificar plenamente la gama de derechos presentes en las formas generales de propiedad, estos derechos tienen una influencia determinante en cómo se utilizan los bosques.

A partir del surgimiento de los estados centralizados en Occidente y de la experiencia colonial en países del Tercer Mundo, la simplificación de los derechos de propiedad reconocidos, su concentración y la búsqueda de control centralizado de los bosques en favor de los gobiernos han sido elementos de un movimiento generalizado. “A lo largo de la historia moderna, los gobiernos han sido propietarios legales de la mayoría de los bosques... esta tradición de propiedad gubernamental se inició en Europa medieval, con la exclusión de los comuneros ejecutada por la realeza que reclamaba que los bosques sirvieran a los intereses del 'señor'. Fue ahí donde se desarrolló la profesión de forestería a partir de las tareas iniciales de vigilar los terrenos y asegurar un abasto suficiente de productos forestales y animales de caza a la corona” (White y Martín 2002: 2). A la fecha, alrededor del 81% de los bosques del mundo son propiedad de los gobiernos. En los 17 países considerados como megadiversos, ubicados en las regiones tropicales del mundo, los gobiernos son propietarios del 71%

de los bosques, mientras que de las cinco principales naciones productoras de madera, 87% de las tierras forestales son propiedad pública (White y Martín 2002: 7). México es una de las contadas excepciones donde la mayor parte del territorio forestal es propiedad de las comunidades que habitan las regiones boscosas.

La tenencia colectiva ha sido vista por algunos autores y sectores de opinión como causa irremisible de deterioro ambiental, mientras otros, adoptando una equivalencia directa entre equidad y sustentabilidad, proponen a priori a este tipo de propiedad como sinónimo de un buen manejo de los recursos naturales. Aunque, como se ha señalado, ningún tipo de propiedad es condición suficiente de manejo sostenible “existe evidencia creciente de que entidades comunitarias locales resultan tan buenas, y a menudo mejores manejando bosques que los gobiernos federales, regionales y locales” (White y Martín 2002). Las posibilidades de que esto suceda dependen, entre otros factores, del capital social con que cuentan estos grupos organizados y de la estructura de incentivos que enfrenten, condiciones que son resultado de las características económicas, sociales, políticas y legales de los contextos en que están insertos.

Se ha mencionado que el reconocimiento de derechos puede ser en sí mismo un incentivo poderoso para los actores que utilizan los recursos comunes. Sin el reconocimiento efectivo de sus derechos de propiedad las comunidades locales de usuarios carecen de estímulos para convertir los recursos naturales en activos productivos para su futuro, en cuya conservación y/o manejo regulado resulta viable invertir. En los últimos diez años, particularmente en países ubicados en regiones tropicales, los gobiernos han transferido derechos a comunidades locales de usuarios, sea reconociendo la propiedad, o bien confiriéndoles derechos de uso, y en alguna medida de manejo. A la fecha poco más del 10% de los bosques remanentes en el mundo se rigen mediante este tipo de arreglos institucionales (White y Martín 2002).

En México el carácter social de la tenencia forestal es resultado de la historia y condiciones particulares del país durante la primera mitad del siglo XX, pero a pesar de que la gran mayoría de las comunidades forestales han contado por años con el reconocimiento legal de sus derechos de propiedad, distintas condiciones políticas y económicas han actuado como poderosos obstáculos a la conservación y buen manejo de los bosques (Klooster 1997, Merino 2002 y 2003). Sin embargo, esta tendencia tiene excepciones importantes. Desde principios de la década de 1980 en distintas regiones del país, comunidades forestales han echado a andar experiencias de manejo y producción forestal comercial, a partir de las cuáles han desarrollado esquemas de ordenamiento territorial y conservación, así como inversiones productivas, sociales y en infraestructura. En muchas comunidades de Oaxaca, Michoacán, Puebla, Durango y Quintana Roo la frontera forestal se ha estabilizado e incluso está avanzando. Estas comunidades han desarrollado capacidades para asumir nuevos retos y propuestas productivas (Bray y Merino 2004, Merino 200, Velásquez *et al.* 2002). El análisis de estas experiencias muestra el potencial de las experiencias de comunitarias de manejo en contextos institucionales y de incentivos favorables para la conservación forestal.

DISEÑO INSTITUCIONAL PARA LA SUSTENTABILIDAD DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES

El manejo de los recursos comunes implica iniciativas de acción colectiva que enfrentan inevitablemente distintos dilemas, entre los que destacan el dilema de la oferta o construcción de nuevas reglas o instituciones, el dilema de la credibilidad de los compromisos que adquieren los actores sociales y el problema del monitoreo de su cumplimiento. Se trata de disyuntivas articuladas y que se determinan mutuamente (Ostrom 1990).

El desarrollo de nuevas instituciones es un primer problema de importancia crucial, teniendo en cuenta la necesidad de regulación de los usos de los recursos comunes para permitir su permanencia, y las condiciones del diseño institucional a que nos hemos referido. La formulación de reglas conlleva altos “costos de transacción”; exige, por una parte, una fina comprensión de las dinámicas de funcionamiento de los sistemas de recursos y por otra el conocimiento de las comunidades y grupos de usuarios, su acceso a la información necesaria y la creación de instancias de negociación. El desarrollo de reglas impone también el conocimiento y acuerdo de los usuarios afectados por ellas. Las sociedades no se comprometen en la formulación de reglas si no se ven obligadas a hacerlo. Más allá del tipo de propiedad a que los recursos comunes estén sujetos, los usuarios utilizan estos recursos en condiciones de “acceso abierto” mientras no perciben riesgos de deterioro de los recursos o servicios valorados. En la medida en que aumentan las presiones sobre los recursos, también se incrementan las necesidades de reglas cada vez más precisas y complejas y se requiere en mayor medida de insumos de conocimiento y técnicos especializados. Cada vez más éste es el caso de las reglas para la prestación de diversos servicios ambientales.

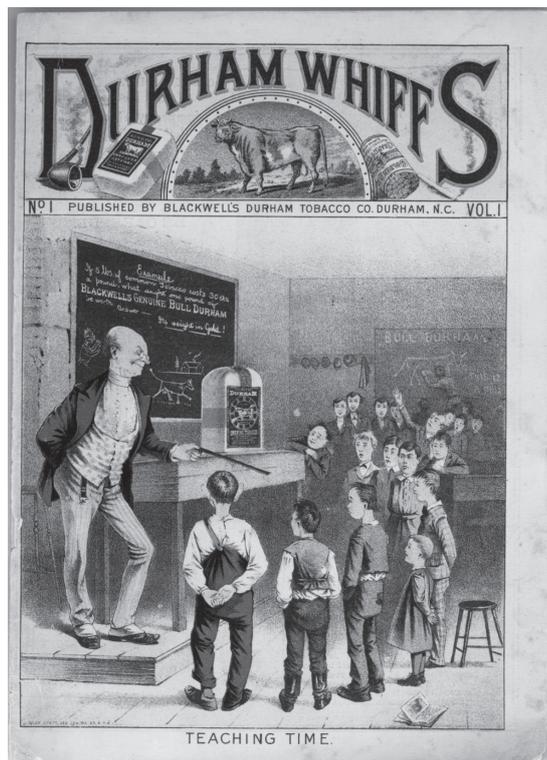
Las reglas se refieren a aspectos técnicos de manejo de los recursos, pero también a la relación de ellos con grupos sociales. De ahí la necesidad de conjuntos de reglas específicas para sistemas de recursos particulares, aunque sea viable retomar elementos de experiencias de gestión de sistemas de recursos con condiciones (físicas y/o sociales) similares.

Por otra parte la elaboración de las reglas tiene aspectos parecidos a la provisión de un bien público, muchos se beneficiarán de este bien, a pesar de no haber invertido en su desarrollo y quienes han participado en su elaboración no reciben mayores beneficios que el resto de los usuarios.

Un segundo dilema es el del compromiso creíble. La existencia de reglas no tiene sentido si no se cuenta con las condiciones y mecanismos que aseguren su aplicación. Los usuarios de los recursos no pueden asumir compromisos de cumplir con las reglas sin la certeza de que los otros usuarios las observan. El incumplimiento generalizado de las reglas es un poderoso estímulo para continuar quebrantándolas. El capital social de los usuarios, las redes de relaciones y la confianza existente entre ellos, junto con la estructura de incentivos, hace posible enfrentar este dilema. A su vez, la presencia de instituciones-reglas adecuadas es un importante factor del capital social que incrementa la confianza de los miembros de las comunidades usuarias. En el caso de participantes en esquemas de PSA ubicados en distintas escalas, la ausencia de capital social entre los actores es un limitante importante del diseño de reglas viables para el conjunto de los actores y para su cumplimiento.

El tercer dilema es el del monitoreo, ya que a pesar de la existencia de consensos en torno a las reglas y de los altos niveles de capital social entre aquellos a quienes las reglas se les aplican, la posibilidad de incumplimiento se mantiene. La presencia de mecanismos de seguimiento eficientes favorece el cumplimiento de las regulaciones y es un poderoso elemento de la gestión sustentable. Diversos esquemas de monitoreo pueden ser adecuadas en distintas circunstancias, pero nuevamente, la participación de usuarios de los recursos en las prácticas de monitoreo, o de instancias de supervisión que rindan cuentas a los usuarios locales tienen importancia crítica y fortalece su compromiso con el cumplimiento de las reglas de uso que ellos asuman.

El diseño institucional se refiere a la creación de las reglas de distintos niveles y leyes así como a su aplicación, a los incentivos y al monitoreo de su cumplimiento; también implica el reconocimiento y concesión de distintos tipos de derechos a los diversos grupos de interés involucrados. El diseño



institucional para la gestión y pago por SA representa un proceso demandante. Los recursos comunes relativamente simples y con limitadas externalidades negativas son más fáciles de manejar que aquellos que son parte de sistemas de recursos complejos e interactivos, ya que entre más complejo sea un sistema, más difícil será para los usuarios acordar reglas referentes a esas externalidades. Otra dificultad adicional que enfrenta este diseño es el resultado de la incertidumbre sobre la cosecha (los límites de uso) de muchos de los recursos involucrados, que limita los horizontes temporales de planeación de los usuarios y actúa contra la sustentabilidad del uso del recurso. A pesar de estas dificultades, el carácter de recursos comunes de la mayoría de los sistemas naturales proveedores de SA, convierte en un imperativo la coordinación y la cooperación entre actores y usuarios, lo que en ocasiones conlleva altos costos de transacción.

A partir de la revisión de un amplia evidencia empírica distintos investigadores (Ostrom 1990, Tucker 1999, Bardham 1999, Agrawal 2002) proponen una serie de cualidades asociadas a las experiencias de instituciones funcionales. Las características comunes a estas instituciones son: conocimiento y participación de los usuarios en la elaboración de las reglas, viabilidad y aplicabilidad de las reglas, sistemas transparentes de monitoreo y sanción, resolución de conflictos, flexibilidad de las reglas y articulación funcional de las reglas operacionales (para el uso local) con instituciones de otros niveles. La presencia de estas condiciones confiere viabilidad a los diseños institucionales.

Estos principios (de diseño institucional) ponen énfasis en la importancia de los actores locales y en su relación con instituciones de otras escalas. Entre ellos quisiera destacar la importancia de la participación de estos usuarios en la definición de las reglas, lo que nos remite al primer dilema de la acción colectiva. Esta participación es importante porque concede a las reglas la visión de los sistemas de recursos como “territorios”, como espacios socialmente construidos por los actores que los habitan, utilizan y manejan (Isakson 2002). La visión de “territorio” incorpora las perspectivas de los actores locales, confirmando viabilidad a las reglas, a la vez que las dota de legitimidad entre los usuarios que manejan cotidianamente los recursos naturales. Difícilmente puede pensarse en el manejo para la prestación de servicios hídricos o de preservación del hábitat, sin el conocimiento y participación de los usuarios locales de los recursos que en México cuentan, además, con derechos de propiedad reconocidos por el Estado.

Esta participación resulta a todas luces insuficiente en los casos de recursos complejos e interactivos, cuyo uso y manejo genera externalidades (positivas y negativas) para distintos actores. La gestión sostenible de los sistemas de recursos comunes que prestan diversos bienes y servicios requiere de insumos y participacio-

nes diversas: incentivos económicos, nuevos conocimientos sobre estos sistemas y nuevas tecnologías para monitorearlos y evaluar sus condiciones, acuerdos entre sectores urbanos y comunidades rurales, apoyo de las agencias de gobierno, participación de fondos bilaterales, etc. Aun así la participación local se mantiene como un elemento fundamental.

EL PAPEL DEL ESTADO

Una primera opción de gestión es la de los esquemas centralizados de gobierno de los recursos naturales. Frente a la importancia pública de estos servicios y su valoración por parte de usuarios urbanos, las propuestas que enfatizan la necesidad de centralizar las decisiones que afectan la provisión de servicios se presentan como una alternativa frecuente. La intervención de usuarios urbanos y de agencias conservacionistas internacionales tiende a reforzar esta posición, que enfatiza la necesidad de imponer fuertes controles gubernamentales al uso de los ecosistemas, más allá del tipo de propiedad al que están sujetos territorios y los recursos.

Junto a la preferencia por los esquemas centralizados, los sectores urbanos tienden a contemplar unilateralmente los sistemas de recursos (por ejemplo, los bosques) desde la perspectiva de los servicios que ellos valoran, percibiendo los territorios como si fueran exclusivamente zonas de esparcimiento, áreas de captación de agua o enormes reservorios de carbono, e ignorando los servicios y significados que estos ámbitos tienen para las sociedades locales. Las reglas de manejo de los territorios se plantean desde visiones excluyentes sobre las formas en que pueden mantenerse las funciones de los ecosistemas, dejando de lado la experiencia y el conocimiento de los grupos que han sido, por años, responsables de los bosques.

Los usos de los recursos, distintos a los que las sociedades urbanas privilegian, son percibidos

como destructores, hasta que no demuestren lo contrario, y pocas veces se les da la oportunidad de que los usuarios locales lo hagan. Las comunidades dueñas de bosques son vistas de inicio como incapaces de resguardar la naturaleza. La preveleía que han adquirido ciertas propuestas centralistas y unilaterales durante los últimos diez años deriva y se sustenta en la marcada inequidad de acceso al poder político entre los sectores urbanos conservacionistas y las comunidades rurales.

Paradójicamente, tanto en términos nacionales como internacionales, la preocupación por la descentralización del manejo de los recursos naturales y de los bosques en particular, ha cobrado relevancia en el mismo periodo, como respuesta a las limitaciones que la gestión de los gobiernos presenta en distintas regiones del mundo. También responde a las disminuidas capacidades financieras de los estados para asumir los retos de la gestión de sistemas de recursos cuyo manejo exige una fuerte presencia local. Sin embargo, las políticas de descentralización muy a menudo se limitan a la transferencia de capacidades entre niveles de gobierno de distinta escala, y no incluyen acciones de transferencia de derechos, en particular de derechos de regulación, a entidades locales no gubernamentales, como las comunidades usuarias de los bosques. Si bien la intervención de los gobiernos locales y regionales puede ser adecuada y necesaria, el reconocimiento de derechos de manejo, entendido como participación en la regulación del uso de los recursos en el monitoreo y de participación



en la administración de PSA a las comunidades locales son cruciales en el diseño institucional para la gestión de estos servicios.

