

Valoración de servicios ecosistémicos

Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial

Editores:

Pedro Laterra - Esteban G. Jobbágy - José M. Paruelo



▪ **Ediciones**

Instituto Nacional de
Tecnología Agropecuaria



631.95 Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y
V24 aplicaciones para el ordenamiento territorial / editores: Pedro
Laterra, Esteban G. Jobbágy, José M. Paruelo. – Buenos Aires:
INTA, 2011.
740 p.

ISBN: 978-987-679-018-5

MEDIO AMBIENTE – ECOSISTEMA – ECOLOGIA – BIODIVERSIDAD –
SERVICIOS ECOSISTEMICOS – ORDENAMIENTO TERRITORIAL

INTA - DDIB

Primera edición. Primera impresión: 2011
Tirada: 1.000 ejemplares

Este libro es una publicación de Ediciones INTA
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca
República Argentina

Impresión
Imprenta ErreGé & Asociados
Carolina Muzilli 5420/22
1440 Ciudad Autónoma de Buenos Aires

Diseño
Gaia Sur Media
gsm.com.ar

Foto de tapa
www.perezmoreno.com.ar

VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS
Conceptos, herramientas y aplicaciones para el
ordenamiento territorial

PEDRO LATERRA
ESTEBAN G. JOBBÁGY
JOSÉ M. PARUELO
(Editores)

EDICIONES INTA

Buenos Aires

2011

EDITORES

PEDRO LATERRA

UNIDAD INTEGRADA EEA BALCARCE,
INSTITUTO NACIONAL DE TECNOLOGÍA AGROPECUARIA (INTA)
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS,
UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA
CONICET.
CC 276, (7620) BALCARCE,
PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA.
plattera@balcarce.inta.gov.ar

ESTEBAN JOBBÁGY

GRUPO DE ESTUDIOS AMBIENTALES - IMASL,
UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN LUIS
CONICET.
Av. EJÉRCITO DE LOS ANDES 950,
(5700) SAN LUIS, ARGENTINA.
jobbagy@unsl.edu.ar

JOSÉ M. PARUELO

LABORATORIO DE ANÁLISIS REGIONAL Y TELEDETECCIÓN.
DEPARTAMENTO DE MÉTODOS CUANTITATIVOS Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN.
IFEVA FACULTAD DE AGRONOMÍA. UBA
CONICET.
Av. SAN MARTÍN 4453.
(1417) BUENOS AIRES, ARGENTINA.
paruelo@agro.uba.ar

REVISORES

ELENA M. ABRAHAM

IADIZA - CONICET

RICARDO J. ALBARIÑO

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE - INIBIOMA - CONICET

GERMÁN BALDI

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN LUIS - GEA-IMASL - CONICET

DAVID BILENCA

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES - CONICET

ANTONIO CASTRO

UNIVERSIDAD DE ALMERÍA, ESPAÑA

ANA M. CINGOLANI

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA - IMBIV - CONICET

José L. COSTA

INTA - UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA

SANDRA DÍAZ

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA - IMBIV - CONICET

KATHLEEN A. FARLEY

SAN DIEGO STATE UNIVERSITY

DIEGO FERRARO

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES - IFEVA - CONICET

JORGE L. FRANGI

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA - LISEA

LORENA HERRERA

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA - CONICET

JUAN P. ISACCH

UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA - CONICET

PABLO LACLAU

INTA

NÉSTOR MACEIRA

INTA

ROBERT MANSON

INSTITUTO DE ECOLOGÍA, MÉXICO

LAURA NAHUELHUAL

UNIVERSIDAD AUSTRAL, CHILE

MARCELO D. NOSETTO

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN LUIS - GEA-IMASL - CONICET

CECILIO OYONARTE

UNIVERSIDAD DE ALMERÍA, ESPAÑA

DANIEL PANARIO

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA, MONTEVIDEO, URUGUAY

JULIO PENNA

INTA

GERVASIO PIÑEIRO

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES - CONICET

SILVINA I. PORTELA

INTA PERGAMINO

CARLA M. RUEDA

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN LUIS - GEA-IMASL - CONICET

OTTO T. SOLBRIG

HARVARD UNIVERSITY

GABRIELA GONZÁLEZ TRILLA

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

SANTIAGO VERÓN

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN LUIS - CONICET

ERNESTO VIGLIZZO

INTA - UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA - CONICET

ADOLFO VILLANUEVA

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA DE LLANURAS - CONICET

FEDERICO WEYLAND

CONICET

Índice

Presentación	9
Prefacio	13

SECCIÓN 1 - MARCO CONCEPTUAL

Capítulo 01: VALUACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: ¿VERDAD OBJETIVA O CUENTO DE LA BUENA PIPA?	17
Capítulo 02: MARCOS CONCEPTUALES INTERDISCIPLINARIOS PARA EL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN AMÉRICA LATINA	39
Capítulo 03: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES NATIVOS EN CHILE: ESTADO DEL ARTE Y DESAFÍOS	69
Capítulo 04: VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES: TEORÍA, MÉTODOS Y APLICACIONES	85
Capítulo 05: VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y PLANIFICACIÓN DEL USO DEL TERRITORIO¿ES NECESARIO HABLAR DE DINERO?	121

SECCIÓN 2 - FUNCIONAMIENTO DE ECOSISTEMAS Y VALORACIÓN ECOLÓGICA DE SUS SERVICIOS

Capítulo 06: EL SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	141
Capítulo 07: SERVICIOS HÍDRICOS DE LOS ECOSISTEMAS Y SU RELACIÓN CON EL USO DE LA TIERRA EN LA LLANURA CHACO-PAMPEANA	163
Capítulo 08: RIQUEZA, OCUPACIÓN Y ROLES FUNCIONALES POTENCIALES DE LAS AVES EN RELACIÓN A LOS USOS DE LA TIERRA Y LA PRODUCTIVIDAD DE LOS AGROECOSISTEMAS: UN EJEMPLO EN LA ECORREGIÓN PAMPEANA	185
Capítulo 09: EFICIENCIA ENERGÉTICA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	221
Capítulo 10: USO DE LA TIERRA, CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE Y EL FILTRADO DE SEDIMENTOS Y NUTRIENTES POR HUMEDALES Y VEGETACIÓN RIBEREÑA	237
Capítulo 11: ECOSISTEMAS DE HUMEDAL Y UNA PERSPECTIVA HIDROGEOMÓRFICA COMO MARCO PARA LA VALORACIÓN ECOLÓGICA DE SUS BIENES Y SERVICIOS	265

SECCIÓN 3 - ASPECTOS LEGALES, ECONÓMICOS Y SOCIALES

Capítulo 12: PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES: ¿QUÉ SON Y CÓMO FUNCIONAN?	293
Capítulo 13: LOS DESAFÍOS DEL ORDENAMIENTO AMBIENTAL DEL TERRITORIO Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA LEY DE BOSQUES NATIVOS	315
Capítulo 14: VARIABILIDAD INDIVIDUAL E INTERSECTORIAL EN LA VALORACIÓN SOCIAL	

DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DENTRO DEL DEPARTAMENTO DE ALMIRANTE BROWN, PROVINCIA DE CHACO	333
Capítulo 15: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y CUESTIÓN AMBIENTAL. REFLEXIONES A PARTIR DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA LEY DE BOSQUES NATIVOS	349

SECCIÓN 4 - USO DE LA TIERRA, VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ORDENAMIENTO TERRITORIAL

Capítulo 16: ECOSER: UN PROTOCOLO PARA LA EVALUACIÓN BIOFÍSICA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LA INTEGRACIÓN CON SU VALOR SOCIAL	359
Capítulo 17: ACAMBIO Y EFICIENCIA DE USO DEL TERRITORIO EN EL CHACO ARGENTINO: EL CONFLICTO ENTRE PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA EN DISTINTAS ESCALAS	391
Capítulo 18: APLICACIÓN DE ANÁLISIS MULTICRITERIO MULTI OBJETIVO COMO BASE DE UN SISTEMA ESPACIAL DE SOPORTE DE DECISIONES PARA LA PLANIFICACIÓN DEL USO SUSTENTABLE DEL TERRITORIO EN REGIONES FORESTALES. CASO DE ESTUDIO: LOS BOSQUES NATIVOS DE LA PROVINCIA DE SALTA	409
Capítulo 19: EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA DEL ORDENAMIENTO TERRITORIAL. UN ESTUDIO DE CASO PARA EL PARTIDO DE BALCARCE BASADO SOBRE EL ANÁLISIS DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	443

SECCIÓN 5 - ESTUDIO DE CASOS

Capítulo 20: MANEJO AGRÍCOLA Y SECUESTRO DE CARBONO	461
Capítulo 21: EVALUACIÓN MULTICRITERIO PARA LA ZONIFICACIÓN DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO EN EL MACROSISTEMA IBERÁ: AMORTIGUACIÓN HÍDRICA	485
Capítulo 22: LOS PASTIZALES Y EL SERVICIO DE SOPORTE DE LA BIODIVERSIDAD: RESPUESTA DE LA RIQUEZA DE AVES TERRESTRES A LOS USOS DE LA TIERRA EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES	511
Capítulo 23: VALORACIÓN ECOLÓGICA DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN MARISMAS DEL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL	529
Capítulo 24: EVALUACIÓN MULTICRITERIO DE ALTERNATIVAS DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL UTILIZANDO MODELOS HIDROLÓGICOS Y DE EROSIÓN PARA UNA CUENCA REPRESENTATIVA DEL SUR DE CÓRDOBA	553
Capítulo 25: VALORIZACIÓN ECONÓMICA DEL CARBONO SECUESTRADO EN EL DISTRITO DEL ÑANDUBAY, ENTRE RÍOS, COMO HERRAMIENTA PARA UN ORDENAMIENTO TERRITORIAL	581
Capítulo 26: SECUESTRO DE CARBONO Y FORESTACIÓN EN LA PATAGONIA ANDINA	601
Capítulo 27: ENFOQUE EMERGÉTICO EN EL ANÁLISIS DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PARA LA PLANIFICACIÓN REGIONAL	627

SECCIÓN 6 – SÍNTESIS

Capítulo 28: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: UN MARCO CONCEPTUAL EN CONSTRUCCIÓN. ASPECTOS CONCEPTUALES Y OPERATIVOS	645
Capítulo 29: COMPLEJIDAD DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ESTRATEGIAS PARA	

ABORDARLA	659
Capítulo 30: APROXIMACIONES Y HERRAMIENTAS PARA LA EVALUACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	673
Capítulo 31: DESDE LA DISCUSIÓN CONCEPTUAL Y METODOLÓGICA A LA ACCIÓN. EL USO DEL CONCEPTO DE SE EN EL PROCESO DE TOMA DE DECISIONES	689
ÍNDICE DE AUTORES Y FILIACIONES	707
FIGURAS E IMÁGENES A COLOR	721

PRESENTACIÓN

En el territorio argentino y latinoamericano, muchos ecosistemas que hasta hace apenas un par de décadas permanecían bajo vegetación natural y eran destinados a usos ganaderos y forestales muy extensivos, e incluso en algunos casos considerados como “áreas de desperdicio”, están cediendo espacio para el avance de la frontera agropecuaria a tasas sin precedentes. El mejoramiento genético, la biotecnología, el control químico de plagas, los sistemas de labranza, irrigación y drenaje han progresado de forma notable y permiten responder rápidamente a las demandas del mercado internacional por alimentos y fibras, así como de su nuevo competidor, los biocombustibles.