El reconocimiento de derechos de participación local en la regulación de los sistemas naturales proveedores de SA permite avanzar en la resolución del segundo dilema de la acción colectiva, el del compromiso creíble del cumplimiento de las reglas de uso. Sin embargo, en muchos casos las comunidades usuarias carecen de posibilidad de ejercer de forma sustentable derechos de uso y regulación. Las posibilidades de que esto suceda dependen, como se ha

mencionado, de una serie de factores: la estructura de incentivos, el capital social de esas comunidades y los recursos humanos con que cuentan para responder a las distintas demandas del manejo sostenido de recursos.

Desde la perspectiva de este trabajo, la inversión en el fortalecimiento de las capacidades locales de gestión es otro de los componentes fundamentales de los esquemas de gestión de SA y de PSA. Distintas experiencias en el país y fuera de él muestran la viabilidad y las ventajas de estas inversiones. En México destaca el trabajo que el Programa de Conservación y Manejo Forestal (PROCYMAF) ha llevado a cabo en el estado de Oaxaca desde 1998. En los Estados Unidos resulta muy relevante el esquema de apoyo a la agricultura sostenible en la cuenca Catskills que ha implementado el gobierno de la ciudad de Nueva York (Isakson 2002). Estas iniciativas han apostado fuertemente por el desarrollo de capacidades técnicas entre

los usuarios locales (para el manejo de los recursos, administración, comercialización, monitoreo, etc.) También han invertido en actividades que buscan el desarrollo de capital social y las capacidades de gobierno de los recursos comunes de las comunidades (evaluaciones rurales participativas, ordenamientos territoriales comunitarios, elaboración participativa de reglamentos comunitarios para el uso de los recursos colectivos, desarrollo de instancias de coordinación regional, etc.) Evaluaciones independientes (realizadas por organismos no gubernamentales e instituciones académicas) sobre las condiciones de los recursos y el manejo de que son objeto, muestran el manejo forestal de distintas comunidades del estado de Oaxaca donde ha operado el PROCYMAF, cumple con estándares internacionales y que los ecosistemas proveedores de SA están siendo efectivamente mantenidos.

Más que esquemas descentralizados, proponemos el desarrollo de esquemas policéntricos (Ostrom 1990), en los cuáles existen distintos espacios o centros de autoridad y responsabilidad que se superponen (McGinnis 1999). La experiencia muestra que el desarrollo de esquemas de gobierno policéntricos puede generar importantes incentivos no monetarios adicionales para la prestación de SA y el cumplimiento de reglas y estándares de buen manejo de los recursos. Entre estos incentivos se encuentran el desarrollo de capital social comunitario para la conservación y gestión de recursos y proyectos comunes, la visión de la sociedad sobre las comunidades locales como proveedores de importantes SA, esto es, como “resguardos” de recursos de interés patrimonial. Por último, al considerar la perspectiva de los actores locales se incluye una “visión territorial” en la regulación y formulación de estándares de manejo de los recursos (Isakson 2002).

El Estado, en sus distintos niveles, tiene responsabilidades fundamentales en la provisión de SA, servicios públicos de los que depende la vida social y los procesos productivos. En sistemas policéntricos

las autoridades gubernamentales no dejan de actuar protegiendo la conservación de bienes y servicios de interés público. Pueden hacerlo fortaleciendo y apoyando la capacidad de autogobierno de los grupos para la producción (o restauración) de bienes y/o servicios públicos y comunes. En muchos casos se requiere que las agencias de gobierno asuman en forma proactiva tareas esenciales para la operación de los esquemas de PSA. Entre las necesidades de participación estatal más relevantes deben considerarse las siguientes:

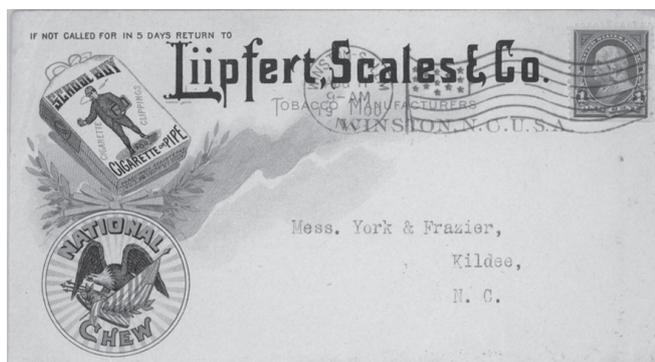
- § Servir como catalizador, incitando a grupos de interés relevantes a negociar.
- § Cumplir con funciones de negociación o mediación entre las partes.
- § Apoyar a productores para acceder a nichos de mercado.
- § Facilitar el acceso a asesoría y capacitación para mantener y evaluar SA y desarrollar eficientemente esquemas de PSA.
- § Apoyo a la producción de conocimientos necesaria para la gestión de los SA y su difusión entre los productores y consumidores de los mismos.
- § Aportar espacios de gestión y resolución de controversias entre los diversos actores que participan en los esquemas de PSA.
- § Desarrollar el marco legal adecuado para la articulación de responsabilidades y derechos de los distintos actores que participan en los esquemas de PSA.
- § Desarrollar esquemas fiscales que generen incentivos a prestadores y consumidores de SA para participar en experiencias de PSA.

BIBLIOGRAFÍA

- Agrawal, A. 2002. Common Resources and Institutional Sustainability. En: E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolšák, P.C. Stern, S. Stonich y E.U. Weber (eds.). *The drama of the commons*. National Academy Press, Washington, D.C.

- Alatorre, G. 2000. *La construcción de una cultura gerencial democrática en las empresas forestales comunitarios*. Juan Pablos y Procuraduría Agraria, México.
- Agrawal, A. y E. Ostrom. 2001. Collective Action, Property Rights, and Decentralization in Resource Use in India and Nepal. *Politics & Society* 29(4): 485-514.
- Antinory, C. 2000. Vertical Integration in Mexican Community Forestry. Tesis de doctorado. University of California, Berkeley.
- Baland, J.M. y J.P. Platteau. 1996. *Halting Degradation of Natural Resources. Is There a Role for Rural Communities?* Clarendon Press, Oxford.
- Bardhan, P. 1999. Water Community; An Empirical Analysis of Cooperation on Irrigation in South India. Working paper. University of California, Berkeley.
- Bray, D. y L. Merino. 2004. *La experiencia de las comunidades forestales en México. Veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias*. INE, SEMARNAT, México.
- Born, H.R. 2000. Pago por servicios ambientales en Brasil. Informe preparado en el marco del Proyecto PRISMA-Fundación Ford "Pago por Servicios Ambientales en América Latina", Sao Paulo, Brasil. Se puede consultar en: www.prisma.org.sv.
- Camacho, M.A. et.al. 2000. Pago por Servicios Ambientales en Costa Rica. Informe preparado en el marco del Proyecto PRISMA-Fundación Ford "Pago por Servicios Ambientales en América Latina" San José de Costa Rica. Se puede consultar en www.prisma.org.sv.
- Dolsak, N. y E. Ostrom. 2003. The Challenges of the Commons. En: Dolsak, N. y E. Ostrom (ed.). *The Commons in the New Millennium*. MIT Press, EE.UU.
- Dolsak, N., L. Carlsson, C.C. Gibson, A. Knox, E. Ostrom, E.S. Brondizio, D.W. Cash, M.J. Hoffman y R.S. Meinzen-Dick. 2003; Adaptation to Challenges. En: Dolsak, N. y E. Ostrom (ed.). *The Commons in the New Millennium*. MIT Press, EE.UU.
- Isakson, R.S. 2002. Payments for environmental Services in the Catskills: A socio-economic analysis of the agricultural strategy in New York City's watershed management plan. Report elaborated as a part of the "Payment for Environmental Services in the Americas", Project sponsored by the Ford Foundation and conducted by Foundation PRISMA.
- Herrador, D. y L. Dimas. 2000. Aportes y limitaciones de la valoración económica en la implementación de esquemas de pago por servicios ambientales, Programa Salvadoreño de Investigación sobre Desarrollo y Medio Ambiente.
- Klooster, D. 1997. Conflict in the Commons: Commercial Forestry and Conservation in Mexican Indigenous Communities. Ph. D. dissertation, University of California, Los Angeles, EE.UU.
- Lynch, O. 2002. Whose Natural Resources? Whose Common Good? Center for International Environmental Law, Washington, D.C.
- McKean, M.A. 2001. Common Property: What is it, what it is good for, and what makes it work. En: C. Gibson, M. MacKean y E. Ostrom (eds.). *People and forests: Communities, Institutions and Governance*. MIT Press, Cambridge. Pp. 27-56.
- Merino Pérez, Leticia. 2003a. La destrucción de las instituciones comunitarias y los bosques en la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca. Aceptado para publicación en la *Revista Mexicana de Sociología*.
- 2003b. *Conservación o deterioro. Los impactos de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en el uso de los recursos en México*. INE, SEMARNAT, México.
- Merino P., L. 2002. Los impactos de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en los usos de los bosques en México. *Revista de Estudios Agrarios*. Procuraduría Agraria, México.
- McGuinnis, M. 1999. *Polycentric Governance and Development: Readings from the Workshop on Political Theory and Policy Analysis*. University of Michigan Press, Ann Arbor.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons. The Evolution of the Institutions for Collective Action*. Cambridge

- University Press, New York. (Hay traducción al español del FCE, México).
- Powell, I., A. White y N. Landell-Mills. 2002. *Developing Markets for Ecosystems Services of Forests*. Forest Trends. Washington, D.C.
- Scherr, W. y D. Kaimowitz. 2002. *Making Markets Work for Forest Communities*. Forest Trends and Washington D.C.
- Scott, J. 1998. *Seeing Like a State. How Certain Schemes to Improve the Human Condition have Failed*. Yale University Press, New Haven y Londres.
- Tucker, C. 1999. Common Property Design Principles and Development in a Honduran Community. *Praxis: The Fletcher Journal of Development Studies* 15: 47-76.
- Velásquez, A., J.F. Mas, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P.C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta ecológica* 62: 21-38.
- White, A. y A. Martín. 2002. *Who owns the world's forests?* Forest Trends, Washington, D.C.



Leticia Merino Pérez es investigadora del Instituto de Investigaciones Sociales de la UNAM y presidente del Congreso de la Asociación Internacional para el Estudio de la Propiedad Colectiva. El INE ha publicado recientemente dos obras suyas: *Conservación o deterioro. El impacto de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en los usos de los bosques en México* y, en coautoría con David B. Bray, *La experiencia de las comunidades forestales en México. Veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias*.

Los efectos de un impuesto ambiental a los plaguicidas en México

CARLOS MUÑOZ PIÑA Y
SARA ÁVILA FORCADA



Los plaguicidas resultan generalmente una buena inversión. Carrasco y Tauber (1990) estimaron que los campesinos en los Estados Unidos de América ahorran entre tres y seis dólares por plagas evitadas por cada dólar que invierten en plaguicidas. Este fenómeno debe repetirse en todo el mundo porque cada año la agricultura invierte 2.5 millones de toneladas de 55,000 distintos plaguicidas (Pimentel *et al.* 1992). La mayor parte de esta demanda obedece al aumento genuino de la productividad gracias al uso de estos productos. Sin embargo, las políticas de subsidios a

la agricultura contribuyen a aumentar la demanda, en algunos casos hasta el punto en que los beneficios marginales son menores a los costos privados de la producción.

Con o sin subsidios, desde el punto de vista ambiental, enfrentamos un problema con los plaguicidas. El uso generalizado de herbicidas, insecticidas y fungicidas ha aumentado los riesgos y ha dado como resultado en perjuicios directos e indirectos para la salud humana, la vida silvestre y los ecosistemas. En la última década, el número de casos de

intoxicación por plaguicidas en México ha crecido considerablemente. La contaminación del agua, del suelo y el daño a ecosistemas terrestres y acuáticos recibe menor atención y menos análisis sistemático, a pesar de que la evidencia anecdótica sugiere que el tema es relevante.

Ni los productores ni los consumidores de plaguicidas pagan los costos ambientales derivados de su uso, lo que implica que la cantidad de estos productos utilizados actualmente seguramente es mayor que lo ideal para la sociedad en su conjunto.

México es un participante activo en los acuerdos Internacionales relacionados con sustancias tóxicas. Es firmante del Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes y del Convenio de Rotterdam y está en proceso de ratificar el Convenio de Estocolmo. A la fecha, el cumplimiento cabal de los acuerdos no representa un problema para nuestro país, pero creemos que la política agrícola como se presenta hoy en día es un obstáculo para disminuir o eliminar el uso de los nuevos plaguicidas que están por añadirse a la Lista de Estocolmo.

La estrategia política en México relacionada con el uso de plaguicidas consiste en prohibir el uso de los compuestos más dañinos y para el resto, exigir información relativa a su toxicidad. A pesar de que se han prohibido los doce plaguicidas más dañinos, México no ha avanzado mucho en este sentido; algunos plaguicidas prohibidos en otros países aún se autorizan en nuestro país; tal es el caso del paraquat, el lindano, el paratión, el malatión y el endosulfán.

El problema con la autorización y prohibición como estrategia de política es que es demasiado restringida. No permite alcanzar objetivos que involucren cambios graduales o el desplazamiento paulatino de plaguicidas que estén permitidos pero que son de cuidado. Más aún, hay un serio problema de coordinación en México; mientras que la política agrícola procura aumentar la producción mediante el subsidio al agua, la energía y los agroquímicos, la

autoridad ambiental enfrenta problemas de acuíferos sobreexplotados y contaminación por plaguicidas. La situación respecto a estos últimos es un claro ejemplo de subsidio distorsionante: hay una exención del IVA y un sistema de garantías tal que los usuarios pagan por sus insumos casi 30% menos que el valor de mercado.

EL CASO DE UN IMPUESTO AMBIENTAL

El desacoplamiento de impuestos y de excepciones fiscales dañinos para el medio ambiente consiste en sustituir estos apoyos por subsidios directos. Otorgar incentivos en efectivo en lugar de reducir precios permitiría que las señales económicas de los costos (privados y sociales) dirijan las decisiones de los agricultores sin reducir sus ingresos.

Mejor aún, un impuesto ambiental a los plaguicidas con base en los niveles de toxicidad, cambiaría los precios relativos de los plaguicidas más problemáticos. Así se induce una transición hacia los productos y prácticas más sustentables y hacia una aplicación más eficiente de las opciones más perjudiciales para el medio ambiente y la salud.

En las últimas décadas hay cada vez mayor consenso en torno a que los instrumentos económicos son una herramienta útil pero subutilizada para alcanzar objetivos de política ambiental. Al mismo tiempo, la política ambiental se esfuerza por prevenir el daño ambiental en lugar de repararlo. La verdadera conexión entre ambas ideas aún no termina de concretarse. México depende de las políticas de comando y control. Algunos señalan (ambientalistas que apoyan iniciativas de gobierno y grupos de interés) que estas políticas ofrecen mayor certidumbre en cuanto a los resultados en términos de medio ambiente y además, representan un menor costo para las distintas industrias. Sin embargo, estamos convencidos de que la flexibilidad y eficiencia de los instrumentos económicos en países de mediano crecimiento como México no

debe subestimarse. En el caso de los plaguicidas, estos instrumentos permiten actuar en el área gris donde la opción de prohibir sustancias no es tan fuerte pero hacer nada tampoco es lo más deseable.