La información sobre la distribución y las técnicas de explotación de los recursos naturales ha sido un motor fundamental para el desarrollo de las naciones, y las instituciones gubernamentales de investigación y transferencia han cumplido y cumplen un rol fundamental en el acceso público a ese conocimiento. Pero el aumento de la capacidad productiva basado sobre ese conocimiento no es suficiente para lograr un desarrollo ambiental, económico y socialmente sustentable si no es confrontado con conocimientos e información, también de acceso público, acerca de sus costos ambientales, económicos y sociales.

En ausencia de conocimientos y políticas adecuadas, las últimas décadas no sólo han dado lugar a pérdidas severas en la capacidad de los ecosistemas para sostener la productividad de los suelos, proveer agua limpia, controlar los caudales de ríos e inundaciones, o para regular la composición de la atmósfera y el clima (entre otros beneficios); también han dado lugar a una asimetría marcada en la forma en que el perjuicio de esas pérdidas se distribuye entre distintos sectores geográficos y económicos de la sociedad. El progresivo reconocimiento científico y el mayor nivel de conciencia sobre los múltiples beneficios, tanto tangibles como intangibles, que brindan los ecosistemas ha vuelto inadmisibles el reemplazo indiscriminado de bosques, pastizales y humedales remanentes para su aprovechamiento agrícola, forestal, pecuario, minero o inmobiliario sin una adecuada evaluación de los efectos colaterales o externalidades que los acompañan.

Este libro aborda los beneficios o servicios provistos por los ecosistemas a la sociedad desde perspectivas múltiples, entre las cuales se incluyen su percepción humana, el análisis de sus dimensiones ecológicas, económicas, sociales y legales, su cuantificación y su optimización. Todos estos abordajes comparten como fin último el de proveer a la sociedad elementos que ayuden en la búsqueda de usos de la tierra más virtuosos y justos para el presente y para las generaciones futuras, por lo que esperamos que resulte de interés para los distintos observadores y actores que intervienen en los procesos de planificación y gestión del uso del territorio rural. La evaluación de los servicios ecosistémicos no está reservada a un único enfoque, no es tarea para una disciplina particular, ni está restringida al interés de un sector de la sociedad. El presente libro integra las contribuciones de 101 autores, volcadas en 31 capítulos, buscando representar la multiplicidad de intereses, enfoques, y abordajes relacionados a la evaluación de los servicios ecosistémicos.

Se puede apreciar claramente que no todas las dimensiones de los servicios ecosistémicos y su análisis y evaluación se encuentran de igual manera representadas aquí, ni todos aquellos que han contribuido a su estudio en nuestro país han podido ser incluidos como autores. Sin embargo, creemos que este libro ofrece un panorama bastante amplio, crítico y actualizado del tema en Argentina como para facilitar la selección y la aplicación de las herramientas disponibles

en la actualidad, orientar futuras líneas de investigación, e identificar algunos de los principales impulsores de la evaluación de servicios de los ecosistemas en Argentina y también en Chile y México.

Este libro surge como producto del Taller "Expansión e intensificación agrícola en Argentina: Valoración de bienes y servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial", auspiciado por INTA, IAI y ANPCY. Este Taller tuvo lugar en Buenos Aires del 5 al 7 de noviembre de 2009 y sus objetivos fueron: a) analizar los enfoques y las herramientas disponibles para la valoración de los servicios ecosistémicos, acordar cuáles se articulan más efectivamente al ordenamiento territorial y reconocer qué problemas necesitan ser comprendidos con mayor profundidad, b) identificar patrones y trayectorias de los servicios ecosistémicos en las distintas ecorregiones de nuestro país y destacar situaciones de riesgo ambiental, c) revisar el estado de la investigación sobre servicios ecosistémicos en Argentina, valorar la experiencia de otros países de Latinoamérica y del resto del mundo y proponer caminos para mejorar su calidad, su capacidad y su respuesta a las necesidades de la sociedad. Este libro refleja hasta qué punto se han logrado esos objetivos.

Por otra parte, y al reconocer un abanico amplio de intereses y experiencias entre los futuros lectores de este libro, los distintos autores han preparado cada capítulo para que puedan ser abordados en forma independiente. No obstante, a fin de facilitar una lectura comprensiva, hemos organizado esos capítulos dentro de seis grandes secciones. En la Sección I (capítulos 1 a 5) se presentan las bases conceptuales de la evaluación de los servicios ecosistémicos desde puntos de vista diferentes, aunque en gran medida complementarios. En la Sección II (capítulos 6 a 11) se desarrolla en profundidad la valoración biofísica o funcional de distintos tipos de servicios. La Sección III (capítulos 12 a 15) refleja aspectos legales, económicos y sociales de los servicios ecosistémicos. La Sección IV (capítulos 16 a 19) presenta la aplicación de distintos métodos orientados a la evaluación de conjuntos amplios de servicios ecosistémicos en el contexto del ordenamiento del territorio rural. La Sección V (capítulos 20 a 27) incluye una amplia gama de casos de evaluación en la que se valoran servicios ecosistémicos y/o ecosistemas particulares. Por último, la Sección VI (capítulos 28 a 31) introduce el producto de las discusiones entre los autores de los capítulos previos junto a otros participantes del taller y se orienta en torno a cuatro ejes de integración y síntesis de las perspectivas desarrolladas en las secciones previas. Estos ejes incluyen la definición y justificación del concepto de servicios ecosistémicos, sus múltiples dimensiones, los métodos para abordarlos y las acciones que el sistema de ciencia y tecnología puede emprender para acercar su uso a la sociedad.

Las páginas que siguen existen gracias a muchas instituciones y personas. El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), el Inter-American Institute for Global Change Research (IAI), a través de su proyecto CRN 2031) y la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica (ANPCyT) financiaron la realización del taller que dio origen a este libro, y el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca financió la publicación del mismo. El apoyo de la Universidad Nacional de Mar del Plata, la Universidad Nacional de San Luis, la Universidad de Buenos Aires, el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y el INTA a las líneas de investigación de los editores ha permitido que las mismas confluyan en esta iniciativa. Al entusiasmo, esfuerzo y paciencia de los autores de este libro volcadas en los capítulos que siguen debemos sumar la de otros participantes del Taller por su compromiso con el desarrollo de este área del conocimiento.

Por último, agradecemos muy particularmente a los revisores pares que posibilitaron mejorar la calidad de los distintos capítulos que integran este libro, cuyo listado se detalla más adelante, a Pablo Roset y Alejo Paglilla como responsables de la revisión y edición de estilo y edición gráfica, y a Laura Amdan, Natalia Murillo, Gisel Booman y Marisa Puente por su colaboración en la organización del Taller.

P.L., E.J. y J.P., 14-9-2010

PREFACIO

El Ordenamiento Territorial forma parte de la política de Estado sobre el desarrollo sustentable. Su definición es un proceso esencialmente político ya que requiere la toma de decisiones concertadas entre diferentes actores: políticos, sociales, económicos, científicos y técnicos. Sin embargo la eficacia y eficiencia del proceso aumenta cuando se apoya en una adecuada descripción de la estructura del paisaje a intervenir y en una sólida evaluación de las consecuencias de la transformación sobre el ambiente, la economía, la sociedad y los valores culturales.

El Ordenamiento Territorial es también un proceso técnico-administrativo porque orienta la regulación y promoción de la localización y desarrollo de los asentamientos humanos y las actividades económicas y sociales. La calidad institucional y la capacidad para la definición, ejecución y control de gestión de las políticas públicas y sus impactos territoriales en los tres niveles, nación, provincia y municipio son insoslayables.

Para ello es imprescindible una adecuada evaluación de las capacidades y fortalezas, así como también de las debilidades de los diferentes actores públicos y privados del sistema, en las distintas regiones y cadenas de valor. Es necesario evaluar en qué medida el país cuenta con los marcos conceptuales, técnicas y conocimientos para encarar esta tarea.

Todo proyecto dirigido a ordenar el territorio debe comenzar por considerar las actividades primarias. Una razón de peso para ello es que, a diferencia de muchas actividades industriales y de servicios, las producciones primarias tienen un rango limitado de localizaciones posibles. Dichas producciones y el consecuente cambio en el uso del suelo, están orientadas a la obtención de bienes que en buena medida se distribuyen, comercializan y consumen en un mercado global. Esta dinámica genera una serie de efectos económicos y sociales, que impactan sobre los distintos grupos de acuerdo a las restricciones impuestas por la estructura productiva y las políticas local, regional y nacional. Simultáneamente dichas transformaciones generan efectos a veces negativos, sobre la provisión de bienes y servicios ecosistémicos a escala local (provisión de agua), regional (regulación de inundaciones) o global (producción de gases con efecto invernadero). Dichos efectos se reparten de manera diferencial entre los distintos actores sociales, de acuerdo a relaciones de poder, restricciones políticas, legales o institucionales.

La presente publicación reúne un conjunto de trabajos sobre la valoración de los bienes y servicios ecosistémicos vinculados con la expansión e intensificación de la producción agrícola en la Argentina y su relación con el ordenamiento del territorio. Es producto de investigaciones y reflexiones que científicos y técnicos de varias instituciones nacionales han desarrollado a lo largo de los años.

Los bienes y servicios ecosistémicos satisfacen las necesidades humanas y generan bienestar, incidiendo directamente sobre la calidad de vida de las poblaciones locales. La producción de alimentos, más allá de su nivel de eficiencia, es uno de los principales servicios que prestan los ecosistemas, posibilitando a todos los ciudadanos el acceso a alimentos inocuos y nutritivos que satisfagan las necesidades diarias alimentarias que le permitan llevar una vida sana y activa. Pero también se deberán asegurar otros servicios ecosistémicos, tales como de regulación climática, de provisión de agua, recreativos, de preservación de valores culturales. Ellos son de fundamental importancia para lograr una adecuada calidad del vida de toda la población. Reducir la pobreza,

promover la inclusión social y asegurar una ciudadanía plena requiere velar por el acceso universal no sólo a los alimentos sino también a los beneficios que derivan de los servicios ecosistémicos.

En este marco es central el papel que juega el sistema de Ciencia y Tecnología a la hora de identificar, caracterizar y comprender las relaciones sociales, económicas y culturales entre la actividad agropecuaria y su ambiente. Generar metodologías e información que permita cuantificar los bienes y servicios ecosistémicos es de fundamental importancia para ordenar el territorio rural y alcanzar un desarrollo equilibrado, integrado, sustentable y socialmente justo. Desde el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca nos sentimos particularmente satisfechos de poder apoyar estas iniciativas.

Dr. Ing. Agr. Lorenzo R. Basso

Secretario de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación

Capítulo 1

VALUACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: ¿VERDAD OBJETIVA O CUENTO DE LA BUENA PIPA?

Ernesto F. Viglizzo^{1,2}, Lorena V. Carreño³, José Volante⁴ y María J. Mosciaro⁴

¹INTA, Centro Regional La Pampa, Área de Gestión Ambiental. Av. Spinetto 785, C.C. 302, (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina. ²CONICET. Av. Spinetto 785, CC 302, (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina. Email Viglizzo: evigliz@cpenet.com.ar. ³INTA, EEA Guillermo Covas, Ruta Nacional 5, km 580, CC 11, (6326) Anguil, La Pampa, Argentina. ⁴INTA. EEA Salta, Laboratorio de Teledetección y SIG, Grupo Recursos Naturales. Ruta Nacional 68, km 172, Cerrillos, Salta, Argentina.