Entre los países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, Dinamarca, Suecia, Francia y Noruega han establecido satisfactoriamente un sistema de impuestos a los plaguicidas con cierto nivel de diferenciación de acuerdo a su nivel de toxicidad. En un recuento de estas experiencias, Oskam (1997) señala tres lecciones básicas:

1. Los impuestos a plaguicidas deben establecerse con base en el daño que provocan a la salud o al medio ambiente. Las sustancias más tóxicas deben tener el impuesto más alto y si es posible, su monto debe ser igual al daño marginal que causa a la sociedad (al tamaño de la externalidad).
2. El impuesto tendrá mayor éxito entre más fácil sea su recolección y entre más difícil sea su evasión.
3. Si el monto del impuesto recaudado se regresa a los mismos agricultores que sufren perjuicios derivados del impuesto entonces habrá un mayor grado de aceptación. Es importante que el mecanismo de redistribución de los ingresos tenga costos de transacción muy bajos.

LOS ESCENARIOS PARA MÉXICO

Si los impuestos ambientales pueden diferenciarse de acuerdo al daño potencial, es necesario contar con una manera robusta de catalogarlos de acuerdo a su toxicidad. Para la creación de escenarios se seleccionó el sistema de clasificación de la Organización Mundial de Salud (OMS). Este indicador se refiere principalmente al efecto en la salud humana. A pesar de que el índice debe funcionar también para conocer el efecto sobre mamíferos, no necesariamente se aplica para otros indicadores de interés como la contaminación de acuíferos o el daño a aves, peces, insectos y otros

seres vivos. La ventaja de este sistema es su reconocimiento internacional y su amplio espectro al reconocer diferentes aspectos de la sustancia. Por supuesto, la mayor desventaja de utilizar un solo indicador es que sólo considera una dimensión del problema en cuestión, mientras que algunos plaguicidas son relativamente benignos en un aspecto, pero pueden ser relativamente peligrosos en otro.

El monto del impuesto es otro inconveniente. No existen estudios que monetizen el valor del daño ambiental que causan los plaguicidas en México; la internalización total del costo no podrá lograrse a través de un impuesto. Entonces, seguimos una regla muy sencilla. Dado que los plaguicidas están exentos del IVA, se establece el nivel más alto del impuesto en 15%, que equivale a eliminar la exención, y el más bajo en 0%. El cuadro 1 resume los tres escenarios analizados. La primera opción es equivalente a eliminar la exención al IVA para todos los plaguicidas. Su principal flaqueza es que no distingue entre sustancias más o menos dañinas. A pesar de que reduce drásticamente el uso de plaguicidas, hay muy poca variación en el porcentaje de tipos de plaguicidas que se utilizan. La segunda opción es una reducción gradual del impuesto: aplicar una tasa cero a los plaguicidas más benignos, 5% para los moderadamente tóxicos, 10% para los muy tóxicos y 15% para los más nocivos. En la tercera opción solo se grava a los plaguicidas más dañinos con un impuesto del 10% y el resto se exenta del impuesto.

Estos ejercicios suponen que el impuesto se aplicaría a toda la industria manufacturera o importadora de la sustancia activa. Si se preparan compuestos (para ubicarse en el mercado como productos diferentes) el impuesto ambiental no se cobraría dos veces.

LOS COSTOS A PRODUCTORES Y CONSUMIDORES

La introducción de un impuesto ambiental a plaguicidas en México aumentaría el costo a los productores

CUADRO 1. TIPOS DE PLAGUICIDAS Y ESCENARIOS PARA LOS IMPUESTOS AMBIENTALES

CLASIFICACIÓN DE PLAGUICIDAS DE ACUERDO A LA OMS	PORCENTAJE DE VENTAS IMPUESTO AMBIENTAL (%)			
	EN MÉXICO	Opción 1	Opción 2	Opción 3
OMS Ia-Ib (extremadamente tóxico)	17%	15	15	10
OMS II (muy tóxico)	44%	15	10	0
OMS III (moderadamente tóxico)	21%	15	5	0
OMS IV (ligeramente tóxico)	18%	15	0	0
Total	100			

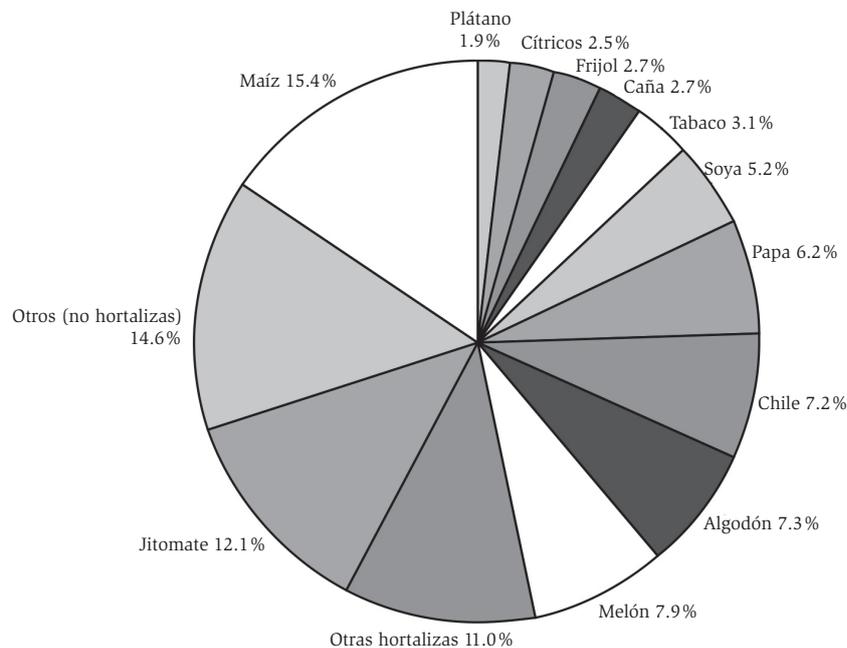
Fuente: INE 2003.

agrícolas. Dependiendo de la elasticidad de la oferta y la demanda, los productores podrían pasar algo de este aumento a los consumidores. Esta sección considera uno de los extremos, cuando todos los costos se pasan al consumidor y por lo tanto los precios del producto final aumentan según el impuesto. La siguiente sección demuestra cómo diferentes elasti-

cidades de la demanda cambiarían el patrón de uso de los plaguicidas.

El cuadro 2 muestra los costos de producción y el ingreso neto de algunos de los cultivos más importantes en México. El gasto en plaguicidas varía grandemente entre los distintos cultivos (véase también figura 1).

FIGURA 1. MERCADO DE PLAGUICIDAS POR TIPO DE CULTIVO (DATOS DE 1992)



Fuente: información proporcionada por la Asociación Mexicana de la Industria de Plaguicidas y Fertilizantes. Noviembre de 1993.

CUADRO 2. COSTOS E INGRESO PROMEDIO POR HECTÁREA (CULTIVOS SELECCIONADOS) EN PESOS MEXICANOS

CULTIVO	COSTO DE PRODUCCIÓN POR HECTÁREA (PESOS AL AÑO)	COSTO DE PLAGUICIDAS POR HECTÁREA (PESOS AL AÑO)	INGRESO NETO POR HECTÁREA (PESOS AL AÑO)	COSTO DE PLAGUICIDAS (COMO % DEL COSTO TOTAL)	COSTO DE PLAGUICIDAS (COMO % DEL INGRESO NETO)
Tomate verde	24,926	572	75,020	2.3	0.8
Papa	27,885	10,945	51,491	39.3	21.3
Chile	7,524	517	41,888	6.8	1.2
Cebolla	12,947	726	35,948	5.6	2
Zanahoria	4,796	44	34,210	0.8	0.1
Mango	33,429	3,245	32,252	9.7	10.1
Col	7,183	385	23,958	5.3	1.6
Lechuga	5,654	165	22,682	2.9	0.7
Calabacita	14,300	1,232	22,264	8.6	5.5
Jitomate	38,236	7,535	17,644	19.7	42.7
Cilantro	3,861	44	13,134	1	0.3
Alfalfa	8,602	0	3,289	0	0
Frijol	4,620	55	2,497	1.2	2.2
Maíz	4,994	11	1,617	2.4	7.3

Toda la información proporcionada corresponde a la temporada 2002-2003 (primavera-verano-perenne).
Fuente: Encuesta agrícola sobre el uso de plaguicidas, INE, diciembre 2003.

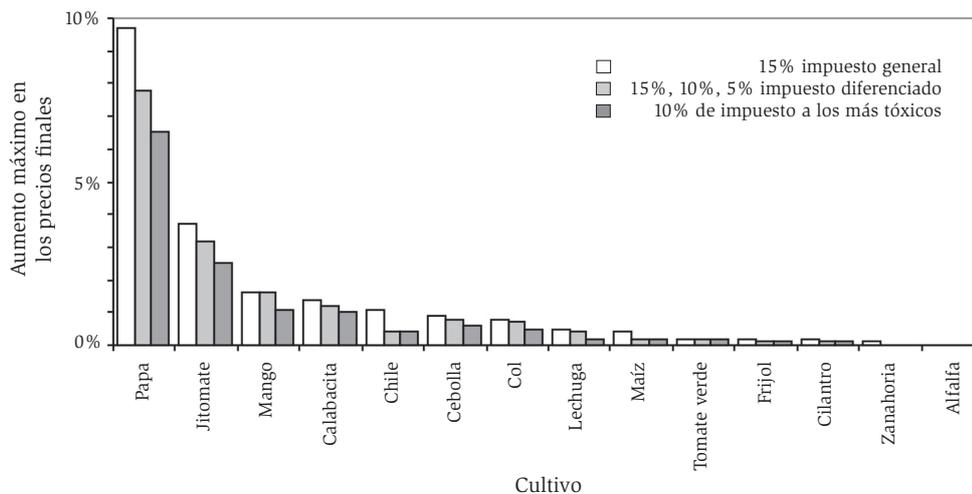
El cuadro 3 muestra el aumento extremo en los precios, refleja el mismo aumento de la tasa impositiva, y se supone que los productores de plaguicidas pasan todo el aumento a los agricultores que en este escenario son inelásticos (véase también figura 2). Como era de esperarse, el aumento más grande en los precios al consumidor final se da en los cultivos que son más intensivos en el uso de plaguicidas, como las papas o los jitomates. Con la opción del cobro del IVA a los plaguicidas, el precio de las papas aumentaría casi 10%. Sin embargo, el efecto en el precio del maíz y del frijol, dos de los granos básicos, es menos de medio punto porcentual.

El mercado de plaguicidas en México se caracteriza por tener cierto grado de competencia. Hay 163 empresas registradas. Las nueve empresas más importantes absorbieron el 76% de las ventas totales en 1999. El resto son empresas mayormente importadoras que hacen nuevos compuestos y venden estos productos en el mercado. Es importante hacer notar que el comportamiento estratégico de estas nueve grandes empresas cambiaría estos resultados.

LOS PATRONES DE CONSUMO

La discusión previa suponía que el impuesto se pasaría al consumidor de plaguicidas (es decir, el agricultor)

FIGURA 2. AUMENTO MÁXIMO EN LOS PRECIOS FINALES POR UN AUMENTO EN LOS COSTOS DE PLAGUICIDAS (ELASTICIDAD = 0)



CUADRO 3. AUMENTO MÁXIMO EN LOS PRECIOS FINALES DE LOS CULTIVOS SELECCIONADOS A PARTIR DE UN IMPUESTO AMBIENTAL A PLAGUICIDAS

CULTIVO	% DE AUMENTO EN LOS PRECIOS DE LOS CULTIVOS		
	OPCIÓN 1:	OPCIÓN 2:	OPCIÓN 3:
	15% DE IMPUESTO A IMPUESTO TODOS LOS PLAGUICIDAS	15-10-5-0%	10% DE IMPUESTO EN GRUPOS CON LA MAYOR TOXICIDAD
Papa	9.7	7.8	6.5
Jitomate	3.7	3.2	2.5
Mango	1.6	1.6	1.1
Calabacita	1.4	1.2	1.0
Chile	1.1	0.4	0.4
Cebolla	0.9	0.8	0.6
Col	0.8	0.7	0.5
Lechuga	0.5	0.4	0.2
Maíz	0.4	0.2	0.2
Tomate verde	0.2	0.2	0.2
Frijol	0.2	0.1	0.1
Cilantro	0.2	0.1	0.1
Zanahoria	0.1	0.0	0.0
Alfalfa	0.0	0.0	0.0

Toda la información proporcionada corresponde a la temporada 2002-2003 (primavera-verano-perene).
Fuente: INE 2003.

y que su decisión no se modificaría en lo absoluto. Sin embargo, el objetivo del impuesto no es solamente hacer cumplir el principio de quien contamina paga, sino también introducir cambios en los patrones de comportamiento.

Los conceptos clave para determinar cómo cambiará el comportamiento son las elasticidades precio y las elasticidades cruzadas de la demanda. La primera es un índice que muestra cómo cambia la cantidad de plaguicidas que adquiere el consumidor cuando hay una variación en el precio. La elasticidad cruzada es similar, sólo que la modificación del precio es de los otros plaguicidas.

La literatura muestra que en términos generales la demanda por plaguicidas es inelástica: un incremento de 1% en el precio del plaguicida provoca una disminución menor al 1% en la cantidad demandada. El cuadro 4 resume algunos de los hallazgos empíricos. La elasticidad precio más alta es -0.7 en el largo plazo para herbicidas en el Reino Unido. La mayor parte de los estudios obtienen elasticidades entre -0.2 y -0.5.

Se crearon tres escenarios utilizando las elasticidades que cubren los rangos reportados en la literatura. El primero tiene una elasticidad de cero (sin cambios), como el caso que se usó para estimar el máximo aumento en el precio de los productos agrícolas. El segundo tiene una elasticidad de -0.7, cerca del extremo más alto de los estudios. El tercero tiene una elasticidad de -0.35, el punto medio entre los otros dos.

El cuadro 5 muestra los ingresos que se esperaría obtener bajo cada escenario de elasticidad bajo dos opciones: el caso cuando el impuesto varía según la toxicidad de la sustancia (15, 10, 5 y 0%, respectivamente) y el caso cuando sólo se grava a las sustancias más perniciosas con 10%.



Dado que el objetivo de un impuesto ambiental no es aumentar la recaudación per se sino estimular un cambio en el comportamiento, los impuestos que se recauden pueden ser utilizados para minimizar el impacto en los productores. Asimismo, el hecho de que estos fondos se deben a la internalización de externalidades negativas sobre la salud de quienes están expuestos a plaguicidas y en los ecosistemas apoya el argumento de que deben ser usados para compensar por el daño, pagar para la restauración o invertir en políticas de salud para los afectados. La sugerencia de políticas públicas es ubicar estos recursos de tal manera que se maximice la aceptación de la medida.

ELASTICIDADES CRUZADAS

El asunto de las elasticidades cruzadas no es sencillo. Desde el punto de vista de teoría económica, el precio de sustitutos cercanos (como pueden serlo dos tipos de plaguicidas) afecta con certeza la demanda de cada uno. Sin embargo, no hallamos ningún estudio empírico que estimara este factor. Por ello, para crear un escenario realista se supone que la elasticidad precio entre categorías es de 1 (un aumento de 1% en el precio de un plaguicida aumenta la demanda de los otros en 1%). Entre más cercanas estén las distintas sustancias en términos de su efecto en plagas, mayor

CUADRO 4. REVISIÓN DE LA ELASTICIDAD PRECIO EN LA LITERATURA

ESTUDIO	País	ELASTICIDAD ESTIMADA	% DE CAMBIO EN LA DEMANDA POR UN AUMENTO DE 15% EN EL PRECIO DE LOS PLAGUICIDAS
Oskam (1992)	Holanda	-0.1 a -0.5	1.5 a 7.5
Oskam (1997)	Unión Europea	-0.2 a -0.5	3 a 7.5
DHV y LUW (1991)	Holanda	-0.2 a -0.3	3.5 a 4.5
Oude Lansink and Peerlings (1995)	Holanda	-0.5 a -0.7	7.5 a 10.5
Russell (1995)	Inglaterra	-1.1	16.5
Falconer (1997)	Inglaterra	-0.3	4.5
ECOTEC (1997)	Inglaterra	-0.5 a -0.7	7.5 a 10.5
Dubgaard (1987)	Dinamarca	-0.3	4.5
Dubgaard (1991)	Dinamarca	-0.7	10.5 a 12
		-0.8	
Rude (1992)	Dinamarca	-0.2 a -0.3	3 a 4.5
Schulze (1983)	Alemania	-0.5	7.5
Johnsson (1991)	Suecia	-0.3 a -0.4	4.5 a 6
Gren (1994)	Suecia	-0.4 a 0.9	6 a 13.5
SEPA (1997)	Suecia	-0.2 a -0.4	3 a 6
Rude	Noruega	-0.2 a -0.3	3 a 4.5
Carpentier (1994)	Francia	-0.3	4.5
Papanagiotou (1995)	Grecia	-0.28	4.2

Fuente: Hoesvenagel *et al.* 1999.

CUADRO 5. RECAUDACIÓN ESTIMADA DE LOS IMPUESTOS AMBIENTALES A PLAGUICIDAS (MILLONES DE PESOS MEXICANOS)

ELASTICIDAD	Opción 1: 15-10-5-0%	Opción 2: 10-0-0-0%
-0.7	1,354.3	246.4
-0.35	1,407.0	260.7
0	1,459.7	275.0

Fuente: cálculos propios con datos de INE 2003.

sería este valor. En un sentido, asumir una elasticidad de uno ofrece un parámetro a la baja de los resultados esperados.

El escenario donde se observan cambios más significativos en la demanda por plaguicidas es cuando el impuesto se grava de acuerdo a la toxicidad (15-10-5-0%), cuando la elasticidad precio es alta y además hay elasticidad cruzada de 1%. El cuadro 6 muestra la composición del mercado en este escenario comparado con la situación actual. Se observa que en efecto hay un desplazamiento de los plaguicidas más tóxicos hacia las opciones más amigables con el medio ambiente. Esto no es un cambio drástico como el que se induciría con la prohibición, pero sería un fuerte paso para preparar a los productores a una eventual prohibición y probablemente es una combinación más cercana al óptimo social que no necesariamente requiere que no se utilicen plaguicidas, sino que el uso que se haga de ellos considere todos los beneficios, y también todos los costos.

CONCLUSIONES

Las conclusiones más importantes son:

1. Los estándares establecidos en los acuerdos internacionales tienen una influencia importante en los tomadores de decisiones y pueden incidir en el desarrollo de políticas para reducir el uso de sustancias dañinas y en las herramientas para lograrlo.
2. La manera más eficiente de cumplir con los acuerdos internacionales y eliminar del mercado las sustancias cuyos costos sociales son mayores a sus beneficios es crear incentivos económicos de tal manera que estas sustancias desaparezcan gradualmente. Si el precio de los plaguicidas más dañinos aumenta, el mercado gradualmente cambiará hacia prácticas menos dañinas al menor costo posible.
3. En el caso del establecimiento de impuestos ambientales a los plaguicidas, es muy probable que la industria química no pierda ingresos. La literatura muestra que hay una baja elasticidad de la demanda por plaguicidas, de tal manera que será el agricultor o el consumidor final quien absorba el impacto de un aumento en precios. Esta baja elasticidad también quiere decir que la recaudación sería relativamente alta, dado que

CUADRO 6. RECAUDACIÓN ESTIMADA DE LOS IMPUESTOS AMBIENTALES A PLAGUICIDAS

CLASIFICACIÓN DE PLAGUICIDAS DE ACUERDO CON LA OMS	PORCENTAJE DE VENTAS EN MÉXICO	
	STATUS QUO	OPCIÓN 1 (IMPUESTOS DE 15-10-5-0%)
OMS Ia-Ib (extremadamente tóxico)	17	11
OMS II (muy tóxico)	44	30
OMS III (moderadamente tóxico)	21	28
OMS IV (ligeramente tóxico)	18	30
Total	100	100

Fuente: cálculos propios con datos de INE 2003.

las prácticas agrícolas no cambiarán al menos en el corto plazo. Estos ingresos recaudados deben utilizarse para reparar las pérdidas: para la restauración de ecosistemas o para compensar a los campesinos y a sus familias intoxicados por el uso de plaguicidas.

4. Cuando se consideran los cultivos más importantes en México, el escenario más radical es la eliminación de la exención del IVA en todos los plaguicidas, que equivale a un aumento del precio de 15%. En este caso, el impacto más grande es un aumento de 9.7% en el precio de las papas, seguido por los jitomates con un aumento del 3.7%. Este escenario es muy radical pues supone que el consumidor final absorberá todo el aumento en el precio de los productos finales. En realidad es probable que el agricultor absorba parte del aumento y que la industria disminuya en cierta medida sus ventas.
5. Bajo el mismo supuesto (que los consumidores finales absorben todo el costo), si se estableciera un impuesto diferenciado, el precio de las papas tendría un aumento de 7.8%, los jitomates de 3.2% el mango y la calabaza, en sus diferentes variedades, aumentarían poco más de 1% pero el precio del resto de los cultivos subiría menos de medio punto porcentual. Este escenario permite que el agricultor cambie hacia plaguicidas menos dañinos; el impacto en los ingresos de los agricultores aparentemente no es muy alto. El tercer escenario considera sólo gravar a los plaguicidas más tóxicos con un impuesto del 10%. En este último caso, el precio de los jitomates aumentaría 6.5%, el de las papas 2.5% y el resto de los cultivos 1.1% o menos.
6. A pesar de que en el agregado, cultivos como el maíz consumen una gran cantidad de plaguicidas (el 15.4% del mercado de plaguicidas), cada agricultor individualmente no percibe un impacto muy grande con el aumento del precio

de los plaguicidas. En los casos del maíz y del frijol, el aumento más grande en los precios es de menos del 0.5%. Esto se explica porque cada productor de maíz de manera individual utiliza relativamente poco plaguicida, pero además el impacto sería menor si se considera que los campesinos no son totalmente inelásticos.

7. Difícilmente el impuesto ambiental alcanzará los objetivos de política por sí sólo. El diseño del instrumento debe complementarse con educación, inversión en tecnología alternativa, investigación y mejores prácticas.
8. Se recomienda que la recaudación se utilice para financiar estas medidas adicionales de política, para compensar a quienes han sufrido los mayores daños derivados del uso indiscriminado de plaguicidas, y para incrementar la aceptación del desacoplamiento del subsidio.

BIBLIOGRAFÍA

- Carrasco-Tauber, C. 1990. Pesticide production: a survey. En: D. Zilberman y J. Siebert (eds). *Economic Perspectives on Pesticide Use in California: A Collection of Research Papers*. Working paper no. 564, California Agricultural Experiment Station, Berkeley, EE.UU.
- Department of the Environment, Transport and the Regions, ECOTEC Research and Consulting Ltd, University of Hertfordshire, the Central Science Laboratory, EFTEC and the University of Newcastle upon Tyne. 1999. Design of a Tax or Charge Scheme for Pesticides. Londres.
- Falconer, K.E. 1997. Environmental policy and the use of agricultural pesticides. Tesis de doctorado, University of Cambridge, Gran Bretaña.
- Gren, I-M. 1994. Regulating the farmers' use of pesticides in Sweden. En: H. Opschoor y K. Turner. *Economic incentives an environmental policies: principles and practice*. Dordrecht, Holanda.
- Hoevenagel, Van Noort, de Kok. 1999. Study on a European Union Wide Regulatory Framework for Levies

on Pesticides. Solicitado por la Comisión Europea, DG XI. Véase <http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/taxation/eimstudy.pdf>.

INE 2003. Encuesta a expendios de plaguicidas. INE, México.

Oskam, A.J. 1997. The economics of pesticides: an overview of the issues. En: A.J. Oskam y T.A.M. Vijftigchild (eds.). *Proceedings and discussions of the workshop on pesticides*. Wageningen. Pp. 360-384.

Pimentel, D., H. Acquay, M. Biltonen, Pl. Rice, M. Silva, J. Nelson, V. Lipner, S. Giordano, A. Horowitz y M. D'Amore. 1992. Environmental and economic costs of pesticide use. *Bioscience* 42: 750-760.

World Health Organization. 1990. *Public Health Impact of Pesticides Used in Agriculture*. World Health Organization, Ginebra.



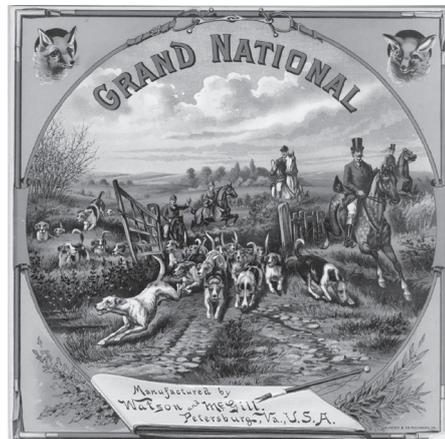
Carlos Muñoz Piña. Director General de Investigación en Política y Economía Ambiental. INE. Correo-e: carmunoz@ine.gob.mx.

Sara Ávila Forcada. Directora de Análisis Estadístico, Econometrico y Modelos. INE. Correo-e: savila@ine.gob.mx

El Instituto Nacional de Ecología acaba de publicar de estos investigadores *Comercio y medio ambiente. Distorsiones, información y acceso a mercados*. C. Muñoz Piña, M. Rivera y S. Ávila Forcada (compiladores).

Una descripción del valor de los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares

ENRIQUE SANJURJO RIVERA Y STEFANIE WELSH CASAS



INTRODUCCIÓN

Es común escuchar entre la comunidad científica y los habitantes de las zonas costeras que los manglares son fuente de riqueza y bienestar para la sociedad; sin embargo, las decisiones que se toman parecen mostrar lo contrario, pues estos ecosistemas son comúnmente destruidos a favor de actividades como la acuicultura y el turismo. Esta aparente contradicción se debe principalmente a dos factores: en primer lugar, gran parte de los bienes y servicios que proveen los manglares no son

comerciados en los mercados; y en segundo lugar, parte de los beneficiarios de los servicios de estos ecosistemas no son quienes toman la decisión de cambio de uso de suelo. Para ejemplificar lo anterior se clasificaron los beneficios de los manglares en aquellos que se perciben en el sitio (*in situ*) y aquellos que se distinguen desde fuera del sitio (*ex situ*), además de clasificarse en los que cuentan con precio en el mercado y los que son sólo utilizados para el autoconsumo. El cuadro 1 muestra esta situación.

CUADRO 1. RELACIÓN ENTRE LA UBICACIÓN Y EL TIPO DE BIENES (ALGUNOS EJEMPLOS)

CONCEPTO	<i>In situ</i>	<i>Ex situ</i>
Comerciales	Pesca ribereña comercial	Pesca comercial de alta mar
No comerciales	Pesca ribereña de autoconsumo	Amortiguamiento de tormentas

Fuente: elaboración propia con base en Hamilton y Snadecker 1984.

En el primer cuadrante del cuadro 1 se encuentran los beneficios comerciales *in situ* como la madera, que no son demasiado elevados y que se les suele incorporar para tomar las decisiones entre conservar o convertir. En el segundo cuadrante se encuentra la utilidad comercial *ex situ* como la pesca de alta mar de especies comerciales dependientes del manglar. Estos rendimientos resultan bastante elevados y generalmente no son percibidos por quienes llevan a cabo el aprovechamiento forestal del mangle. Por su parte, el tercer cuadrante muestra los beneficios no comerciales *in situ* como la leña, los cuales rara vez son incluidos en las evaluaciones realizadas por gobiernos e investigadores. Finalmente, el cuarto cuadrante muestra los beneficios no comerciales *ex situ* como el amortiguamiento de daños por tormentas, la captura de carbono o la protección de la biodiversidad. Estos últimos son habitualmente ignorados tanto por los propietarios como por las evaluaciones realizadas.

Para captar la totalidad de los valores que componen un ecosistema forestal, como el bosque de mangle, se utiliza el concepto del Valor Económico Total (VET). El cuadro 2 muestra los diferentes valores que componen el VET, así como algunos ejemplos de los bienes y servicios que lo componen.

De acuerdo con el cuadro 2, al VET lo forman dos tipos de valores: los valores de uso pasivo y los valores de uso activo. Los primeros son aquellos que los individuos otorgan a un bien, aunque no hagan un uso activo del mismo; este tipo de valores se suele subdividir en valores de herencia y valores de exis-

tencia. Los valores de herencia se refieren al valor de legar los beneficios a las generaciones futuras y los de existencia a asignar un valor a un recurso simplemente por que existe. Por ejemplo, un individuo puede estar dispuesto a hacer una donación para proteger alguna especie en peligro de extinción que habita en un lugar lejano, aunque no tenga intenciones de conocer o visitar dicho sitio.

Por su parte, los valores de uso activo se dividen en dos: los valores de uso futuro y los de uso presente. Los de uso futuro son aquellos que se otorgan por la posibilidad de que en algún momento se le encuentre utilidad para algún elemento que hoy carece de valor en el mercado. Por su parte, los valores de uso presente son aquellos que, ya sea en el mercado o al margen de éste, tienen un uso activo en la actualidad.