Resumen. Por lo general, la economía clásica computa en sus cuentas los bienes y servicios naturales que tienen un valor tangible de mercado (e.g., alimentos, materias primas, agua, energía). Sin embargo, la pérdida de un activo ambiental impone un costo que la sociedad no percibe fácilmente cuando el mismo es intangible. Por razones prácticas (i.e., diseño de políticas, toma de decisiones, pago por activos ecológicos), en los últimos años se han multiplicado los esfuerzos dirigidos a valorar los bienes y servicios intangibles de la naturaleza. Los enfoques económicos tienden a enfatizar su valor de uso, y se idearon procedimientos relativamente subjetivos tales como la “predisposición a pagar”, “el valor contingente”, “el valor de reemplazo”, “el costo evitado”, “el costo de viaje” o el “precio hedónico”. Los ecólogos tienden a criticar esta concepción y a enfatizar su valor de no-uso, o sea, el valor intrínseco que tienen los bienes y servicios intangibles. La objetividad del escrutinio científico parece ser el elemento que puede ordenar el debate, orientar valores de mercado y dar fundamento a las políticas y programas de conservación. La tesis que desarrollamos en esta contribución sostiene que la incorporación de atributos biofísicos al análisis es un camino posible para mejorar la objetividad de las estimaciones. De manera exploratoria, se propone un “método funcional” de valuación basado en la identificación de atributos físicos y biológicos (e.g., productividad primaria y su variabilidad temporal, cuerpos de agua, áreas anegables, pendientes, temperaturas medias, altura sobre el nivel del mar, etc.) que pueden ser asociados, directa o indirectamente, a la provisión de servicios ecosistémicos. Como no vamos a poder ignorar la influencia del mercado, la opción es intentar minimizar sus fallas mediante valoraciones correctivas que, a partir de una base biofísica, racionalicen el proceso de valuación puramente monetario.

EL VALOR DE LA NATURALEZA

¿Cuánto vale la naturaleza? No lo sabemos, pero de lo que estamos seguros es de que esta pregunta es relevante y no tiene una respuesta simple y definitiva. Desde que Eugene P. Odum dejó planteado el interrogante a comienzos de la década de 1970 (Odum 1974), mucha tinta ha corrido y mucho tiempo se ha invertido en responderlo. La verdad objetiva se muestra esquiva aún al escrutinio científico. ¿Estaremos, quizás, cautivos del cuento de la buena pipa, en el cual una serie interminable de preguntas tramposas y respuestas ingenuas nunca llevan a ninguna parte?

Sin embargo, existe un progreso insoslayable: la valoración de la naturaleza a través de su capacidad para producir bienes y servicios ecosistémicos es una estratagema hábil introducida por los ecólogos para llamar la atención de los economistas ortodoxos. Esta aproximación también favorece a los economistas para discutir los enfoques de la economía ortodoxa con los ecólogos. Estos últimos, en sus cuentas, sólo computan los activos naturales que tienen un valor tangible de mercado, pero ignoran a los intangibles. La Economía Ecológica se ocupa de recordarles que un activo ambiental perdido es un costo cierto que sufre la sociedad, aunque no se lo reconozca como tal porque el humano no logra percibirlo con facilidad. La consecuencia inevitable es que los intangibles ambientales, al ser propiedad de todos y no ser de nadie, están expuestos a una explotación irreversible. Este sentido de la propiedad individual no necesariamente se extrapola en forma lineal a comunidades tradicionales en las cuales el concepto de propiedad tiene una connotación comunitaria.

Eso constituye claramente una falla del mercado en su visión ortodoxa, ya que no les reconoce valor. La economía ortodoxa responde entonces a la ecológica con una demanda concreta: denme un método para valorarlos y yo lo incorporo en mis cuentas. La notoria debilidad de los métodos y técnicas de la Economía Ecológica limitan avances concretos. Lo cierto es que nadie sabe hoy, a ciencia cierta, cómo termina el cuento de la buena pipa. Lo positivo de esto es que el diálogo entre las dos disciplinas se ha iniciado y la cooperación potenciado.

La noción de bien y servicio ecosistémico es un paso concreto que, al menos, nos permite entender mejor (y hacer entender) de qué manera los activos naturales afectan la calidad de la vida en la Tierra (Daily 1997, 2000, Folke 2006). Debido a demandas puramente prácticas (diseño de políticas, toma de decisiones, pago por activos ecológicos), en los últimos años se han multiplicado los esfuerzos dirigidos a estimar el valor de los bienes y servicios naturales, los cuales procuran ofrecer una medida de la capacidad de los ecosistemas para satisfacer necesidades esenciales a la vida. No podemos caer, entonces, en el simplismo de afirmar que estamos en un punto cero. En general, la visión económica neoclásica acredita algunos progresos embrionarios, pero significativos, en la valuación de los bienes y servicios ecosistémicos (Costanza et al. 1997). Sin embargo, esta visión está aferrada a una concepción antropocéntrica de la naturaleza: un bien natural vale en la medida que sirva al Hombre. Es un valor de uso o un bien de cambio. Otras visiones menos utilitaristas sostienen que aunque no sirva al Hombre, el activo natural igualmente vale. Esto significa en la práctica reconocer un valor de no uso, visión que aún predomina en algunas comunidades tradicionales y pueblos originarios.

Dentro de la corriente neoclásica de valoración de la naturaleza se popularizaron procedimientos tales como la "predisposición social a remunerar un servicio", "el valor contingente", "el valor de reemplazo", "el costo evitado", "el costo de viaje" o el "precio hedónico" (Cristeche y Penna

2008). Estos valores representan con claridad y de manera arbitraria un valor de utilidad o de uso, que deja de lado el valor no económico intrínseco del bien o servicio evaluado (Viglizzo y Frank 2006, Penna y Cristeche 2008). Una consecuencia inevitable de la valuación puramente económica es que un bioma determinado (e.g., un bosque, un humedal, un pastizal) pueden tener distinto valor en distintas comunidades humanas. Es evidente que una comunidad rica, educada, con alto nivel de vida, va a estar mejor predispuesta a pagar por un bien o servicio intangible que una comunidad pobre que se encuentra en los límites de la supervivencia.

En la práctica, la valuación de los servicios ecosistémicos conlleva al menos dos dificultades: por un lado, la identificación y agregación de preferencias de distintos individuos (Daily et al. 2000) y, por el otro, la incertidumbre propia de la dinámica de los ecosistemas que resulta ser compleja y multicausal (Carpenter y Folke 2006).

LOS DILEMAS DE LA VALUACIÓN

Una vez reconocida la necesidad de superar las restricciones que impone la visión utilitarista de los humanos, surgieron enfoques de valuación alternativa, como el esquema de valoración energética propuesto por Odum y Odum (2000), o aquellos basados en aspectos biológicos y/o sociales (Kremen y Ostfeld 2005). Como no existe todavía consenso en la comunidad científica acerca de los enfoques y metodologías más apropiados para evaluar la naturaleza, han surgido programas y proyectos de valuación que difieren sustancialmente unos de otros.

La disparidad de enfoques y de procedimientos se manifiesta con claridad en los programas de pago por servicios ecosistémicos, vigentes en distintos lugares del planeta. Las grandes diferencias en el valor o precio pagado por tales servicios simplemente reflejan: una falla en la aplicación de conceptos ecológicos básicos, una brecha de magnitud en las condiciones socioeconómicas e institucionales de las comunidades que lo aplican, un error en las estimaciones o en el diseño del plan, el valor relativo que distintas comunidades asignan al bien o servicio, o simplemente una adecuación poco racional del valor a las presiones políticas que se ejercen (Wunder et al. 2008).

Teniendo en cuenta la creciente necesidad de remover subjetividades, se está generando una demanda creciente de enfoques y métodos basados en datos biofísicos objetivos. De esta manera se procura lograr estimaciones confiables y creíbles que reflejen el valor funcional de los ecosistemas, más allá de una percepción ocasional u oportunista de utilidad económica. Sin duda, una valuación objetiva puede ayudar a orientar el valor de los mercados y a dar fundamento científico a los incentivos financieros que se asignen a los programas de conservación.

La búsqueda de la objetividad biofísica genera dilemas. Parte de la literatura (e.g., de Groot et al. 2002) tiende a considerar a los bienes y a los servicios como dos cosas inseparables. Pero existen autores que distinguen bien de servicio (Costanza et al. 1997). En general, estos últimos asimilan el "bien" a un stock de capital natural, y el "servicio" a un flujo que se genera a partir de ese stock. Es una visión equivalente a lo que los economistas denominan capital y renta del capital. El capital invertido (en un banco o una empresa) es un stock, y la renta que ese capital genera (interés bancario o utilidad empresarial) conforma un servicio. Lo cierto es que no es posible generar un servicio sin la existencia previa de un stock. Se necesita un stock de biomasa boscosa para generar

un servicio de captura de carbono, una regulación de gases o una regulación del clima. Se requiere un stock de minerales en suelo y biomasa para disparar un ciclado de nutrientes en el ecosistema. Se requiere un stock de agua en un humedal para descontaminar y proveer flujos de agua pura.

Ante la disyuntiva de pagar por ellos, ¿debemos remunerar los stocks (bienes) o los flujos (servicios) naturales? Las tierras del Amazonas ¿deben ser remuneradas por la captura de carbono atmosférico que allí tiene lugar, o por mantener inmovilizado un stock de carbono y evitar su liberación a la atmósfera? Los países que tienen áreas boscosas importantes sostienen que esas tierras serían más rentables al producir granos o carne que al acumular carbono. Por lo tanto, si esos bosques son los “pulmones” activos del planeta, la comunidad internacional debería retribuirle por este servicio un monto equivalente al que dejan de ganar por no convertir esos biomas en tierras agrícolas o ganaderas. Este derecho ¿es genuino, o es simplemente una extorsión ecológica? Resulta difícil responderlo, pero es previsible que al deforestar una hectárea de bosque para producir grano o carne generemos una renta o servicio económico y, a la par, un dis-servicio ecológico o ambiental.

EN BUSCA DE LA OBJETIVIDAD AMBIENTAL

Si aceptamos que la búsqueda de una mayor objetividad ambiental pasa más por el manejo de información biofísica que por los erráticos números de la economía, es necesario fundamentar esta postura. Los servicios ecosistémicos son resultado de las funciones ecológicas, funciones que responden a la existencia de activos naturales (“stocks”) existentes en los ecosistemas.

No existe vida donde no hay servicios ecosistémicos. A riesgo de ser simplistas, podemos afirmar que sólo hay servicios ecosistémicos donde hay carbono orgánico y agua. Importantes funciones ecológicas aparecen vinculadas a estos dos componentes. Los bosques, por ejemplo, en relación a la biomasa acumulada, cumplen funciones ecológicas y proveen servicios intangibles que son esenciales, como la protección del suelo, la regulación del clima local, la atenuación de disturbios (como las inundaciones), la regulación de gases atmosféricos (captura de carbono) o la provisión de refugio a la biodiversidad (MA 2007, Nepstad et al. 2008, Laurance 2008). Los pastizales, igualmente, capturan y retienen carbono (Paruelo et al. 2004), y proveen un hábitat para la flora y la fauna (Pyke et al. 2002). Los humedales y las áreas ribereñas, a través de sus cuerpos de agua y áreas “buffer” de inundación, regulan flujos, purifican y proveen agua, aportan un hábitat para la biodiversidad, y reciclan nutrientes (Pattanayak 2004, MA 2005, Verhoeven et al. 2006).