A su vez los valores de uso activo presente se encuentran divididos en valores de uso directo y valores de uso indirecto. Los primeros son el tipo de valor que tiene un fundamento teórico más sólido y sobre el que existe menos discusión, ya que son valores de bienes y servicios que se reconocen de manera inmediata a través de su consumo o del disfrute directo del servicio. Algunos autores (Munasinghe y Lutz 1993) clasifican a los valores de uso directo en valores de uso extractivo y valores de uso no extractivo. Entre los primeros se encuentran la leña, la madera y los taninos. El principal uso de la leña es el doméstico, y aún en hogares con gas se llega a utilizar la madera de mangle; además del uso de la leña en el hogar tiene aplicaciones comerciales como la venta de pescado

CUADRO 2. VALOR ECONÓMICO TOTAL DE LOS BOSQUES DE MANGLE

USOS ACTIVOS			USOS PASIVOS
USOS PRESENTES		USOS FUTUROS	EXISTENCIA/HERENCIA
DIRECTO	INDIRECTO	OPCIÓN	
Extractivos:	Pesquerías dependientes del manglar	Almacén de recursos genéticos	Valores culturales, religiosos y éticos
Madera			
Leña			
Taninos	Filtrado de aguas residuales		Evitar cambios irreversibles (extinción)
No extractivos:	Amortiguamiento de tormentas		
Recreación			
Paisaje			
Observación de aves	Fijación de nitrógeno		
	Captura de carbono		

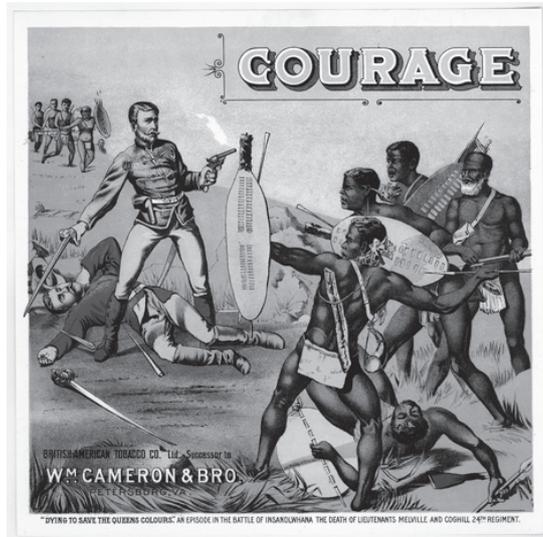
tatemado en madera de mangle, que es un manjar que gusta a los turistas y una fuente de ingreso local. Otros de los usos directos de la madera es su aprovechamiento en forma de varas para las cercas del ganado, el secado del tabaco, tutorados para la siembra de hortalizas, construcción de casas y enramadas, guacales para transportar frutas y construcción de trampas para la pesca ribereña de camarón. Finalmente, los taninos generados por el mangle (principalmente por el mangle rojo) son utilizados por la industria de la curtiduría para dar tratamiento a las pieles. En lo que se refiere a los valores de uso directo no extractivo, destaca el disfrute de los servicios recreativos y paisajísticos así como la observación de aves.

Los valores de uso indirecto se refieren a los beneficios que recibe la sociedad a través de los servicios de los ecosistemas y de las funciones del hábitat. A diferencia del valor de uso directo, el indirecto generalmente no requiere del acceso físico del usuario al recurso natural, pero sí de la presencia del recurso en buenas condiciones. Los valores de uso activo indirecto se pueden clasificar en valores

ambientales y valores ecosistémicos (CONABIO 1998). Entre los servicios ambientales destacan el filtrado de aguas residuales, la protección contra tormentas y el funcionamiento del ecosistema como criadero de especies pesqueras. Por otra parte, entre los valores ecosistémicos se encuentran la captura de carbono, la fijación de nitrógeno en el suelo y la auto preservación del ecosistema.

LOS BENEFICIOS POR PROTECCIÓN DE PESQUERÍAS

Los ecosistemas del manglar son lugares de crianza para las múltiples especies pesqueras de importancia comercial (Robertson y Duke 1990). Por ejemplo: el camarón empieza su vida en el mar abierto y después de varias fases de crecimiento la larva se mueve a las aguas de estuarios donde permanece un tiempo; el hábitat del estuario provee sustancias ricas en nutrientes y el manglar otorga protección ante depredadores. La epidermis de las hojas del manglar funciona como alimento para los camarones y también se transforma en nutrientes que promueven el crecimiento de



fitoplancton. Este proceso es una conexión vital de la cadena alimenticia de la que dependen camarones, peces, cangrejos, crustáceos y ostras. A su vez, esta gran variedad de moluscos y crustáceos provee una rica dieta para las múltiples especies pesqueras comerciales (Gammage 1997).

Por lo tanto, cualquier disturbio causado a este ecosistema por la conversión del manglar implicará una menor población de peces y menores ingresos para los pescadores (Spaninks y Beukering 1997). Sin embargo, no es sencillo estimar el valor del servicio de protección de pesquerías provisto por el manglar, puesto que para ello se requiere conocer las condiciones de la actividad y las interacciones biológicas entre el manglar y la pesca. Con este objetivo, se han desarrollado distintas metodologías con aplicaciones en diversos bosques de mangle en todo el mundo.

La metodología inicial para la valoración económica de los vínculos entre el manglar y las pesquerías consideró el área del manglar como una variable que afecta el crecimiento de la pesca, mediante una ecuación en la que se explica la captura pesquera en función del esfuerzo pesquero y de la biomasa de manglar en la zona (Lynne *et al.* 1981). Posteriormente, Ellis y Fisher (1987) adaptaron la función de producción

anterior en un modelo estándar de maximización de beneficio para determinar los efectos de los cambios en los manglares sobre la producción comercial. En este modelo el valor económico se mide con la suma de los excedentes del productor y del consumidor. Esta aproximación ha sido utilizada para valorar los manglares de Luisiana (Constanza, Farber y Maxwell 1989) y para Nicaragua (Windevoxhel 1993). En estos casos se obtuvieron valores de 128 y 77 dólares por hectárea de manglar, respectivamente.

Otra forma de abordar el tema es mediante una modificación de la función de producción pesquera. Esta aproximación se desarrolló para la valoración del servicio de protección de pesquerías de los manglares de la Bahía de Bintuini en Indonesia (Ruitenbeek 1994). En este caso, la relación entre el manglar y las pesquerías depende de dos parámetros: la conexión biológica existente (α) y los rezagos (γ); es decir, el número de periodos que tarda en ajustarse la biomasa pesquera a los cambios en la superficie de manglar. En este estudio destaca el hecho de que no se consideró la destrucción del manglar como dada, sino que se estimó la estrategia de tala óptima de manglar para distintos escenarios. Para el caso en que el parámetro de impacto α sea igual al parámetro de rezago γ y ambos sean iguales a 0.5, una disminución del 50% del área de manglar representaría una pérdida del 30% en la producción pesquera.

Esta aproximación fue utilizada en un estudio realizado en Laguna de Términos, Campeche (Yáñez-Arancibia *et al.* 1995). El enfoque de función de producción modificada se utiliza en ausencia de datos sobre las interrelaciones ecológicas entre la cobertura de manglar y la cantidad capturada de la especie marina de interés. El enfoque está orientado esencialmente a estimar, con los tiempos de retraso correspondientes, los efectos de cambios en la cobertura de este ecosistema. Suponiendo una interdependencia de 20% entre manglares y pesquerías, se obtiene que el valor por el servicio de protección de

pesquerías es de aproximadamente 900 dólares por hectárea de manglar.

En otro estudio para Laguna de Términos se estimó el valor del servicio de protección de pesquerías modificando el modelo bioeconómico de pesquería estándar, para poder contabilizar los efectos en cambios en el área de manglar sobre la capacidad de carga de biomasa pesquera (Barbier y Strand 1998). Además, utilizando un modelo dinámico y tomando en cuenta condiciones de libre acceso, se obtuvieron los niveles de captura de camarón conducentes al estado estacionario. De acuerdo con este estudio, los cambios en la biomasa pesquera (X) están determinados por el crecimiento biológico natural en el período (F), menos la captura realizada (C), donde la captura realizada, a su vez, está determinada por la biomasa pesquera y el esfuerzo pesquero realizado (E). Los resultados indican que la deforestación ocurrida entre 1980 y 1990 (la cual fue muy baja) implicó una pérdida para los pescadores de 139 mil dólares al año, lo que representa escasamente el 0.2% de los ingresos pesqueros.

Para el caso del valor para los pescadores ribereños, un estudio realizado en El Salvador pudo establecer una conexión positiva entre la extensión del manglar y la producción de la pesca artesanal (Gam-

mage 2002). En este análisis se consideró que la pesca ribereña artesanal presenta una función de producción de coeficientes fijos que depende del insumo laboral, la cantidad de manglar y la pesca industrial del período actual y de periodos anteriores. En este estudio se calculó un valor presente neto para el manejo actual de 82.5 y 98.7 mil dólares para la pesca artesanal de pescado y camarón, respectivamente.

El cuadro 3 muestra algunos de los resultados que se han obtenido respecto del valor por el servicio de protección de pesquerías prestado por el manglar. En general, el valor fluctúa entre 77 y 130 dólares por hectárea, salvo en el caso del estudio de Yáñez-Arancibia, quien obtuvo uno de 900 dólares por hectárea. Este resultado contrasta con el de Barbier y Strand, que para la misma zona encontraron un valor más bajo; la diferencia se debe a que en el primer caso se supuso un esquema de pesquería regulada en una zona en donde el comportamiento es de pesca de libre acceso.

Si bien una lectura de la revisión de los estudios presentados es que el valor de protección de pesquerías oscila alrededor de los 100 dólares por hectárea, esto no sería necesariamente cierto; el resultado va a ser distinto dependiendo de las condiciones de ex-

CUADRO 3. PRINCIPALES RESULTADOS SOBRE EL VALOR DEL SERVICIO DE PROTECCIÓN DE PESQUERÍAS

FUENTE	LUGAR	VALOR (DÓLARES POR HECTÁREA)
Windevoxhel 1992	Nicaragua	77
Lal 1990	Fiji	100
Ruitenbeek 1992	Indonesia	117
Constanza <i>et al.</i> 1989	Louisiana	128
Christensen 1982	Tailandia	130
Yáñez-Arancibia 1995	Campeche	900

Fuente: Elaboración propia con base en las fuentes citadas.

plotación maderera del mangle (Ruitenbeek 1994); del tipo de organización pesquera, si es regulada o de libre acceso (Barbier y Strand 1998) o de la distribución entre pescadores ribereños y de alta mar (Gammage 2002). Por esta razón se considera que la determinación del valor por protección de pesquerías debe hacerse caso por caso, considerando no sólo los aspectos biológicos sino los de organización social e industrial de los pescadores y de las explotaciones forestales.

SERVICIOS RECREATIVOS

Al igual que cualquier bien o servicio, el valor del uso recreativo del manglar depende del valor que cada individuo le asigna a este servicio. Para el caso de los manglares se identificaron dos tipos de beneficiarios: (a) los habitantes locales que cobran a los visitantes por el paseo en los canales y lagunas; y (b) los visitantes que, aunque pagan por alquilar una lancha, recorren libremente al manglar sin hacer ningún pago adicional por el acceso a los canales y lagunas.

Para abundar en los beneficios para los pobladores locales, se han realizado evaluaciones *ex post* de políticas de conservación (Hudgson y Dixon 2000), así como predicciones de lo que podría suceder si se deterioraran los humedales costeros que atraen a los visitantes. Estudios realizados para la región de Sarawak, Malasia (Bennet y Reynolds 1993) indican que la presencia de humedales costeros representa un ingreso de aproximadamente 420 dólares por hectárea de manglar.

Otro ejemplo de los beneficios recreativos de la protección del ecosistema es el caso del pueblo de El Nido en la isla de Palawan, Indonesia. Un estudio realizado a fines de los ochenta (Hudgson y Dixon 1988) predecía que los usos forestales intensivos podrían frenar el desarrollo de otras dos industrias: la pesquera y la turística. Ante esta situación el gobierno decidió limitar los usos forestales y decretar

una reserva natural en la zona. Años después, los mismos autores evaluaron la pertinencia de la política, y encontraron que los beneficios de las industrias recreativa y pesquera (6.2 y 13.9 millones de dólares, respectivamente) habían sido mayores a los que se hubieran esperado de la industria de explotación de madera (8.6 millones de dólares).

Más allá de los beneficios de la industria local, el turismo en los humedales costeros provee bienestar para quienes los visitan, y éste debe ser considerado para tener una idea más completa del valor recreativo del ecosistema. Para calcular este valor se deben conocer la disponibilidad a pagar de los visitantes que accedieron libremente al parque y los ingresos que se generarían si el área natural protegida estuviera administrado con intenciones de maximizar ingresos. Para identificar el valor del servicio recreativo del segundo de los casos mencionados, la ciencia económica se vale de métodos indirectos de mercado y métodos de mercados simulados. Los primeros son conocidos también como de preferencia revelada, ya que se basan en otros mercados para conocer las preferencias sobre el bien al que se le pretende asignar un valor monetario (Dixon y Schermann 1990). Entre los análisis de preferencia revelada destaca el método de costo de viaje. Por su parte, los métodos de no mercado o de preferencia declarada, se basan en las respuestas de los individuos ante mercados hipotéticos. Entre los métodos de preferencia declaradas se encuentran el método de la ordenación contingente y de valoración contingente.

En una aplicación del método de valoración contingente en el estado de Nayarit, México, se obtuvo la demanda por un paseo por un canal de cinco kilómetros bordeados por manglar y carrizal conocido como La Tobará (Sanjurjo 2004). El ingreso local que genera este recorrido por el que se cobran al menos 100 pesos a cada una de las 80,000 personas que visitan el sitio asciende a los 800 mil dólares anuales, los cuales, si se les restan los costos de operación (gran parte de

los cuales se quedan en la zona) representan ganancias de 265 mil dólares anuales para los prestadores de servicios turísticos. Además, debe considerarse el excedente del consumidor que se calculó en 600 mil dólares anuales. Para estimar el valor por hectárea del paseo se consideraron las 7,600 hectáreas de manglar en el municipio al que pertenece el paseo. Cabe aclarar que esto es una subestimación ya que existen otros paseos por manglares en la zona, como la laguna de Singayta, el Estero del Rey y Los Laberintos.

En un estudio similar para los humedales en Luisiana, los visitantes reportaron que estarían dispuestos a pagar aproximadamente 100 dólares anuales para evitar la destrucción del ecosistema, lo que representa cerca de 4.0 millones de dólares al año (Farber y Constanza 1987). Si bien la pregunta es de valor de existencia, el cuestionario está dirigido a los usuarios, por lo que la interpretación más acertada es de valor de uso no consuntivo. Para el caso del sistema de manglares Héros y Mártires de Veracruz, en Nicaragua, se reportó una disposición a pagar de 53 dólares anuales promedio por visitante (Windevoxhel 1992). Para esta misma zona se intentó realizar una estimación por costo de viaje que no tuvo éxito, porque los datos obtenidos no permitieron estimar la curva de demanda. El cuadro 4 reporta los diferentes resultados

obtenidos para los casos mencionados. En ninguno de ellos se contabilizan simultáneamente los ingresos a la industria local y los ingresos que el ecosistema regala a los visitantes al permitirse el libre acceso.

OTROS VALORES AMBIENTALES

Como se mencionó al inicio de este artículo, el grupo de valores más difíciles de identificar es aquél que no tiene precio en el mercado y su beneficio lo obtienen fuera del sitio. Destacan algunos con beneficios globales, como la protección a la biodiversidad y la captura de carbono, y otros con beneficios locales como la protección de la costa y el filtrado de aguas residuales. Se consideró los dos últimos como beneficios *ex situ*, ya que no son los propietarios del manglar quienes se apropian de la mayor parte de los beneficios, sino sus vecinos.

PROTECCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

En lo que se refiere a la protección de la biodiversidad destacan algunos aspectos como la existencia (o la probabilidad de existencia) de plantas medicinales y la protección del hábitat de algunas especies de reptiles y especialmente de aves residentes y migratorias. La

CUADRO 4. ALGUNAS ESTIMACIONES DEL VALOR RECREATIVO DE LOS HUMEDALES COSTEROS

LUGAR	VALOR ESTIMADO EN DÓLARES AMERICANOS			FUENTE
	POR HECTÁREA	POR VISITANTE	TOTAL	
Indonesia	515	-	6,200,000	Hudgson y Dixon 2000
Malasia	420	-	-	Bennet y Reynolds 1993
Nicaragua	-	53	900,000	Windevoxhel 1992
Louisiana	115	100	4,000,000	Farber y Constanza 1987
Nayarit	114	13	858,000	Sanjurjo 2004

Fuente: Elaboración propia con base en las fuentes citadas.

importancia de los bosques de mangle como ambiente de aves está bastante bien sustentada y constituye un elemento fundamental de los esfuerzos de algunos organismos dedicados a la protección de dichas especies. Las donaciones y esfuerzos forman parte del valor de los manglares.