Estas nociones son la base de las evaluaciones biofísicas, que apuntan a valorar bienes y servicios a través de parámetros medibles. La productividad primaria neta (PPN), estimable a partir de sensores remotos, es una medida objetiva de la biomasa generada por unidad de tiempo en un bioma terrestre dado (un bosque, un pastizal), y es un indicador relativamente fiable (aunque indirecto) de un conjunto de servicios ecosistémicos asociados a la producción de biomasa. La existencia y tamaño de los cuerpos de agua, también estimables mediante sensores remotos, son indicadores indirectos de varios servicios ecosistémicos en biomas y ecosistemas terrestres, como los humedales, cuyo funcionamiento es modulado por la existencia de stocks y flujos de agua. Sin embargo, las cosas no son tan sencillas como pueden parecer. La estimación de la PPN y su variabilidad en el tiempo en un ecosistema dado es una práctica relativamente común. Pero no es tan común ni sencillo detectar la presencia de cuerpos de agua y áreas de derrame o inundación

en ecosistemas terrestres. A menudo existen humedales cubiertos por vegetación herbácea (como ocurre en el Iberá o en algunos mallines patagónicos) que dificulta la valoración de servicios ecosistémicos asociados a stocks y flujos de agua. Con frecuencia existen planicies de inundación esporádica que cumplen una función de regulación importante, y que no son detectables con facilidad. Por lo tanto, siempre en términos relativos, mientras la valoración del PPN nos genera certeza, la valoración de atributos vinculados al agua es causa de incertidumbre.

Quizás el intento más difundido de utilizar un indicador biofísico para valuar servicios ecosistémicos sea, como mencionamos antes, el análisis energético propuesto por Odum (1988, 1996). La valuación energética, descrita por Odum y Odum (2000), es una propuesta basada en utilizar un común denominador (la energía solar) como elemento básico de cálculo a partir del cual se estiman las transformaciones de esa base energética antes de convertirse ("transformidad") en un bien o servicio natural esencial para la vida. Surgió entonces el concepto de "EMergy" o "Energy Memory", que connota una memoria energética del bien o servicio que se genera a partir de la energía solar. La noción de "EMergía" tiene una diferencia sustancial con otras formas anteriores de valuación energética, la capacidad de provisión de bienes y servicios por parte de un ecosistema se expresa a través de todos los flujos de energía útil que tienen capacidad de realizar trabajo. Cuando se calcula la relación entre el valor económico de esos bienes y servicios, y el valor energético de los mismos, es posible convertir esa energía útil en una expresión económica (que los hermanos Odum denominaron "EM-dollars"). A partir de esta aproximación, los ecólogos buscaron una expresión que la economía ortodoxa pudiera entender, eliminando la subjetividad propia de las preferencias utilitarias de los humanos. La intención de esta propuesta es ejercer una influencia ambiental sobre las políticas nacionales, dominadas históricamente por los economistas.

Tanto biólogos como economistas consideran esta valuación basada en la "transformidad" de la energía solar como un artificio que acarrea su propia carga de subjetividad, ya que los resultados finales son afectados por: 1) el conocimiento previo que se posea acerca del funcionamiento del ecosistema analizado, y 2) el método de valoración utilizado. No obstante, es menester reconocer que no abundan enfoques alternativos basados en la biofísica del ecosistema. Como sugirió un comité de investigadores miembros de la Academia de Ciencias de EE.UU., "...desde una perspectiva ecológica, el valor de ciertas funciones y servicios específicos del ecosistema es enteramente relativo..." (NRC 2004). Esto significa que el valor absoluto de un bien o servicio ecosistémico derivado de la apreciación humana corre el riesgo de acarrear una alta carga de subjetividad e incertidumbre. Dentro de esta línea de pensamiento, proponemos a continuación una metodología de valuación relativa basada en un modelo simple que integra varios estratos de información biofísica.

HACIA UN MODELO FUNCIONAL DE VALUACIÓN

Entendemos como modelo funcional aquel que está basado sobre una consideración de las funciones más conocidas de los ecosistemas que se proponen estudiar. El stock y los flujos de: 1) la biomasa, y 2) del agua conforman la base del modelo analítico.

Como lo expresamos en el punto anterior, sabemos que la disponibilidad de biomasa y los flujos que de ella derivan (expresables como PPN) son una fuente generadora de bienes y servicios

ecosistémicos. Varios de ellos, como la protección del suelo, la regulación de los gases y del clima, la regulación de aguas, el ciclado (liberación y retención) de nutrientes, la provisión de hábitat y refugio, la producción de alimentos, materias primas y recursos genéticos, la provisión de recursos medicinales y ornamentales, y otros vinculados a la cultura (e.g., recreación, estética, espiritualidad) están asociados a la existencia y generación de biomasa (de Groot et al. 2002). Buena parte de estos bienes y servicios son también provistos por los recursos acuáticos de los ecosistemas terrestres. Pero estos tienen, además, la capacidad de regular la dinámica hídrica regional (inundaciones), purificar y proveer agua pura, eliminar residuos, proveer alimento (peces), regular la dinámica de nutrientes esenciales, proveer hábitat y biodiversidad, y generar una vía de transporte (Daily 1997). La mayoría de estos servicios pueden ser explicados y representados a través de dos indicadores dinámicos que varían en el espacio y en el tiempo: 1) la PPN, y 2) la disponibilidad de corrientes (ríos, arroyos) y cuerpos de agua (humedales, lagos, lagunas), con sus franjas ribereñas e interfluviales.

En este trabajo proponemos un modelo de estimación relativa (con variación dentro de un rango de 0 a 100) de servicios ecosistémicos a partir de esos dos componentes, pero también consideramos otros factores de naturaleza física como la pendiente del terreno, la temperatura media y la altura sobre el nivel del mar. El valor funcional (VF) de un ecosistema o unidad de paisaje se estima a partir de la sumatoria de seis servicios. Algunos de ellos están vinculados al stock de biomasa aérea, otros al agua, y otros a ambos. La sumatoria incluye los servicios vinculados al stock de biomasa aérea: 1) servicios de protección del suelo, que incluye la prevención de la erosión, la sedimentación de los cursos de agua y los deslizamientos de tierra, 2) servicios de producción (de alimentos, fibras, materias primas, genes) y de regulación (ciclado de nutrientes, de regulación climática y gaseosa, regulación hídrica), 3) servicios de purificación y provisión de agua (la biomasa favorece la retención e infiltración del agua de lluvia), y 4) servicios de provisión y hábitat que favorecen la conservación de la biodiversidad.

Los servicios vinculados al stock de agua disponible contemplan: 5) servicios de regulación de disturbios (control de inundaciones, regulación de flujos de agua), y 6) servicios de eliminación de desechos y purificación del agua (captura y retención en biomasa de nutrientes excedentes en agua, eliminación de nitrógeno como emisión de óxido nitroso, deposición y retención de sedimentos). Como se aprecia los servicios de depuración y regulación de aguas, y los servicios de provisión de hábitat y refugio son comunes a ambos stocks, el de biomasa y el del agua.

El servicio de "protección del suelo" (SProtec) se calcula a partir de algún estimador de la PPN del ecosistema o paisaje estudiado. En el presente trabajo se utilizó el índice verde normalizado, quedando:

$$Sprotec = PPN * (1 - CVPPN) * (1 - Pd)$$

donde PPN = (0-100), CVPPN = coeficiente de variación de la PPN (0-1) dentro del período que se propone evaluar, y Pd = factor corrección por pendiente media del área en estudio (0-1). En este caso, a mayor pendiente mayor es la importancia que adquiere el stock de biomasa como factor de protección del suelo.

El servicio de "producción y regulación" (Sprod-regul) responde a la siguiente ecuación:

$$S_{\text{produc-regul}} = \text{PPN} * (1 - \text{CVPPN}) * (1 - \text{Pa})$$

donde PPN y CVPPN representan lo mismo que en Sprotec, y Pa es la superficie cubierta por cuerpos de agua (0-1). Este último factor permite identificar la superficie del paisaje sin capacidad de producción de bienes de interés agropecuario (alimentos, fibras, materias primas) y sin capacidad de proveer regulación por acción de la biomasa existente.

Los servicios de "purificación y provisión de agua" (Sppagua), incluyen:

$$S_{\text{ppagua}} = \text{PPN} * (1 - \text{CVPPN}) * C_i * P_d$$

donde PPN y CVPPN representan lo mismo que en Sprotec, Ci es la capacidad de infiltración del suelo analizado (0-1), y Pd es la pendiente (0-1).

Los servicios de "regulación de disturbios" (Sdisturb) incluyen:

$$S_{\text{disturb}} = I_a * (P_i / 100)$$

donde Ia es el Ingreso de agua al sistema (0-100) y Pi es el porcentaje de ocupación de los cuerpos de agua y del área "buffer" anegable (0-1) con el fin de absorber los flujos excedentes de agua.

Los servicios de "provisión de hábitat y refugio" (Shabitat) contemplan:

$$S_{\text{habitat}} = \text{PPN} * (1 - \text{CVPPN}) * I_a * F_{\text{término}} * F_{\text{altitud}}$$

donde PPN y CVPPN representan lo mismo que en Sprotec, Ia es el ingreso de agua al sistema (0-1), Ftérmino es un factor térmico de la región (0-1) que se valora a través de la temperatura media, y Faltitud es un factor de altitud de la región (0-1) que ubica la altura sobre el nivel del mar del ecosistema o paisaje estudiado. Conceptualmente, cuanto más baja es su temperatura media y más alta su altitud sobre el nivel del mar, menos propicio es el sitio para sostener diversidad biológica.

Por último, los servicios de "tratamiento de residuos y desechos" (Sdes) se calculan según el siguiente criterio:

$$S_{\text{des}} = \text{PPN} * (1 - \text{CVPPN}) * I_a * P_i$$

donde PPN y CVPPN representan lo mismo que en Sprotec, Ia es el ingreso de agua al sistema (0-1) y Pi es el porcentaje de ocupación de los cuerpos de agua y del área "buffer" anegable (0-1).

De esta manera, la ecuación final para calcular la "Oferta Total de Servicios Ecosistémicos" (S) en un ecosistema dado queda integrada así:

$$S = (\text{Sprotec}) * 0.1667 * 1.50 + (\text{Sprod - regul}) * 0.1667 * 1.5 + (\text{Sppagua}) * 0.1667 * 1.75 + (\text{Sdisturb}) * 0.1667 * 1.25 + (\text{Shab}) * 0.1667 * 2.0 + \text{Sdes} * 0.1667 * 1.75$$

El coeficiente empleado en la sumatoria de la ecuación final (0.1667, que surge de dividir 1.00

por la cantidad de factores que integran la ecuación) tiene por finalidad lograr una compensación interna para balancear el comportamiento de la ecuación, es decir, para dar igual peso a todos los factores que la integran y que en ningún caso la suma supere el valor de 100. Los coeficientes 1.25, 1.50, 1.75 y 2.00 son también coeficientes de compensación para evitar la degradación numérica de cada factor que integra la ecuación. Cuantos más componentes integran un factor, este factor pierde peso relativo y la ecuación se ve más degradada dentro de la escala de 0-100. Para no descompensar el peso relativo de esos factores, cada uno de ellos se multiplica por un coeficiente en función de la cantidad de factores multiplicativos que integran dicha ecuación.

El modelo funcional que se propone se alimenta de bases de datos, mapas georeferenciados e imágenes satelitales que aportan las distintas capas de información requeridas. Los cálculos son sencillos y se realizan a través de una planilla electrónica de cálculo que combina, dentro de una escala relativa, datos físicos y biológicos. Este procedimiento es alternativo, ya que no sería necesario en caso de realizar las estimaciones a través de un SIG. Este modelo es vinculado a un sistema de información geográfico que genera mapas que muestran la potencialidad de distintas áreas para proveer servicios ecosistémicos dentro de una métrica que no expresa valores económicos ni biofísicos, sino valores relativos que oscilan dentro de una escala de 0 a 100.

RESULTADOS EXPLORATORIOS Y VALIDACIÓN DEL MÉTODO

El modelo propuesto está todavía en una fase de prueba y experimentación con el fin de evaluar la consistencia de los resultados que produce. Se estudiaron tres casos que involucraron tres escalas espaciales distintas: 1) escala de distrito, el caso del Partido de Balcarce en la Provincia de Buenos Aires, 2) escala de región (provincias de Salta y Jujuy) en el noroeste argentino, y 3) escala de país, que cubre todo el territorio de Argentina.

La menor escala (la distrital) fue explorada en un trabajo de tesis realizado por Barral (2008). Para su estudio, la autora modificó el procedimiento mediante la incorporación de algunas variables adicionales no consideradas en el modelo original que presentamos arriba. Mediante el apoyo de un SIG, realizó un mapa que permitió valuar la oferta relativa de servicios ecosistémicos en el Partido de Balcarce, provincia de Buenos Aires (Figura 1). Si bien el paisaje analizado es bastante homogéneo en sus características biofísicas y biomas analizados, es posible percibir diferencias en la oferta de servicios ecosistémicos en algunas áreas asociadas a la presencia de cuerpos y corrientes de agua.

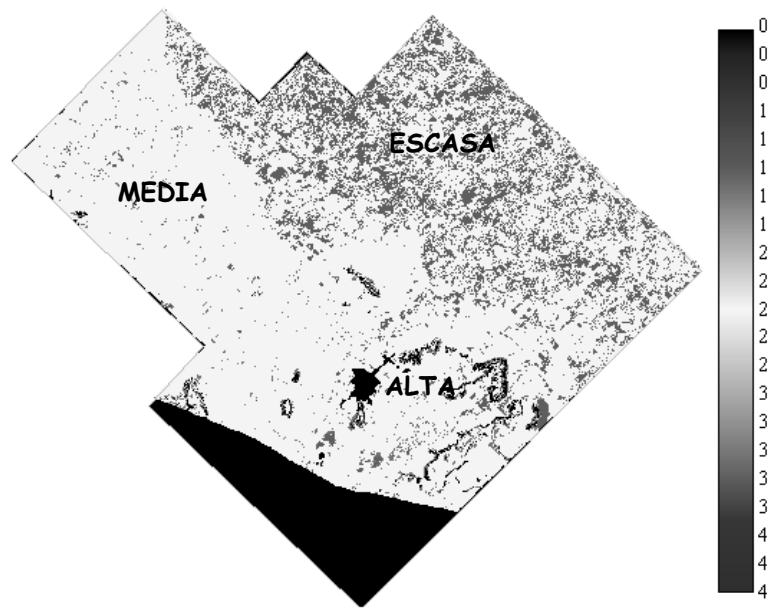


Figura 1. Mapa de provisión relativa de servicios ecosistémicos en el Partido de Balcarce (Barral 2008).

Un estudio exploratorio de mayor contraste fue realizado por Volante, Mosciaro y Viglizzo (2009, no publicado) en las provincias de Salta y Jujuy en una escala regional intermedia. La región analizada presenta contrastes notorios entre los biomas analizados (pastizales del Alto Andino, selva de Yungas, bosque del Chaco Salteño, áreas boscosas de transición, extensas áreas fluviales e interfluviales, y campos de cultivo). Esta heterogeneidad se refleja con claridad en el mapa de oferta de servicios ecosistémicos generado por los autores, en el cual puede apreciarse el alto valor ecológico de la selva de Yungas (dotada de abundante biomasa y abruptas pendientes) en relación a las áreas restantes. También se aprecian con claridad el alto valor ecológico de los corredores ribereños de los ríos Pilcomayo y Bermejo, y la importancia que adquieren las planicies anegables en la región interfluvial (Figura 2).



Figura 2. Mapa de servicios ecosistémicos en Salta y Jujuy (modelo funcional).

A escala nacional, y a través del uso de una base de uso-cobertura de la tierra de baja resolución espacial obtenido del CNA 2002 (INDEC 2002), Carreño y Viglizzo (2008, no publicado) intentaron aplicar este modelo para detectar los grandes contrastes espaciales que presenta a Argentina en su oferta territorial de servicios ecosistémicos. Este mapa fue luego comparado con otro mapa producido en un ejercicio anterior (Figura 3), realizado por los mismos autores (Carreño y Viglizzo 2007), quienes tomaron como base los datos de valuación de Costanza et al. (1997). Aunque se percibe una relativa coincidencia territorial en las áreas de oferta de servicios, se aprecian diferencias cuantitativas significativas en cuanto a la densidad que adquiere esa oferta. En relación al modelo que proponemos aquí, los valores aportados por el modelo basado en Costanza et al. (1997) resultan bastante más altos en el caso de algunos biomas (humedales, bosques tropicales), y bastante más bajos en el caso de otros (tierras de cultivo y bosques de zonas semiáridas). Cuando se comparan ambos modelos (el económico y el funcional) en un gráfico de barras (Figura 4) se observa que el modelo funcional presenta valuaciones más graduales al pasar de un bioma al siguiente. Asimismo, los biomas se ordenan en ambos modelos de una manera diferente en función de la oferta de servicios ecosistémicos que presentan.

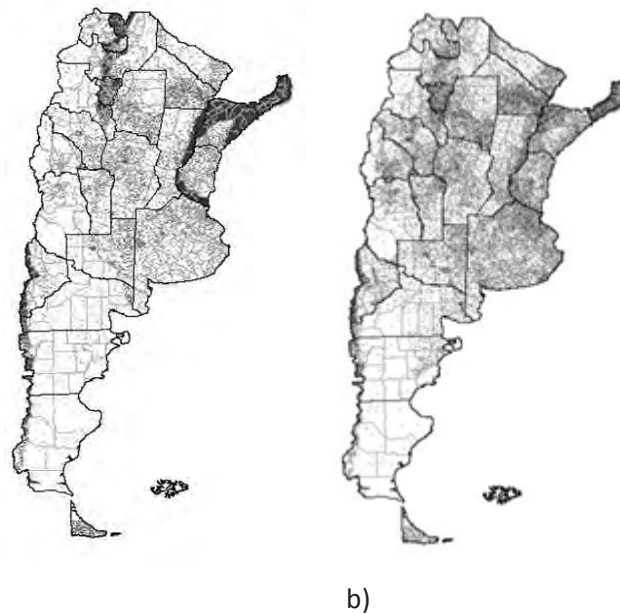
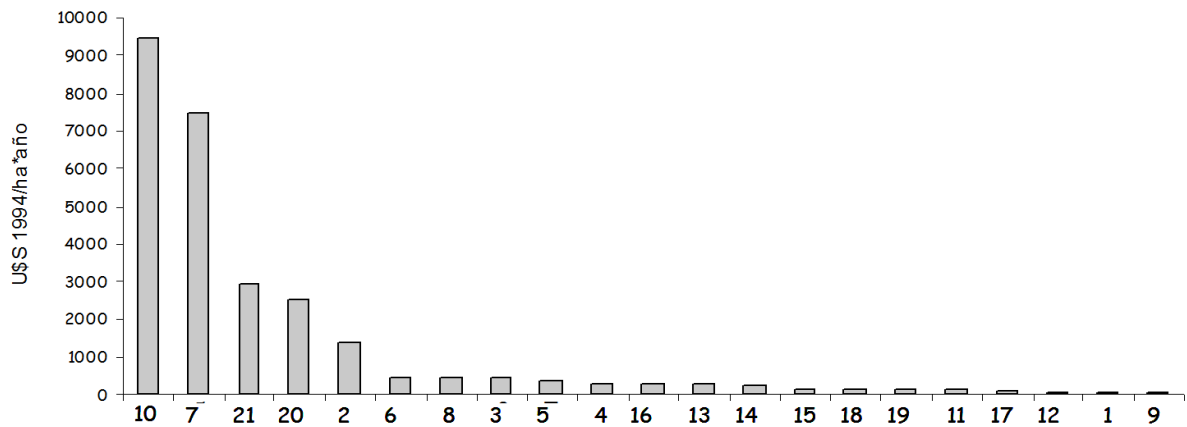


Figura 3. Oferta espacial de servicios ecosistémicos según datos de uso de la tierra del CNA 2002, según: a) valores de Costanza et al. (1997), 1 pto.: 10 U\$S/ha, y b) modelo de valuación funcional.

a)



b)

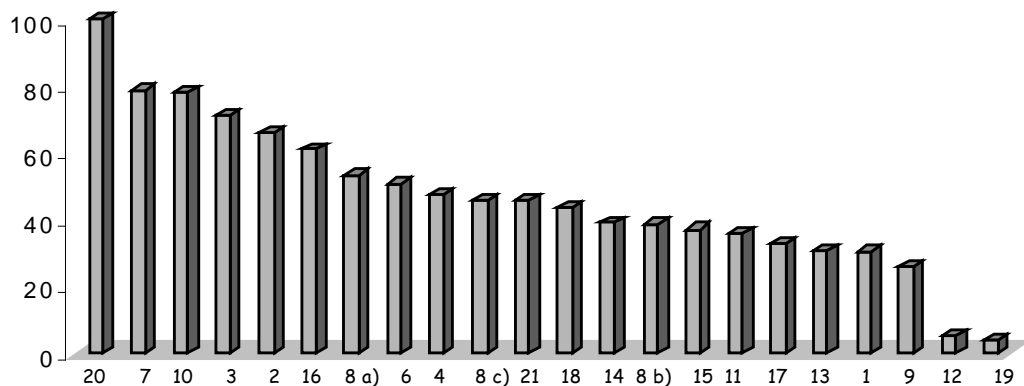


Figura 4. Comparación de métodos de valoración de servicios ecosistémicos: a) Método de valoración económica de Costanza et al. (1997), y b) Método de valoración funcional relativa.

1-Altos Andes, 2-Bosque Andino Patagónico, 3-Chaco Húmedo Subhúmedo, 4-Chaco Seco, 5-Chaco Subhúmedo Central, 6-Chaco Subhúmedo Occidental, 7-Delta e islas de la Mesopotamia, 8-Espinal (a-E. Húmedo, b-E. Subhúmedo y c-E. Semiárido), 9-Estepe Patagónica, 10-Esteros del Iberá, 11-Monte, 12-Monte de Sierras y Bolsones, 13-Pampa Central, 14-Pampa Central Semiárida, 15-Pampa Inundable, 16-Pampa Mesopotámica, 17-Pampa Ondulada, 18-Pampa Sur, 19-Puna, 20-Selva Paranaense, 21-Yungas.