Para el caso de México basta hacer notar que el punto de mayor observación de aves del país se corresponde exactamente con la mayor superficie de manglares y marismas de las costas del Pacífico: Marismas Nacionales. Por otra parte, para el caso de la Laguna de Términos, se han registrado 75 especies de aves asociadas con los ecosistemas de manglar, entre las que destaca la cigüeña jabirú, especie en peligro de extinción. A través de una encuesta de valoración contingente, se encontró un valor de aproximadamente 0.7 dólares por hectárea de manglar por el concepto de la protección del hábitat de dicha cigüeña (Lara Domínguez *et al.* 1998).

El poder curativo de algunas plantas es uno de los beneficios que más se menciona respecto de la protección de la biodiversidad y puede representar un valor de uso directo, cuando las plantas son utilizadas para el desarrollo de fármacos, ya sea a nivel industrial o para el uso de los habitantes locales. Este provecho también puede representar valores de opción y de cuasi-opción. Un valor de opción se refiere a un seguro que la sociedad decide pagar para evitar la extinción de la planta que provee los medicamentos, mientras que un valor de cuasi-opción se refiere al valor que le otorga la sociedad a la protección de la biodiversidad, por el simple hecho de que en el futuro se le pudiera encontrar un valor medicinal a alguna de las especies conservadas.

Para determinar el valor de cuasi-opción se deben incluir las siguientes variables: número de plantas en el bosque de manglar, probabilidad de éxito en la investigación, tasa de regalías para los descubridores, valor medio de los medicamentos y porcentaje del ingreso que mantienen los pobladores locales. Tomando

en cuenta estas variables se ha encontrado que el valor de cuasi-opción para el total de los bosques tropicales en México fluctúa entre 6 y 875 millones de dólares al año (CSERGE 1993). La amplitud del rango en las estimaciones sólo indica el alto grado de incertidumbre que existe respecto del evento valuable: el descubrimiento de nuevos medicamentos. Para el caso del mangle se cuenta con poca información documentada respecto de sus usos como medicamento; sin embargo, se tiene conocimiento del uso de la corteza de mangle blanco y algunas plantas asociadas al manglar con fines terapéuticos y medicinales.

CAPTURA DE CARBONO

Los manglares, como cualquier otro bosque, capturan, almacenan y liberan carbono como resultado de procesos de fotosíntesis, respiración y degradación de materia seca; sólo que los manglares liberan menos carbono que otros ecosistemas forestales. Lo anterior se debe en gran parte a que en sus suelos los promedios de descomposición son bajos y por lo tanto el almacenamiento de carbono en el suelo puede ser más alto que en los sistemas forestales de agua dulce (Izarralde *et al.* 2001). Por su parte, estudios realizados en el estado de Tabasco (Moreno Cáliz *et al.* 2002) y en estado de Nayarit (Valdés y Valdez 2005) indican que el contenido de carbono de los suelos con vegetación de mangle es mayor al presente en otro tipo de vegetación. Sin embargo, para tener una medición completa de la capacidad de almacenamiento de carbono en los manglares es necesario contar con mediciones de la capacidad de almacenamiento en hojas y tallo. Las mediciones en otros ecosistemas tropicales y subtropicales indican una capacidad de captura de entre 90 y 160 toneladas por hectárea (Adger *et al.* 1995).

En la actualidad no se puede reconocer un mercado de captura de carbono plenamente formado, dado que la mayor cantidad de las transacciones se han

realizado como arreglos directos entre gobiernos u organizaciones no gubernamentales y los proveedores del servicio ambiental (Torres y Guevara 2002). En este mercado incipiente las transacciones se negocian en dólares por tonelada y oscilan entre 8 y 12. Para realizar un cálculo aproximado de la capacidad de venta del manglar se decidió utilizar el precio de 10 dólares por tonelada neta capturada. Considerando un estimado muy conservador de captura de carbono en 100 toneladas por hectárea y un precio de 10 dólares por tonelada; el servicio de captura de carbono ofrecido por los bosques de mangle se podría traducir en una ganancia de 1,000 dólares por hectárea.



PROTECCIÓN DE LA COSTA

Los humedales costeros juegan un papel esencial en la protección de la línea costera contra la erosión que genera el oleaje. En algunos casos, dependiendo de la severidad de la tormenta y del grado de conservación del bosque, el manglar puede servir incluso de refugio contra huracanes (Kabii y Bacon 1997). Para el caso de la costa de Luisiana, Faber y Contanza (1987) encontraron que la reducción de una milla de ancho del humedal costero podría aumentar los daños materiales de las tormentas en cinco millones de dólares al año. Tomando en cuenta la superficie que abraza el humedal costero y convirtiéndolo a valor presente, el valor anterior equivale a 1,000 dólares por hectárea. Tomando en cuenta que el estudio no incorpora la pérdida en bienestar que genera el sufrir un huracán (heridas, nerviosismo o muerte) se puede considerar que esta

medida es una subestimación de disposición a pagar por la mitigación de desastres.

FILTRADO DE AGUAS RESIDUALES

Uno de los servicios ambientales que prestan los bosques de mangle es el filtrado de aguas residuales, ya que este ecosistema tiene la capacidad de disminuir la carga de materia orgánica del agua que utilizan en sus procesos naturales. Para calcular el valor de este servicio, algunos autores han utilizado el costo de un sustituto para aproximarse a su valor. En un estudio realizado en Fiji se le asignó al servicio de filtrado de aguas residuales un valor idéntico al costo anual de una planta de tratamiento de aguas residuales

que se requeriría para reemplazar este servicio (Lal 1990). Con base en este estudio, se realizó un ejercicio similar para Laguna de Términos, Campeche, donde se identificó la demanda efectiva por el servicio y el costo de operación anual de una planta de tratamiento (Lara Domingez *et al.* 1998). En el estudio en Fiji se reportó un valor de 105 dólares por hectárea, mientras que para el caso de Campeche fue de 150 dólares por hectárea.

USOS FORESTALES MADERABLES Y NO MADERABLES

Los manglares ofrecen una gran variedad de recursos forestales, tanto industriales como de autoconsumo. Los productos directos de mayor importancia para los pobladores son la leña, el carbón de leña, el material para la construcción de sus viviendas, el forraje, el abono verde, la celulosa para papel, los taninos y tintes

y la medicina tradicional derivada de plantas (Dixon 1994). Se han identificado algunos de estos usos para estudios en Malasia, Vietnam, Tailandia, Nicaragua y México (Barbier, Acreman y Knowler 1997).

En el caso de los manglares del Pacífico mexicano se han identificado usos directos del mangle como leña, varas (palitos) para la construcción de casas, enramadas, cercas, trampas para atrapar camarón (tapos), tutorados para el cultivo de hortalizas, varas para el secado de tabaco, así como madera para la elaboración de guacales usados para el transporte de fruta. A su vez, en la zona de Tabasco y Campeche en el Golfo de México, domina el uso de la madera de mangle para la elaboración de carbón y el consumo como leña.

La valoración de los productos forestales para los que existen mercados, como la madera, se puede realizar utilizando información de los precios y cantidades intercambiadas; pudiendo obtenerse curvas de oferta y demanda así como precios de equilibrio. Sin embargo, el análisis se complica cuando se trata de valorar productos forestales sin precio en el mercado. Tal es el caso de los productos de autoconsumo como la leña, que sin pasar por el mercado representan una fuente de ingreso, porque las familias la utilizan en sustitución de otros combustibles que sí tienen precio en el mercado.

Otro caso a analizar es cuando los bienes sí tienen un precio en el mercado, pero el precio no coincide con el óptimo social, tal y como sucede con la tala de madera que no incluye las externalidades negativas asociadas con su producción. En estos casos es necesario ajustar los precios de mercado por medio del precio sombra para que refleje el verdadero valor económico que le da toda la sociedad (Barbier, Acreman y Knowler 1997). Este es el caso de la explotación industrial de madera, en el que si bien, la madera tiene un precio, éste no incorpora las pérdidas que esta actividad pudiera estar ocasionado en pescadores o prestadores de servicios turísticos.

Para el caso de la bahía de Palawan (Hudgson y Dixon 2000) se muestra que la expansión de la industria silvícola se tradujo en una reducción de bienestar social, ya que las pérdidas en pesca y turismo sobrepasan al aumento en las ganancias obtenidas por la explotación de la madera. Este es el mismo caso de Nicaragua, donde la extracción actual de productos maderables del manglar provocó el deterioro del humedal reduciendo la calidad del ambiente y por lo tanto la asistencia a las playas.

Los ejemplos anteriores muestran que los precios de mercado de la madera de mangle no captan las externalidades generadas por su explotación. Para determinar el valor social de la explotación de madera sería necesario entonces restarle las pérdidas que esta actividad les genera a sus vecinos, pudiendo en algunos casos representar valores negativos, lo que indica que la rentabilidad social dependerá de las estrategias de manejo forestal y del grado de conexión biológica entre bosque de manglar con otros componentes del ecosistema. En este sentido, Ruitenbeek (1994) muestra, para un caso en Indonesia, que el valor atribuible a la explotación de madera dependerá de la estrategia de tala y de las conexiones biológicas. Esta estrategia bien puede ser una que no altere las funciones del ecosistema o bien aquella que aunque lo dañe, de como resultado el mayor Valor Presente Neto Social (VPNS), tal y como se muestra en el cuadro 5.

El VPNS dependerá tanto de la estrategia de tala como del grado de conexión entre las funciones del ecosistema. Utilizar escenarios sirve para mostrar las diferentes decisiones que se pueden tomar dependiendo de los supuestos de conexión ecológica. En el cuadro 5 se puede observar que suponiendo una conexión ecológica moderada, el mayor VPNS se obtiene con un ochenta por ciento de tala selectiva, mientras que con una conexión fuerte la sociedad actuaría con indiferencia ante la opción de 25% de tala selectiva. Si las conexiones ambientales son tomadas

CUADRO 5. VALORES OBTENIDOS CON LAS DIFERENTES ESTRATEGIAS DE MANEJO FORESTAL

ESTRATEGIA	DESCRIPCIÓN	VPNS (DÓLARES AMERICANOS)	
		CON CONEXIÓN	
		FUERTE A	DÉBIL B
30 años de tala total	El total del área para cosechar es talada durante un periodo de 30 años	1.09	1.22
80% de tala selectiva	80% del total del área para cosechar (192,000 ha)	11.20	1.24
30 años con rotación	es talada en perpetuidad en 30 años de rotación		
25% de tala selectiva	25% del total del área para cosechar (60,000 ha)	11.20	1.16
30 años con rotación	es talada en 30 años con rotación en perpetuidad		

Fuente: Elaboración propia con base en Ruitenbeek, 1994.

en cuenta la estrategia de tala total es descartada en ambos escenarios.

Como se puede notar el cuadro 5 sólo menciona los casos en los que la explotación forestal genera externalidades negativas; sin embargo, no siempre es así. Un estudio en el estado de Nayarit muestra que bajo esquemas de tala selectiva, la explotación forestal del mangle blanco, lejos de mermar los servicios ambientales del ecosistema, puede representar una oportunidad para aumentar la biomasa de este ecosistema y con ello lograr que sean mayores los servicios ambientales que ofrece (Valdés 2002).

CONCLUSIONES

La revisión de los bienes y servicios ambientales prestados por los ecosistemas costeros, y en particular por los manglares, sirve para dar cuenta del grado en que las comunidades costeras dependen de su ecosistema. De éste se obtienen importantes fuentes de ingreso como la pesca y el turismo, así como diversos servicios ambientales (filtrado de aguas residuales) y bienes de autoconsumo (pesca, leña y madera).

Con base en los resultados presentados puede ser tentador sumar los valores, para tener una aproximación del VET del manglar; sin embargo, existen varias razones por las que esto no es recomendable, o se tendría que hacer muy cuidadosamente:

- Se tiene muy poco conocimiento sobre los valores de existencia, herencia y opción.
- Las técnicas de valoración son capaces de identificar el valor subjetivo de las personas dado el nivel de escasez que perciben, por lo que son poco adecuadas para la medición de cambios drásticos como la extinción de una especie o la destrucción de una población por una tormenta.
- Las condiciones de organización social, productiva e industrial de la zona modificarán el valor atribuible al manglar, ya que estas modificarán la capacidad de uso de los bienes y servicios ambientales.

En aquellos casos en los que un proyecto de inversión pretenda hacer un cambio de uso de suelo de manglar, y los beneficios del proyecto sean menores a los beneficios del ecosistema obtenidos en

estudios de valoración económica, esta será razón suficiente para detener el proyecto. Sin embargo, que los beneficios del proyecto sean mayores no será razón suficiente para autorizarlo; ya que, como se mencionó, faltan por incluir algunos componentes del VET. En estos casos será necesario recurrir a otras herramientas de política como: la compensación directa a los beneficiarios del ecosistema (para lo cual es recomendable utilizar ejercicios de valoración) y la existencia de proyectos de mitigación en especie, con la que se debe asegurar que la cantidad de servicios ambientales prestados por el ecosistema modificado sean compensados con un proyecto de restauración o conservación de ecosistemas aledaños. En este sentido, la Dirección General de Política y Economía Ambiental del INE está revisando diversos instrumentos, como la Banca de Conservación, que sirven para asegurar que no exista ni una pérdida neta más de manglar y sin impedir el desarrollo turístico, portuario y acuícola del país.

Finalmente, debe recalarse que los ejercicios de valoración y la suma de los valores presentados no pueden ser utilizados, por ningún motivo, para justificar el desmonte de mangle, pero sí para justificar la negación de una petición de desmonte, para determinar la compensación a los usuarios del ecosistema en caso de imprevistos y para estudiar y comprender la importancia del manglar en la vida de las comunidades costeras.