La validación de los valores estimados de servicios ecosistémicos es un problema aún no resuelto ni por economistas y ni por ecólogos. Al manipular valores abstractos, producto de la intangibilidad de los servicios ecológicos, les resulta inviable confrontar valores estimados mediante modelos contra mediciones tangibles del mundo real, que por lo general son muy difíciles de realizar. En este trabajo se intenta validar de manera indirecta ambos modelos a través de valores genéricos de biodiversidad (número de especies y familias de especies) reportados por el Programa ME (Millennium Ecosystem Assessment 2005 y 2007) para distintos biomas del planeta. Para confrontar estos datos de biodiversidad con valores de servicios ecosistémicos partimos de un supuesto: el número de especies superiores y sus familias (reptiles, mamíferos, pájaros y anfibios) es mayor en

los ecosistemas que proveen más bienes y servicios ecológicos. Esto implica que la biodiversidad se concentra en lugares que ofrecen mayor riqueza de agua, carbono orgánico y refugio (e.g., en el trabajo de Liu et al. (2007) se ejemplifica este concepto a través de la relación estrecha que existe entre el porcentaje de áreas boscosas y la riqueza de especies de aves en un paisaje de EE.UU.). Al observar de forma intuitiva que esta relación es verificable cuando se comparan biomas contrastantes, se intentó validar ambos modelos mediante un análisis de correlación entre el valor estimado de los servicios provistos por distintos biomas de Argentina y las familias dominantes de especies superiores que estos biomas alojarían según datos del Programa ME (2005). Los resultados se presentan en la Figura 5. Aunque no lineales y significativas ($P < 0.05$ y $P < 0.01$), las correlaciones obtenidas mediante ambos modelos no fueron muy altas ($R = 0.44$ y $R = 0.72$ para los modelos económico y funcional, respectivamente). No obstante, al registrarse un mejor comportamiento del modelo funcional, los resultados sugieren que la valoración económica de un bioma no es necesariamente consistente con la valoración funcional que indirectamente surge del número de especies y familias que habitan cada bioma.

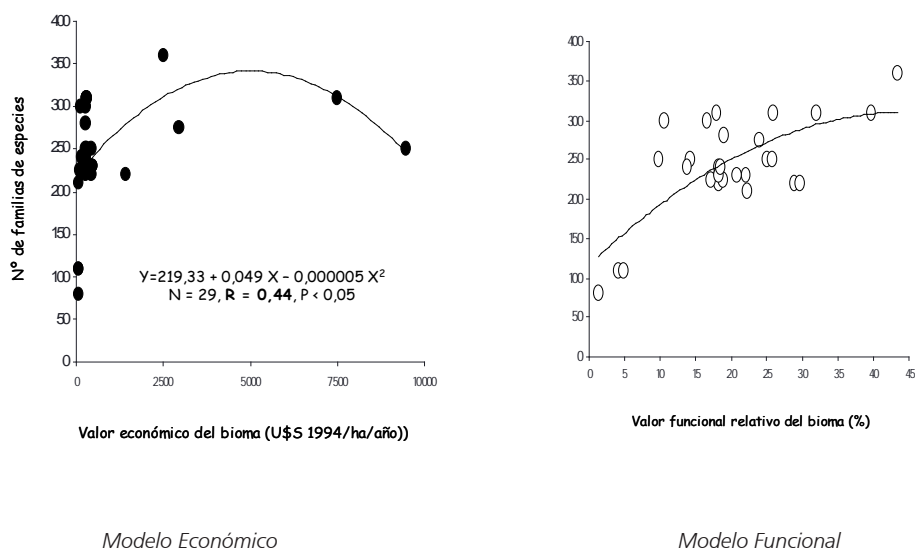


Figura 5. Validación de dos modelos que relacionan el valor de los servicios ofrecidos por distintos biomas y el número de las familias de reptiles, mamíferos, pájaros y anfibios que hospedarían. Comparación entre el valor económico estimado según Costanza et al. (1997) y el valor relativo según el modelo funcional (fuente de datos sobre biodiversidad: Millennium Ecosystem Assessment 2005).

SENSIBILIDAD DEL MODELO

Un análisis de sensibilidad nos permitirá valorar cuánto se modifica la oferta de servicios ecosistémicos frente a una variación conocida en algunos de sus estimadores. La Tabla 1 genera datos interesantes: donde no existen humedales, los servicios parecen estar vinculados a la oferta de biomasa (PPN), pero el efecto de la biomasa como proveedor de servicios declina en áreas donde los humedales cubren una alta proporción del paisaje estudiado. En otros términos, considerar la biomasa como factor único que controla la provisión de servicios tendría sentido en áreas donde los cuerpos de agua ocupan un porcentaje poco significativo de la superficie considerada. Por otro lado, el modelo indicaría que el PPN no es un buen estimador de servicios en paisajes donde

abundan los humedales, como ocurre en los Esteros del Iberá y el Delta del Paraná.

Tabla 1. Análisis de sensibilidad del modelo. Se indican los respectivos % de disminución en la oferta total de servicios ecosistémicos ante distintas reducciones en el valor relativo del estimador (% PPN), en seis biomas diferentes del territorio Argentino. El símbolo (*) pertenece a los siguientes biomas: bosque montano (Yungas), pastizal (Pampa Ondulada), bosque (Selva Misionera) y pastizal (Chaco Seco).

Reducción de la PPN (%)	Disminución SE (%)		
	(*)	Pastizal (Delta del Paraná)	Depresión Iberana (Esteros)
10.00	9.93	7.54	2.79
20.00	19.87	15.09	5.44
30.00	29.91	22.63	8.37
40.00	39.85	30.18	11.16
50.00	49.78	37.72	13.94

CONCLUSIONES

Las demandas para valuar bienes y servicios ecológicos han aumentado de forma exponencial durante la última década en respuesta a un agravamiento de los problemas ambientales del planeta, y a una opinión pública cada vez más sensibilizada acerca de su valor. Muchos programas y proyectos actuales (i.e., de desarrollo, de ordenamiento territorial, de inversión, crediticios, entre otros) en países desarrollados y en desarrollo no son viables en la medida que omiten una perspectiva ecológica y ambiental, a menudo relacionada a la pérdida de servicios ecosistémicos. En varias regiones del mundo se multiplican hoy los acuerdos y contratos que ordenan la relación oferta-demanda por servicios ecosistémicos, y el precio a pagar por los mismos. Pero tal ordenamiento está regulado de manera excluyente por el libre mercado, lo que genera disparidades regionales que poco tienen que ver con el valor biológico real de los mismos. La necesidad de valuaciones objetivas se agudiza a medida que la sociedad global demanda parámetros más consistentes que los puramente económicos. Más aun, la generación de valoraciones confiables es quizás un buen camino para orientar precios en los contratos que estipulan un pago monetario por servicios ecológicos esenciales.

No obstante, más allá de la necesidad, la valuación de los bienes y servicios naturales es, y con seguridad lo será por varios años, motivo de incertidumbre para biólogos y economistas. Los modelos de valoración existentes son cuestionados por unos y otros debido a que la validación de los servicios intangibles es todavía un dilema no resuelto. La subjetividad en las estimaciones es el punto débil de los métodos aplicados, y el riesgo de caer en un interminable cuento de la buena pipa es un aspecto sobre el que debemos meditar.

Los avances limitados en este campo sugieren que avanzamos todavía a paso lento. No obstante, hay esfuerzos encaminados a conferir una mayor objetividad científica a las valoraciones. Con un propósito puramente comparativo, el diagrama de la Figura 6 nos marca la posición relativa

de valores ecosistémicos estimados mediante los métodos económico, energético y funcional en tres biomas diferentes (pastizal-arbustal, bosque y pastizal) que abundan en el país. Los valores económicos (1994 U\$.ha⁻¹.año⁻¹) fueron extraídos de la Figura 3, elaborada en base a datos de Costanza et al. (1997). Los valores energéticos (Emdólares.ha⁻¹.año⁻¹) fueron obtenidos de una compilación bibliográfica realizada por Tilley (2006). Los valores funcionales relativos (escala de 0 a 100) surgieron de este mismo trabajo. Se aprecia, ante todo, una disparidad algo preocupante: mientras los tres métodos parecen tener un comportamiento relativamente homogéneo en el caso de los pastizales-arbustales, el método funcional asigna mayor valor a los bosques y el método económico tiende a valorar en exceso a los humedales. En el caso de los bosques, los métodos económico y energético se asemejan bastante, en tanto el energético y el funcional lo hacen en el caso de los humedales.

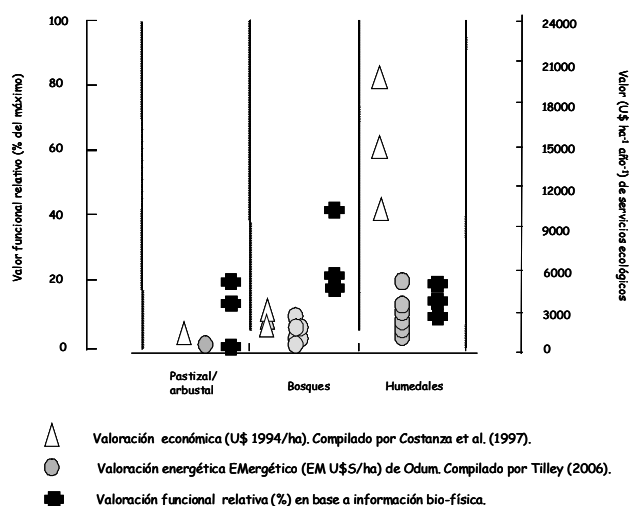


Figura 6. Valor estimado de los servicios ecológicos ofrecidos por diferentes biomas de acuerdo a tres modelos de valoración (económico, energético y funcional).

Si aceptáramos que una validación indirecta a través de la biodiversidad es potencialmente viable, la balanza se inclinaría a favor de los métodos biofísicos antes que a los económicos, tal como lo indica el análisis de la Figura 5. Pero siendo el hombre quien puede asignar un valor económico a los servicios ecosistémicos y pagar por ellos, no vamos a poder ignorar o evitar la potente influencia del mercado. La opción más saludable parece ser la búsqueda de una minimización de las fallas del mercado a través de una mayor objetividad científica, que podría surgir de orientar los valores de mercado mediante valoraciones biofísicas correctivas. La integración de datos económicos y biofísicos parece ser una tercera vía que vale la pena explorar.

Cualquiera sea el método que adoptemos debemos recordar que la valuación de los servicios ecosistémicos no constituye un objetivo en sí mismo, sino que es una herramienta más, destinada a orientar el proceso de la toma de decisiones (Daily 2000).

BIBLIOGRAFÍA

- Barral, M.P. 2008. Evaluación Ambiental Estratégica: aplicación a un Plan de Ordenamiento Territorial Rural. Estudio de caso para el Partido de Balcarce. Proyecto final de graduación en Ingeniería Ambiental. Universidad F.A.S.T.A., Mar del Plata. Pp. 162.
- Carpenter, S.R. y C. Folke. 2006. Ecology for transformation. *Trends in Ecology and Evolution* 21(6):309-315.
- Carreño, L. y E.F. Viglizzo. 2007. Provisión de Servicios Ecológicos y Gestión de los Ambientes Rurales en Argentina. Área Estratégica de Gestión Ambiental. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. Pp. 65.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Cristeche, E. y J.A. Penna. 2008. Métodos de Valoración Económica de los Servicios Ambientales. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales Nº 3. Ediciones INTA, Buenos Aires. Pp. 55.
- Daily, G.C. 1997. Introduction: What are ecosystem services? Pp. 1-10 en: Daily, C.G. (ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Daily, G.C., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, et al. 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289:395-396.
- De Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- Folke, C. 2006. The economic perspective: conservation against development versus conservation for development. *Conservation Biology* 20(3):686-688.
- INDEC. 2002. Censo Nacional Agropecuario 2002 de la República Argentina. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. www.indec.gov.ar/webcenso/index.asp (último acceso 26/10/2010).
- Kremen, C. y R. Ostfeld. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services (Review). *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:540-548.
- Laurance, W.F. 2008. When bigger is better: the need for Amazonian mega-reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 20:645-648.
- Liu, J., J. Dietz, S.R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, et al. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317:1513-1516.

- MA. 2005. Los Ecosistemas y el Bienestar Humano: Humedales y Agua. Informe de Síntesis. World Resources Institute, Washington, D.C. EE.UU. Pp. 68.
- MA. 2007. Forest and Woodland Systems. Pp. 585-621 en: Conditions and Trends in the Millennium Ecosystem Assessment. Millennium Ecosystem Assessment Program, Kuala Lumpur, Malaysia, Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Nepstad, D., C.M. Stickler, B. Soares-Filho y F. Ferry. 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Phil. Trans. Royal Soc. B.* 363:1737-1746.
- Odum, E.P. 1974. The pricing system. Pp. 30 en: *The Value of the Tidal Marsh*, Center for Wetland Research, Baton Rouge. EE.UU.
- Odum, H.T. 1988. Self organization, transformity and information. *Science* 242:1132-1139.
- Odum, H.T. 1996. *Environmental accounting: EMerger and environmental decision making*. New York. John Wiley editions.
- Odum, H.T. y E.P. Odum. 2000. The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 3:21-23.
- Paruelo, J.M., R.A. Golluscio, J.P. Guerschman, A. Cesa, V.V. Jouve, et al. 2004. Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography* 13:385-395.
- Penna, J.A. y E. Cristeche. 2008. *La Valoración de Servicios Ambientales: Diferentes Paradigmas*. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales N° 2. Ediciones INTA, Buenos Aires. Pp. 44.
- Pyke, D.A., J.E. Herrick, P. Shaver y M. Pellant. 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative management. *Journal of Range Management* 55:584-597.
- Pattanayak, S.K. 2004. Valuing watershed services: concepts and empirics from southeast Asia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:171-184.
- N.R.C. 2004. *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision Making*. Committee on Assessing and Valuing the Services of Aquatic and Related Terrestrial Ecosystems, Water Science and Technology Board, Division on Earth and Life Studies, National Research Council of the National Academies. The National Academies Press. Washington, D.C. EE.UU. www.nap.edu (último acceso 21/10/2010).
- Tilley, D.R. 2006. Emergy-based environmental accounting of ecosystem services. Working Paper 2006-1. University of Maryland, Dept. of Environmental Science and Technology, College Park. Pp. 3.

- Verhoeven, J.T.A., B. Arheimer, Ch. Yin y M.M. Hefting. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution* 21:96-103.
- Viglizzo, E.F. y F.C. Frank. 2006. Land use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.
- Wunder, S., S. Engel y S. Pagiola. 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65:834-852.

Capítulo 2

MARCOS CONCEPTUALES INTERDISCIPLINARIOS PARA EL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN AMÉRICA LATINA

Patricia Balvanera¹, Alicia Castillo¹, Elena Lazos Chavero², Karina Caballero³, Sandra Quijas¹, Adriana Flores^{1,4}, Claudia Galicia¹, Lucía Martínez¹, Adriana Saldaña¹, Mabel Sánchez¹, Manuel Maass¹, Patricia Ávila¹, Yessica Martínez¹, Luis Miguel Galindo² y José Sarukhán⁵

¹Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México. Patricia Balvanera, autora para correspondencia: apdo. postal 27-3, Sta. Ma. De Guido, Morelia, Michoacán 58090, México. Email Balvanera: pbalvane@oikos.unam.mx. ²Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México. ³Facultad de Economía, Universidad Nacional Autónoma de México. ⁴Instituto de Ecología, A.C. ⁵Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

Resumen. Numerosos marcos conceptuales interdisciplinarios han sido desarrollados para el estudio de los vínculos entre las sociedades y los ecosistemas. No obstante, su aplicación al caso particular de América Latina debe considerar los contextos ecológicos y sociales propios. El objetivo central de este capítulo es contribuir a la construcción de marcos conceptuales interdisciplinarios con el enfoque de los servicios ecosistémicos acordes con la realidad propia. Hacemos así una revisión breve de las características ecológicas y sociales más sobresalientes de América Latina, analizamos el concepto de servicios ecosistémicos en dicho contexto, e identificamos los alcances y limitaciones de su aplicación en esta región. Con el fin de entender las interrelaciones de los conceptos, los puntos en común y las divergencias, presentamos una revisión de distintos marcos conceptuales para el estudio interdisciplinario de las relaciones entre sistemas sociales y sistemas ecológicos desde finales del siglo XIX a la fecha. Luego describimos una propuesta de marco conceptual propio desarrollado por nuestro grupo interdisciplinario de investigadores y estudiantes para una zona específica de México. Por último, se discuten las perspectivas de desarrollos conceptuales futuros en este tema para toda la región.

INTRODUCCIÓN

El análisis de los servicios o beneficios que proveen los ecosistemas a las sociedades humanas representa un enfoque de investigación relativamente reciente que se ha difundido gracias a que establece un vínculo explícito entre el bienestar humano y el adecuado funcionamiento de los ecosistemas. La búsqueda de alternativas para enfrentar la problemática ambiental ha llevado al reconocimiento de la estrecha dependencia que existe entre las características y procesos de los ecosistemas y de aquellos propios de las sociedades humanas. En este contexto, al hablar de servicios ecosistémicos (SE) hacia la sociedad se enfatiza la interdependencia que existe entre sistemas ecológicos y sistemas sociales (Daily 1997, Díaz et al. 2006).

La investigación científica alrededor de los SE requiere entonces de marcos conceptuales interdisciplinarios que permitan estudiar sistemas complejos como son las interacciones entre sociedades y ecosistemas (GLP 2005, MEA 2005, Balvanera y Cotler 2007). No es la suma de conceptos, enfoques y metodologías derivados tanto de las ciencias naturales como de las ciencias sociales los que nos permiten analizar sistemas complejos, sino más bien su integración dialéctica y el entendimiento de que las propiedades de estos no resultan de la suma de las propiedades de sus componentes (Leff 1986, García 2006). Para poder abordar tal complejidad la construcción de marcos epistémicos es esencial, puesto que estos constituyen acuerdos sobre las bases conceptuales sobre los cuales se abordarán los fenómenos a estudiar, así como los diseños metodológicos que permitirán encontrar respuestas que puedan conducir al desarrollo de modelos o teorías (Wheeler 2007).

Ante la gravedad de la problemática ambiental, se ha desarrollado un creciente cúmulo de marcos conceptuales interdisciplinarios a nivel global para el estudio de los vínculos entre los ecosistemas y las sociedades (de Groot et al. 2002, MEA 2003, GLP 2005). Sin embargo su aplicación al caso particular de América Latina se ve limitado debido a que muchos de estos marcos han sido desarrollados en contextos ecológicos y sociales distintos a nuestra realidad. Al adoptar modelos de ciencia derivados de los países industrializados puede producirse un divorcio entre la investigación y las necesidades y características propias de la región (Gallopín 1986, Leff 1986, Toledo y Castillo 1999, Castillo y Toledo 2000, Galindo-Leal 2000). Entonces, se hace necesario generar enfoques y construir marcos conceptuales propios que se nutran de los diagnósticos de nuestras realidades.

En este capítulo se intenta sentar algunas bases para la construcción de marcos conceptuales interdisciplinarios con el enfoque de los servicios ecosistémicos que sean útiles para el caso específico de América Latina. Los objetivos particulares son: i) hacer una breve revisión de las características más sobresalientes de los socioecosistemas de América Latina; ii) hacer un análisis del concepto de SE para explorar los alcances y limitaciones de su aplicación en América Latina, iii) hacer una revisión de los principales marcos conceptuales existentes para el estudio de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas, destacando aquellos elementos que pueden ser de particular utilidad para América Latina, iv) presentar un marco conceptual en construcción propio. Finalmente, se discute acerca de los retos y oportunidades para el desarrollo de marcos conceptuales futuros en torno al estudio interdisciplinario de los SE en América Latina.

LAS CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS Y SOCIALES PROPIAS DE AMÉRICA LATINA

América Latina (AL) se caracteriza por su enorme diversidad ecológica y cultural. Más de 40% de la flora y la fauna del planeta se encuentran en AL y el Caribe, y ocho países de la región son considerados megadiversos (PNUMA 2007). Así mismo, se presenta en la región una gran diversidad de grupos indígenas (Del Álamo 2004). La diversidad ecológica y cultural se encuentran relacionadas de manera estrecha, y los países más diversos en términos ecológicos tienden a ser también los que presentan mayor cantidad de lenguas indígenas (Boege 2006). En esta región se ha generado una alta diversidad de cultivos que en la actualidad sustentan el sistema alimentario mundial, además de una importante variedad de razas adaptadas a diferentes ambientes, requerimientos culturales y productivos (Hernández-Xolocotzi 1959, Gallopin 1986, Leff 1986, Altieri 1987, Lazos Chavero 1994, Berkes et al. 1995, Toledo y Castillo 1999, Castillo y Toledo 2000, Galindo-Leal 2000, Dary 2002, Boege et al. 2005). Algunas zonas indígenas montañosas de alta pluviosidad tienden a ser, además, áreas críticas para la provisión de servicios ecosistémicos clave para el desarrollo, como lo es el suministro de agua de buena calidad (Aboites 1999, Dary 2002, Boege 2006).

Desde 1960, la mayoría de los países latinoamericanos registraron un crecimiento económico acelerado, asociado a la exportación de productos primarios, a la par de un endeudamiento externo creciente. Durante los '80s, la caída de los precios internacionales del petróleo, el incremento en las tasas internacionales de interés, los desequilibrios macroeconómicos y las presiones inflacionarias marcaron la década del estancamiento económico. Años más tarde, las reformas de ajuste estructural y la liberalización comercial llevaron a la pérdida del proteccionismo en la agricultura y a una fuerte reducción del financiamiento gubernamental en ese sector, con un adelgazamiento extremo de las inversiones públicas con fines de desarrollo social, y la falta de priorización en política ambiental. Esto provocó una profunda crisis agrícola y ecológica, y trajo aparejadas tasas migratorias elevadas (Rubio 2001, Escalante et al. 2008, Lazos Chavero 2008).

El resultado de esta historia es una transformación acelerada de los ecosistemas y un profundo deterioro ambiental. En AL, este deterioro se hace evidente en la veloz transformación de los ecosistemas, principalmente los boscosos (tropicales y templados), para convertirlos en zonas agrícolas y ganaderas, y satisfacer tanto la demanda interna como la de las exportaciones (PNUMA 2007). La región perdió casi 50 millones de hectáreas de bosques, lo que representa los niveles de deforestación más altos del mundo, y ha conducido a la pérdida de una enorme biodiversidad asociada (Pengue 2005, PNUMA 2007). El deterioro se refleja también, entre otros aspectos, en la contaminación del agua; más de 80% de las aguas residuales se vierten sin tratar en ríos u océanos. Además, la extracción petrolera en el Gran Caribe (cerca de Brasil) y en el Golfo de México trae como resultado una alta contaminación (PNUMA 2007).