BIBLIOGRAFÍA

- Adger, W.N., K. Brown, R. Cervigni y D. Moran. 1995. Total Economic Value of Forest in Mexico. *Ambio* 24: 286-296.
- Aniyar, S., 2003. The Value of a Mangrove Ecosystem. Artículo presentado en el Primer Congreso de la Asociación Latinoamericana de Economistas Ambientales (ALEAR), Cartagena, Colombia.
- Azqueta, D., 2000. *Introducción a la economía ambiental*. Mc-Graw Hill Profesional, Madrid.
- Barbier, E.B. 1993. Sustainable Use of Wetlands. Valuing Tropical Wetland Benefits: economic methodologies and applications. *The Geographical Journal* 159(1): 22-32.
- Barbier, E.B., M. Acreman y D. Knowler. 1997. *Economic Valuation of Wetlands: A Guide for Policy Makers and Planners*. Ramsar Convention Bureau, Gland, Suiza.
- Barbier, E.B. e I. Strand. 1998. Valuing Mangrove-Fishery Linkages: A Case Study of Campeche, Mexico. *Environmental and Resource Economics* 12:151-166.
- Bardecki, M.J. 1999. *Wetlands and Economics: An Annotated Review of the Literature, 1988-1998*. Environment Canada, Canadá.
- Belausteguigoitia, J.C. y E. Sanjurjo, Beneficios económicos de las selvas en el trópico húmedo mexicano. *Boletín Informativo Diálogo* 3(6): 2-5.
- Bennet, E.L. y C.J. Reynolds, 1993. The Value of a Mangrove Area in Sarawak. *Biodiversity and Conservation* 2: 359-375.
- Comisión Nacional para el Aprovechamiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1998. *La diversidad biológica de México: estudio de país*. CONABIO, México.
- Constanza, R., S. Farber, S., y J. Maxwell, 1989. Valuation And Management of Wetland Ecosystems. *Ecological Economics*. 1-4:335-359.
- Centre for Social and Economic Research of the Global Environment (CSERGE). 1993. *Mexico Forestry Conservation Sector Review: Sub-study of Economic Valuation of Forests*. CSERGE, Reino Unido.
- Dixon, J.A., 1989. Multilevel resource analysis and management: The case of watersheds. En: G. Schramm y J.J. Warford (eds.). *Environment Management and Economic Development*. Banco Mundial, Washington, D.C.
- Dixon, J.A, B.T. Bower, D.E. James y M. Huftschmidt. 1983. *Environment, Natural Systems and Development: An Economic Valuation Guide*. The John Hopkins University Press, Londres.
- Dixon, J.A. y M. Huftschmidt. 1986. *Economic Valuation Techniques for the Environment: A Case Study Workbook*. The John Hopkins University Press, Londres.

- Dixon, J.A. y P.N. Lal. 1994. The Management of Coastal Wetlands: Economic Analysis of Combined Ecologic-Economic Systems. En: P. Dasgupta y K. Göran-Måler (eds.). *The Environment and Emerging Development Issues*. Oxford University Press. Volumen 2: 399-424.
- Dixon, J.A. y P.B. Sherman. 1990. *Economics of Protected Areas: A New Look at Benefits and Costs*. Island Press, Nueva York.
- Ellis, G.M. y A.C. Fisher. 1987. Valuing environment as imput. *Journal of Environmental Management* 25: 149-156.
- Farber, S. y R. Constanza. 1987. The Economic Value Of Wetlands Systems. *Journal of Environmental Management* 24: 41-51.
- Freeman, A.M. 1991. Valuing Environmental Resources Under Alternative Management Regimes. *Ecological Economics* 3: 247-256.
- Fürst, E., D.N. Barton y G. Jimenez. 1992. Partial Economic Valuation of Mangroves in Nicaragua. En: J. Reitenbergen y H. Abaza. *Environmental Valuation: A Worldwide Compendium of Case Studies*. Washington, D.C.
- Gammage, S. 1997. *Estimating the Returns to Mangrove Conversion: Sustainable Management or Short Term Gain*. International Institute for Environment and Development (IIED). London Environmental Economic Programs (LEEP) Discussion Paper. DP 97-02, Londres.
- Hamilton, L.S. y C. Snedaker (eds.). 1984. *Handbook for Mangrove Area Management*. East-West Center, IUCN, UNESCO, FAO, Honolulu, EE.UU.
- Hudgson G. y J.A. Dixon. 2000. El Nido Revisited: Logging versus Tourism in Palawan. En: H.S. Cesar. 2000. *Collected Essays on the Economics of Coral Reefs*, Cordio, Suecia.
- . 1988. *Logging versus Tourism in Palawan: an Environmental and Economic Analysis*. East-West Environment and Policy Institute, Honolulu, EE.UU.
- Izarralde, R.C., N.J. Rosenberg y R. Lal. 2001. Mitigation of climatic change by soil carbon sequestration: issues of science, monitoring, and degraded lands. *Advances in Agronomy*. 70: 1-75.
- Janssen, R, y J.E. Padilla, 1996. *Valuation and Evaluation of Management Alternatives for the Pagbilao Mangrove Forest*. CREED Working Paper 14, International Institute for Environment and Development. Amsterdam.
- Kabii, T. y P. Bacon, 1997. La Protección de humedales y tierras costeras y sus hábitats. Trabajo presentado en el XI congreso mundial forestal, Natalia Turquía. Disponible en www.fao.org.
- Lal, P.N. 1990. *Conservation or Conversion of Mangroves in Fiji*. Occasional Paper 11. East-West Environment and Policy Institute. Honolulu, EE.UU.
- Lara Dominguez, A.L., A. Yañez Aranciba y J.C. Seijo. 1998. Valuación Económica de los ecosistemas. Estudio de caso de los manglares en campeche. En: H. Benitez, E. Vega, A. Peña Jimenez y S. Ávila Foucat (eds). *Aspectos económicos sobre la biodiversidad de México*. CONABIO, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Lynne, G.D., I.M. Gren y F.J. Prochaska. 1981. Economic Valuation of Marsh Areas for Marine Production Processes, *Journal of Environmental Economics and Management* 8: 175-186.
- Måler, K.G., S. Aniyar, C.L. Casler y E. Weir. 1997. *The Economics of Coastal Wetlands*. Beijer Discussion Paper Series No. 94, Beijer International Institute of Ecological Economics, Estocolmo.
- Moreno, E., A. Guerrero, M.C. Gutiérrez, C.A. Ortoz y D.J. Palma, 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono, *Madera y Bosques*. Número Especial 2002: 115-128.
- Munasinghe, M. y E. Lutz. 1993. *Environmental Economics and Valuation in Development Decisionmaking*. World Bank Environment Working Paper No. 51, World Bank, Washington, D.C.
- Robertson, A.J. y D.C. Duke, 1990. Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia. Spatial and Temporal Patterns in densities, biomass, and community structure. *Marine Ecology* 104: 369-379.
- Rönnbäck P, y J.H. Primavera, Illuminating the Need for Ecological Knowledge in Economic Valuation of Man-

- groves under Different Management Regimes. A Critique. *Ecological Economics* 13: 135-141.
- Ruitenbeek, H.J. 1994. Modelling ecology-wide linkages in mangroves: Economic evidence for promoting conservation in Bintuini Bay, Indonesia. *Ecological Economics* 10(3): 233-247.
- . 1992 *Mangrove Management: An Economic Analysis of Management Options with a Focus on Bintuini Bay, Irian Jaya*. Environmental Management Development in Indonesia Project, Dalhousie University, Halifax.
- Sanjurjo, E. 2004. Estimación de la demanda por los servicios recreativos del manglar en Marismas Nacionales: una aplicación de la metodología de valoración contingente en La Tobará. Artículo preparado para el Segundo Congreso Anual de la Asociación Latinoamericana de Economistas Ambientales (ALEAR). Oaxaca, México.
- Spaninks, F. y P. Van Beukering. 1997. *Economic Valuation of Mangrove Ecosystems: Potential and Limitations*. CREED Working Paper 14, International Institute for Environmental Development, Amsterdam.
- Torres Rojo, J.M. y A. Guevara, 2002. Servicios ambientales en México: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta ecológica* 63: 40-59.
- Yañez-Arancibia, A., J.C. Seijo, A.L. Lara-Dominguez, G.J. Villalobos, E. Rivera, J.L. Rojas, M.A. Cabrera, J. Euán, y E. Perez Espinosa, 1995. *Valuación Económica de los ecosistemas: el caso de los manglares*. Programa de ecología, pesquerías y oceanografía del Golfo de México (EPOMEX), Campeche, México.
- Valdés, E. y J.I. Valdez, 2005. Almacenamiento de carbono en el suelo de los manglares de Marismas Nacionales. Reporte preparado para el Proyecto SEMARNAT-CONACYT-2002-C01-0096, Colegio de Posgraduados y Universidad Iberoamericana, México.
- Valdez, J.I. 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífico de México, *Madera y bosques*. Número especial 2002: 115-128.
- Windevoxhel, N.J. 1993. Valoración económica parcial de los manglares de la Región II, Nicaragua. Tesis de posgrado. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.



Enrique Sanjurjo Rivera. Subdirector de Instrumentos Económicos y Mercados Ambientales. Instituto Nacional de Ecología. Periférico Sur 5000. Insurgentes Cuicuilco, México. Correo electrónico: sanjurjo@ine.gob.mx.
Stefanie Welsh Casas. Becaria del Proyecto CONACYT SEMARNAT 2002-C01-0096 a cargo del Departamento de Economía de la Universidad Iberoamericana.

La diversidad biológica amenazada: los arrozales

SILVIA JAQUENOD DE ZSÖGÖN



ARROZ Y CULTURA

Antiguamente, el arroz era considerado un don divino por muchos emperadores y reyes asiáticos, y a los agricultores arroceros se les consideraba guardianes de la cultura y del campo; entre las civilizaciones orientales, los japoneses, incluso hoy, se refieren al arroz como su «*madre*».

El arroz salvaje fue domesticado hace miles de años por gente procedente del este y del sur de Asia que poblaron los deltas de los ríos; la particular alta productividad de los cultivos de arroz de las tierras húmedas favoreció el crecimiento de la población permitiendo el desarrollo de los distintos grupos

sociales dependientes de este ecosistema. Durante siglos, el arroz ha marcado la cultura y los hábitos alimenticios. Gracias a su diversidad de variedades (más de 1,300), el arroz ofrece una amplia gama de sabores, aunque sólo sea hervido o al vapor. Para los aldeanos de Senegal, por ejemplo, la importancia de este cereal se demuestra honrando a los invitados especiales con un plato de arroz.

Tanto en el pasado como en la actualidad, el enorme trabajo que requiere la tierra para el cultivo del arroz, para construir y mantener el sistema de terrazas, o para armonizar el modelo de cultivo con la erosión del suelo, el desprendimiento de tierras y la sumisión, ha exigido el trabajo colectivo de los pueblos. Este efecto unificador del arroz en la gente se ve particularmente reflejado en el vasto delta del río Mekong, donde se reunieron una multitud de personas de varios pueblos con distintas culturas para dominar la tierra y cultivar su principal cosecha. Además, la necesidad de estancar el agua en los sistemas de los arrozales ha configurado en gran medida los paisajes de las zonas rurales y de los pueblos. En muchos aspectos, la lucha para cultivar y cosechar este cereal ha creado unas determinadas estructuras comunitarias así como su correspondiente cultura del arroz.

Similar a expresiones culturales de los pueblos con respecto a otros cereales (maíz, trigo, centeno, cebada), la relación entre el arroz y las personas ha inspirado dichos populares españoles «Que no se te pase el arroz» (haciendo referencia a no dejar pasar tiempo para tomar determinadas decisiones), o aquel otro dicho popular «El arroz, el pez y el pepino nacen en agua y mueren en vino» (indicando que es conveniente beber vino cuando se consumen algunos de estos productos para que no causen indigestión). Incluso se han dedicado fiestas especiales al arroz y su cultivo, tales como la conocida Fiesta de Iniciación de la Tierra, que se celebra al comienzo de su ciclo.

Muchos paisajes asiáticos están marcados por la presencia de este cultivo, brindándoles una belleza

extraordinariamente particular, ello al punto que la Organización de Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) ha declarado, por ejemplo, las terrazas de Banawe en Filipinas, patrimonio cultural de la humanidad.

Los países miembros de la Organización de Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO 2002) «deberían promover el desarrollo sostenible de la diversidad biológica de las aguas en los ecosistemas de arrozales y que las medidas de gestión deberían fortalecer los recursos acuáticos vivos. Debería prestarse mayor atención a la contribución nutricional de los organismos acuáticos como un medio de fortalecimiento de la seguridad alimenticia.»

En el Año Internacional del Arroz (género *Oryza*) cabe reflexionar aún más sobre la importancia de los humedales. La conservación de la maravillosa diversidad biológica de las aguas en los arrozales requiere ser integrada en el conjunto de las políticas ambientales desde el nivel local al internacional, de forma tal que se facilite el diseño e implementación de planes y de estrategias adecuadas para el uso equilibrado de estos ecosistemas. Incluso, podría elaborarse una dinámica *Agenda 21 del arroz* (A21A), en la que se destaque la directa participación de la población en el mantenimiento de esta fuente de producción.

ARROZ Y UN POCO DE ESTADÍSTICAS

El arroz es el alimento básico de diecisiete países de Asia y del Pacífico, de ocho estados africanos, de siete de América Latina y del Caribe y de uno del Cercano Oriente. Está profundamente relacionado con el patrimonio cultural de numerosas sociedades y es fuente de vida para las mayores poblaciones del mundo. Se cultiva en más de 113 naciones y en todos los continentes, con la sola excepción de la Antártida. Es el arroz la base de la dieta de cerca de tres mil millones de personas, y se cultiva en las zonas húmedas (humedales).

Sólo en Asia, más de 2,000 millones de personas obtienen del arroz y sus productos del 60% al 70% de su consumo calórico. Es la fuente alimentaria de África con un crecimiento más rápido, y es de vital importancia para la seguridad alimentaria y el cada vez mayor número de países que disponen de rentas bajas y con déficit alimentario. A menudo, el arroz es la principal fuente de empleo, ingresos y nutrición de muchas regiones pobres y con una alimentación precaria. En el sur de Asia, donde viven 530 millones de personas con menos de un dólar al día, las calorías proporcionadas por el arroz representan cerca del 60-70% del total del consumo de alimentos. El cultivo del arroz es la principal actividad y fuente de ingresos de alrededor de 100 millones de hogares de Asia y África (FAO 2004).

Es una planta que tolera las condiciones desérticas, el calor, la humedad, las inundaciones, la aridez y el frío, y es posible cultivarla en suelos salinos, alcalinos y ácidos. En la India existían más de treinta mil variedades y actualmente de las 23 variedades de *Oryza* que existen, se cultivan dos: la *Oryza sativa*, originaria del trópico húmedo de Asia, y la *O. glaberrima* de África occidental. El arroz asiático cultivado ha evolucionado en tres razas ecogeográficas (indica, japónica y javánica). Los sistemas de producción de arroz se extienden desde China hasta el sur de Australia, desde el clima lluvioso de la selva tropical de África central a la zona templada continental de la Federación Rusa, desde el clima árido del desierto egipcio del delta del Nilo y las regiones costeras de Guinea-Bissau a los 2,700 msnm de las montañas del Himalaya (FAO 2004).

Basta con recordar que el 90% del arroz crece en ambientes irrigados alimentados por aguas pluviales y subterráneas, para asumir plenamente una posición de plena conciencia respecto a estos frágiles ecosistemas. Además, las especies acuáticas que viven en los arrozales proporcionan proteínas, ácidos grasos esenciales y micronutrientes a las poblaciones ale-



dañas, reforzando su alimentación y mejorando los índices de nutrición.

La estrecha relación que existe entre arroz y agua es más que evidente, puesto que este cultivo es el único cereal que puede sobrevivir períodos de sumersión en agua, ello debido a las estrategias de adaptación que han desarrollado sus plantas a lo largo de siglos. A su vez, el vínculo directo entre su producción y las industrias pesqueras, al igual que su importancia cultural, se refleja en muchos proverbios de las antiguas civilizaciones Tai y Angkor Wat, por ejemplo: «En los campos hay arroz y en sus aguas hay peces». En particular para quienes no disponen de tierras y/o cuentan con escasos recursos, la industria pesquera procedente de ecosistemas de arrozales es especialmente importante.

Las funciones ecológicas de los humedales son claves para el mantenimiento de la vida en esos ecosistemas: por ejemplo, albergan enorme diversidad de especies vegetales y animales, son esenciales para la reproducción y cría de numerosas especies de peces y mariscos, pueden actuar como filtros naturales de una gran variedad de sustancias contaminantes y desempeñan un importante papel en la regulación de los ciclos de agua y clima local.

Los arrozales son ecosistemas especialmente ricos que albergan variadas especies como, por ejemplo, peces anfibios, plantas, reptiles, moluscos, insectos y crustáceos, las que pueden ser aprovechadas como fuente de alimento de productos frescos o para la obtención de productos medicinales.

Algunos ecosistemas de arrozales acogen más de cien especies útiles, que representan una valiosa des-

pensa para las comunidades rurales que dependen de estos hábitats para la subsistencia. Además, pueden ofrecer una alternativa segura que permita enfrentar con cierta tranquilidad pérdidas de cosechas o escasez de alimentos.

Los científicos han diferenciado cinco categorías de plantas de arroz en ese vínculo tan directo con el agua:

- § de secano (explotación agrícola en regiones secas en las que la pluviosidad no suele superar los 500 mm al año) de tierras bajas
- § de aguas profundas
- § de tierras húmedas costeras
- § de secano de tierras altas
- § de riego.

El aumento de la productividad de los sistemas del arroz podría contribuir a la erradicación del hambre, a la mitigación de la pobreza, a la seguridad alimentaria nacional y al desarrollo económico. La FAO estima que, en los países en las economías emergentes hay unos 840 millones de personas desnutridas, y, más delicado aún, que de ellas más de 200 millones son niños. Es una evidencia que la desnutrición limita enormemente el desarrollo globalmente considerado.

Según la FAO (2004) actualmente «la producción de arroz se enfrenta a graves limitaciones, entre las que se encuentran una tasa descendiente de crecimiento de las cosechas, la escasez de mano de obra, los conflictos basados en el género, las limitaciones institucionales y la contaminación ambiental.»

Para la alimentación cotidiana la población local recurre a peces, ranas, caracoles, insectos y otros organismos acuáticos propios de estos ecosistemas como su principal fuente de proteínas animales y ácidos grasos esenciales. En los arrozales los organismos acuáticos pueden ser de dos tipos: a) naturales atrapados o b) introducidos intencionadamente, como las especies de tilapia, barbo y carpa.

Considerando el conjunto de todos los países en desarrollo, «el arroz representa el 27% del consumo de energía y el 20% del consumo de proteínas alimenticias. No obstante, aunque el arroz significa una importante cantidad de la energía alimenticia, presenta un perfil aminoácido incompleto y contiene una escasa cantidad de micronutrientes esenciales. En la actualidad, más de 2,000 millones de personas sufren todavía una malnutrición de micronutrientes. La malnutrición disminuye la capacidad de los niños de aprender, reduce la productividad de los adultos y conlleva una muerte prematura, especialmente en mujeres y niños.» (FAO 2004)

Los arrozales de los humedales conforman el hábitat de una amplia variedad de organismos terrestres y acuáticos debido, especialmente, a la presencia continua de agua fresca; por ello es significativamente elevado el potencial para diversificar las fuentes alimenticias dentro del ecosistema basado en el arroz.

A fin de garantizar la continuidad en la alimentación diaria y, en ocasiones, los ingresos, los campesinos, a lo largo de miles de años, han confiado en la exquisita y abundante diversidad biológica de este tipo de hábitat, incrementando la biodiversidad con algunas especies vegetales y animales.

Por otro lado, también hay que destacar que los ecosistemas de arrozales mantienen a varios tipos de ganado, patos, búfalos, vacas, ovejas, cabras, existiendo un armonioso binomio entre el ganado y los agricultores, éstos últimos son ayudados por aquellos en las tareas de preparación de la tierra, en el transporte y, además, obtienen el beneficio del estiércol que es utilizado como abono orgánico. Por ejemplo, los patos se alimentan de organismos acuáticos, pequeños peces y algas; los búfalos, el ganado vacuno, las ovejas y las cabras tienen en la paja de arroz su principal fuente de alimento directo, o bien se alimentan del subproducto de la molienda de arroz, el salvado de arroz, y de granos de baja calidad. Esta relación simbiótica entre especies animales y vegetales y agricultores también se da entre otras especies

de plantas que comparten el ecosistema arrozales, por ejemplo, un helecho acuático (*Azolla*) que tiene capacidad de fijar nitrógeno y aumentar los nutrientes.

Los arrozales albergan, además, una amplia variedad de enemigos naturales a través de los cuales es posible establecer un dinámico control de insectos nocivos y plagas, lo que reduce la necesidad de utilización de pesticidas.

En el mencionado vínculo arrozales-agua la gestión de ésta es la clave para disponer de equilibrados sistemas productivos de arroz, especialmente porque éste es el único cereal básico que resiste la inmersión acuática.

Tanto el propio cultivo como la gestión de las aguas dependen del interés colectivo. Por ello, es necesario que se planifiquen los calendarios de cultivo y de agua para cada área. La adecuada gestión del vital líquido es determinante para dicho cultivo. En zonas montañosas la técnica de encharcamiento mediante el sistema de terrazas ha facilitado el cultivo productivo del arroz, incluso aún en laderas notablemente empinadas. Esta técnica tiene varias ventajas, entre otras, favorece la prevención de la erosión del suelo y de los deslizamientos de tierras y contribuye a controlar las inundaciones (los muros de los campos permiten almacenar agua, lo que reduce los caudales máximos tras las fuertes lluvias). Además, la capa de agua que se forma debido al encharcamiento en el cultivo de arroz previene el desarrollo de maleza, minimiza el crecimiento de las algas y, por consiguiente, reduce la necesidad de herbicidas y la necesidad de mano de obra para el control de las algas. La constante presencia de agua en el campo origina también la infiltración del agua y la alimentación de las reservas de agua subterránea, que a menudo se aprovecha para otros rendimientos hidráulicos (FAO 2004).

Para proteger zonas húmedas de especial interés, entre las que se encuentran los arrozales, y debido a las fuertes presiones ejercidas y a las repercusiones de los impactos derivados de actividades antrópicas,

tales como, por ejemplo, contaminación, pesticidas químicos, fertilizantes, residuos agrícolas, sedimentación, riego, canalizaciones, el 2 de febrero de 1971 se firmó en Ramsar (Irán) la Convención sobre los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas. Estos ecosistemas desempeñan un papel importantísimo para los 800 millones de pobres del mundo rural, los que en un 52% poseen predios demasiado pequeños para que les permitan generar ingresos adecuados. El estado de pobreza de un amplio porcentaje de población mundial es a la vez un síntoma y una causa de la crisis del agua. Más de mil millones de personas carecen de agua potable.

Por ello el agua y las zonas húmedas son clave y desempeñan una función vital para los pobres de las zonas rurales no sólo en términos de salud, sino también en cuanto a crecimiento económico y medios de vida. Un cuerpo de agua no es sólo un recurso natural, es también soporte de vida y receptor de contaminación. Por tanto, la adecuada conservación de los humedales, y entre ellos los arrozales, depende de todos, para que en acciones coordinadas se evite la pérdida o reducción de áreas básicas que representan una base de alimentación y subsistencia para muchas especies, incluido el ser humano.

Las zonas húmedas son, probablemente, los ecosistemas que han sufrido una mayor degradación, y se pueden encontrar bajo diferentes formas: estuarios, marismas, bancos fangosos, lechos fluviales, deltas, pantanos, estanques, ciénagas, lagunas, arrecifes de coral, turberas, mares poco profundos, llanuras aluviales y arrozales; ofrecen importante contribución a la calidad de vida al constituir fuente de abundantes alimentos, combustible, medicinas, tintes, aceites, resinas, entre otros.

La palmera de sagú (*Metroxylon sagu*), originaria del sudeste asiático, por ejemplo, tiene casi la misma importancia que el arroz, al proporcionar almidón con el que se elabora harina. Y de las palmeras de los



humedales de África se obtienen aceites para cocinar y fabricar jabón. Los cañizales del hemisferio norte filtran y purifican el agua que pasa por ellos. Los peces y la fauna acuática que cría y anida entre las cañas son una valiosa fuente de proteínas, y las cañas se utilizan para la construcción de techos y para materia prima de tejedores de esteras y de cestos.

Los pobladores de los humedales y de sus proximidades dependen de estas zonas para subsistir, pero la clave es el aprovechamiento equilibrado.

HUMEDALES, ARROZALES Y RAMSAR

El término zonas húmedas engloba una gran diversidad de áreas. A continuación se describen algunas cuestiones básicas así como los acuerdos para proteger áreas de tanta importancia ambiental y cultural del planeta.

Las zonas húmedas son zonas de pantanos, marjales, turberas o superficies recubiertas de aguas naturales o artificiales, permanentes o temporales, con agua estancada corriente, ya sea dulce, salobre o salada, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad con marea baja no exceda de seis metros.

Como parte de la integración de los esfuerzos mundiales por cuidar este tipo de entornos, la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) es depositaria de la importante Convención relativa a los humedales

de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas, más conocida como Ramsar, que define y conserva el patrimonio del mundo elaborando una lista de sitios cuyos notables valores naturales o culturales deben ser conservados para toda la humanidad.

El objetivo de esta Convención es impedir la merma progresiva y la pérdida de humedales, así como asegurar la conservación de los humedales, su flora y su fauna, armonizando políticas nacionales previsoras con una acción internacional coordinada.

No es casual que los grupos humanos se hayan concentrado a lo largo de más de 6,000 años en los valles fluviales y sus llanuras inundables. Según una estimación, el valor global de los ecosistemas de humedales asciende a 14,9 billones de dólares, (Costanza 1997) lo que se traduce en numerosas y variadas funciones, por ejemplo:

- § control de inundaciones
- § reposición de aguas subterráneas
- § estabilización de costas
- § protección contra tormentas
- § retención y expulsión de sedimentos y de nutrientes
- § mitigación del cambio climático
- § depuración de aguas
- § reservorio de diversidad biológica
- § despensa de productos
- § actividades turísticas
- § valor cultural.

Los antecedentes, noticias recientes y documentos relacionados con la Convención de Ramsar se pueden hallar en: <http://ramsar.org>.

A MODO DE CONCLUSIÓN

Para concluir, es interesante recordar una leyenda budista tradicional que relata el origen del arroz: «Ba-

tara-Guru, llamado propiamente Siwa, el dios superior, formó una doncella tan hermosa que le puso por nombre Retna-Dumila [joya radiante], y deslumbrado por su hermosura quiso casarse con ella. Los dioses aprobaron en consejo tal unión, pero Retna-Dumila impuso a Batara-Guru tres condiciones para acatarla, figurando entre esas condiciones que le presentara un manjar que nunca le causara hastío. Ninguno halló el enamorado pretendiente que con el tiempo no produjera este efecto a su amada, y desconfiando de su poder divino envió a la tierra a su favorito Kala-Gumarang. Pero éste, en vez de buscar el manjar deseado, se dedicó a hacer la corte a Dewi-Sri, esposa del dios Wishnú, que molestanda por sus impertinencias lo convirtió en jabalí. Batara-Guru, cansado de esperar, quiso a la fuerza casarse con la bella Retna-Dumila, que murió en tal instante. Prabu-Makukuwan, príncipe de Mendang-Kamulan, encargado de guardar su fosa, observó que de ella brotaba, a los cuarenta días, un extraño resplandor y después una planta desconocida. Entonces Batara-Guru dijo al guardián: 'En esta planta vive el espíritu de Retna-Dumila. Lo que ha nacido de su ombligo se llama padi, arroz. Reparte las semillas entre los hombres, porque en lo sucesivo les procurará su alimento'. Cumplió el príncipe la orden, y los primeros que pidieron semillas fueron Djaka-Puring y Kjai-Tuwa, venerados después como fundadores del cultivo del arroz. Dewi-Sri, que seguía importunada por las pretensiones de Kala-Gumarang, a pesar de ser transformado en jabalí, consiguió de los dioses seguir la suerte de la doncella Retna-Dumila, y de su tumba brotó la misma planta. Batara-Guru mandó que desde entonces el arroz se cultivara dentro

del agua. El príncipe Prabu-Makukuwan paseando un día por un campo sembrado de arroz vió una gran serpiente que se convertía en bellísima mujer; era Dewi-Sri que había encarnado en el cuerpo de la esposa del príncipe y en el de éste hizo lo propio el espíritu de Wishnú, esposo de Dewi-Sri. Ellos fueron los que enseñaron a los hombres el cultivo del arroz y los sacrificios que deben hacer a los dioses para conseguir una buena cosecha. Dewi-Sri es todavía considerada como diosa del cultivo del arroz, y como tal tiene sacerdotes (los Dukun-Padi) que conocen los días y horas apropiados para el laboreo de la planta. Estos sacerdotes rezan oraciones en las que invocan la protección de los dioses indios y del dios único de Mahoma.» (Enciclopedia Universal Ilustrada Europeo Americana 1989(VI): 439).

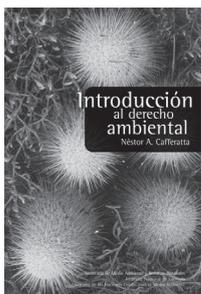
BIBLIOGRAFÍA

- Enciclopedia Universal Ilustrada Europeo Americana*. 1989. Tomo VI. Espasa, Madrid-Barcelona.
- FAO 2004. Crop and grassland service. International Rice Commission. Rice Information System. <http://www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/riceinfo/Riceinfo.htm>.
- . 2002. 20ª Reunión de la Comisión Internacional del Arroz. Documento en línea: <http://www.fao.org/DOCREP/MEETING/004/AC344S/AC344S00.HTM>.
- R. Costanza, R. d'Arge, R. de Groot, S. Farberk, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Suttonk y M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Silvia Jaquenod de Zsögön. Especialista en derecho ambiental y directora del Departamento de Derecho Ambiental del Ilustre Colegio de Abogados de Madrid. Correo-e: zsogon@terra.es.

Imágenes: Concursos mundial de fotografía *El arroz es vida*.

Novedades editoriales INE



Introducción al derecho ambiental

Néstor Cafferatta

15 cm x 23 cm 2004

269 páginas

Edición rústica

ISBN: 968-817-682-6

Precio: \$100

Magnífica introducción a las cuestiones más novedosas del derecho ambiental. Combina el análisis jurídico de los institutos de derecho, sustantivo y procesal, que mayores mudanzas registran, con la aparición de los denominados intereses difusos y derechos de tercera y cuarta generación, que atienden a las necesidades de un nuevo sujeto plural: las generaciones futuras.



Las sustancias tóxicas persistentes

Adrián Fernández B.,
Mario Yarto y José Castro D.

16 cm x 23 cm 2004

257 páginas

Edición rústica

ISBN 968-817-703-2

Precio: \$140

Esta obra analiza de manera detallada las sustancias o grupos de sustancias denominadas compuestos orgánicos persistentes y representa un primer intento por difundir su problemática teniendo en mente diferentes grupos interesados. Si bien aún no se cuenta con una evaluación objetiva acerca de los riesgos que la liberación de COP tiene para el ambiente, Las sustancias tóxicas persistentes presenta una serie de análisis de utilidad para poder llevar a cabo un diagnóstico nacional sobre este tema.