En términos sociales, la historia reciente ha conducido a un deterioro equivalente. El patrimonio cultural está muy amenazado. Por ejemplo, se estima que una importante cantidad de lenguas nativas de la región desaparecerán en los próximos 100 años (Boege 2006). La urbanización creciente está transformando de manera radical tanto las estructuras sociales (en particular, las indígenas y las campesinas) como los ecosistemas, y AL es la región más urbanizada del tercer mundo (PNUMA 2007). Las interacciones entre sociedades y ecosistemas están siendo muy cambiadas por la migración intraregional hacia zonas con mayor desarrollo económico y social,

sobre todo hacia Estados Unidos. La tasa de migración hacia EE.UU. se duplicó entre 1980 y 1990. Las migraciones provocan despoblamiento, con ausencia de la fuerza de trabajo necesaria para el manejo agrícola y ambiental, así como concentraciones de población descontroladas con una fuerte presión sobre los recursos naturales (Villa y Martínez 2000). En consecuencia, las remesas asociadas se han convertido en una de las principales fuentes de ingresos de AL. La región presenta una alta inequidad. El 10% más rico de la población de AL y el Caribe retiene el 48% del ingreso total, mientras que el 10% más pobre recibe sólo un 1.6% (Del Álamo 2004). Esta desigualdad se refleja también en diferencias en oportunidades y derechos, así como discriminaciones de género y étnicas. Las poblaciones locales (principalmente comunidades indígenas) no son consideradas por los gobiernos y las transnacionales en la toma de decisiones sobre sus propios territorios (Del Álamo 2004). Esto ha conducido a un incremento en la incidencia de conflictos sociales en torno al control territorial, el reconocimiento de derechos étnicos o culturales, y/o la protección de sus recursos naturales (Del Álamo 2004). El aumento de la industria del narcotráfico como una vía de escape de la pobreza (Del Álamo 2004) ha transformado la economía y la política del continente (Montañés 2000).

El estudio de las interacciones entre las sociedades y los ecosistemas en AL deberá tomar en cuenta su alta diversidad ecológica y social, el impacto de las reformas de ajuste estructural y la liberalización económica, las transformaciones agrícolas que han llevado a la especialización productiva para el mercado externo, y el profundo deterioro ecológico y social de la región.

EL CONCEPTO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

El concepto de servicios ecosistémicos surge del movimiento ambientalista de Estados Unidos en la década de 1970 (Daily 1997), pero también de la conceptualización creciente de la naturaleza como conjuntos de sistemas integrados (Odum 1989). Los servicios ecosistémicos se definen como los componentes y procesos de los ecosistemas que son consumidos, disfrutados o que conducen a aumentar el bienestar humano tomando en cuenta la demanda de los beneficiarios, así como la dinámica de los ecosistemas (Daily 1997, Boyd y Banzhaf 2007, Quétier et al. 2007, Luck et al. 2009, Quijas et al. 2010). Servicios ecosistémicos y servicios ambientales son equivalentes sólo de forma parcial. El primero se utiliza en contextos académicos y algunos programas internacionales para enfatizar que los servicios son producto de la interacción entre los distintos componentes de los ecosistemas. El segundo hace referencia a "ambiente" o "medio ambiente" para armonizar con el léxico de secretarías o ministerios en el ramo (SEMARNAT 2003, Balvanera y Cotler 2007). La creación del término trasciende la necesidad de conservar la naturaleza y su biodiversidad por sí mismas (Daily 1997, MEA 2003). Este enfoque se sugiere como una alternativa para mostrar que la conservación de los ecosistemas no es sólo una aspiración ética de la sociedad sino también una necesidad estrechamente ligada a la satisfacción de las necesidades básicas de la vida humana. Sin embargo, el uso del término fuera de contexto, sin enfatizar la fundamental necesidad de mantener ecosistemas sanos y diversos para asegurar su capacidad de generar beneficios a las sociedades, ha llevado a una caricatura del término. Llevada al extremo, la visión de los SE podría llevar a considerar a los ecosistemas única y exclusivamente por su utilidad directa a las sociedades, poniéndose en peligro el mantenimiento de los ecosistemas en su conjunto (Montes 2007).

Los SE abarcan todos los beneficios que las sociedades humanas obtienen de los ecosistemas (MEA 2003). Estos incluyen (MEA 2003, Maass et al. 2005): i) los bienes o recursos naturales como el agua o los alimentos, ii) los procesos ecosistémicos que regulan las condiciones en los que los humanos habitan, como la regulación del clima o de la erosión, iii) la contribución de los ecosistemas a experiencias que benefician directa o indirectamente a las sociedades, como el sentido de pertenencia o la recreación, y iv) los procesos ecológicos básicos que permiten que se provean los anteriores. El concepto de SE además considera el beneficio que distintos actores o sectores de la sociedad reciben de los ecosistemas, así como las complejas interacciones tanto positivas como negativas entre servicios y entre actores o sectores de la sociedad (MEA 2003, Maass et al. 2005, Rodríguez et al. 2006, Quétier et al. 2007).

Sin embargo, en la actualidad existen numerosas incógnitas en el campo de los SE. Poco se conoce acerca de los distintos componentes y procesos de los ecosistemas que interactúan con los distintos componentes y procesos de las sociedades a distintas escalas espaciales y temporales para la provisión de cada servicio (Kremen 2005, Carpenter et al. 2009). En general, existen contados estudios acerca de cómo la importancia relativa de un SE varía entre los distintos grupos de interesados (Quétier et al. 2007, Daily et al. 2009). Es necesario obtener más información acerca las interacciones entre SE, es decir cómo al favorecer algunos servicios se afecta de manera negativa a otros servicios, y cómo esto sucede en distintas escalas espaciales y temporales (Maass et al. 2005, Rodríguez et al. 2006, Scholes 2009). Se requiere documentar cómo varían las interacciones entre SE y entre los actores o beneficiarios sociales de los servicios (Maass et al. 2005, Quétier et al. 2007, Carpenter et al. 2009, Daily et al. 2009, Scholes 2009).

Sin lugar a dudas, la valuación económica de los SE ha sido un instrumento importante para transmitirles a los actores clave en la toma de decisiones la importancia de los ecosistemas y de los servicios que proveen para el bienestar de las sociedades (Costanza et al. 1997, de Groot et al. 2002, Daily et al. 2009). La valoración económica de los SE es una herramienta que está siendo adoptada en muchos países de AL. Sin embargo, es importante considerar que la valoración depende de los intereses y los valores de quienes lo asignan (Costanza y Farber 2002). Es necesario integrar las necesidades de los distintos actores de la sociedad en estas valoraciones (Nelson et al. 2009). Se presentan además importantes retos éticos asociados a la asignación de valores y costos, al reducir múltiples funciones y beneficios a un simple indicador económico (Bustamante y Durán 2006, Gentes 2006). Por ejemplo, la disponibilidad de agua de buena calidad, el acceso confiable y seguro a productos como leña, alimentos madera o medicinas derivados de los ecosistemas naturales para el autoconsumo, la sensación de frescura que brinda la vegetación, o la capacidad de contar con el espacio y elementos para realizar ceremonias tradicionales no tienen equivalentes económicos y son fundamentales para la población rural de AL (Maass et al. 2005, Bustamante y Durán 2006).

Al margen del concepto mismo de SE existe una discusión amplia acerca del concepto de pagos por servicios ecosistémicos (PSE) o ambientales (PSA), el cual ha trascendido las fronteras académicas y se ha convertido en un instrumento de política pública importante y de gran influencia en varios países de AL. La idea es que quienes se benefician de los servicios del ecosistema paguen de manera directa y contractual a quienes manejan la tierra para garantizar la conservación y restauración de los ecosistemas y, en consecuencia, la provisión de SE (Wunder et al. 2007). Los PSA son transacciones voluntarias mediante las cuales un servicio ambiental bien definido (o un uso de la tierra que promueva la provisión de ese servicio) es obtenido por (al menos) un comprador

a (al menos) un proveedor si y sólo si el proveedor asegura la provisión continua del servicio (condicionalidad) (Wunder et al. 2007). Los esquemas de PSA prometen oportunidades para la conservación de la elevada diversidad de AL, pero también presentan limitaciones severas para su aplicación en esta región. Existen muchos esquemas de PSA en distintos países de AL, incluyendo a México, Costa Rica, Ecuador, Guatemala, Colombia y Bolivia (Engel et al. 2008, Muñoz-Piña et al. 2008). Basados, por ejemplo, sobre el supuesto de que el mantenimiento de los ecosistemas naturales asegura la provisión de agua (en adecuada cantidad, de buena calidad, y durante la temporada seca), o el mantenimiento de los almacenes de carbono (los cuales contribuyen a la regulación climática) el número de proyectos de PSA y la cantidad de recursos y superficie terrestre dedicado a éstos ha crecido de manera sustancial en los últimos 10 años en la región (Engel et al. 2008, Muñoz-Piña et al. 2008, Pagiola 2008). El éxito de este tipo de esquemas ha sido medido en términos de la cantidad de superficie terrestre que recibe estos pagos, así como de sus características biológicas y sociales (Muñoz-Piña et al. 2008). Sin embargo, todavía se sabe poco acerca de sus impactos reales sobre el mantenimiento de la capacidad de proveer servicios, y no existe información que valide los impactos de estos programas sobre la provisión de servicios (Guariguata y Balvanera 2009). Así mismo, varios de los supuestos acerca del mantenimiento de los servicios ecosistémicos no han sido comprobados (Locatelli y Vignola 2009).

Una vertiente de la discusión al respecto de los PSA gira alrededor de los requisitos que deben cubrir estos programas. Se ha cuestionado si los programas PSA deben incluir metas sociales (Wittmer 2006), convirtiéndose en instrumentos para “la reducción de la pobreza” (Bulte et al. 2008). Esta perspectiva ha sido criticada (Forest-Trends 2008) en función de la posibilidad real de los “pobres” para aprovechar este instrumento (Pagiola et al. 2003); existe poca correlación entre los objetivos de conservación y de reducción de pobreza (Pagiola et al. 2005). Se ha discutido, así mismo, que los PSA omiten la diversidad cultural y formas de organización social (Isch y Gentes 2006).

Otra discusión examina las consecuencias de los PSA en términos de tenencias y derechos de propiedad. Los PSA se realizan a los propietarios de predios específicos para inducir un tipo de manejo deseado. Sin embargo, los esquemas de PSA llevan a que los propietarios o dueños o usufructuarios de los recursos naturales (tierra, agua, bosques, playas) pueden ofertar a diferentes usuarios esos servicios, así como sus conocimientos y valores culturales, a cambio de un pago en dinero (Paré et al. 2008). A través de este mecanismo se pueden convertir bienes públicos (i.e., el agua) en bienes transables (Gentes 2006), lo cual favorece los procesos de privatización de la naturaleza (Paré et al. 2008). Este nuevo derecho de propiedad se traduciría en el pago de un bien o servicio que antes fuera gratuito (FAO 2004). Esto conduciría a la renegociación del acceso a los recursos y podría modificar la seguridad en los derechos a los mismos, con consecuencias graves en especial para sectores empobrecidos y marginados (Wittmer 2006).

Finalmente, la última vertiente de discusión se enfoca sobre los impactos de los esquemas de PSA en las comunidades. En particular, estos impactos pueden ser negativos cuando las comunidades valoran de manera no monetaria los beneficios de un ecosistema (Coalición-Mundial-por-los-Bosques 2006), cuando la provisión del SE ocurre en territorios de propiedad comunal (Rosa y Kandel 2002), o cuando un programa acentúa las desigualdades entre distintos actores y erosiona la estructura y las redes comunitarias. Pueden presentarse también asimetrías entre las expectativas y los compromisos que los usuarios del SE exigen de los proveedores del mismo y los pagos asociados (Hartman y Petersen 2003). En general, cuando los proveedores del SE no son

retribuidos de manera adecuada, se facilita la aparición de incentivos perversos (FAO 2004).

En síntesis, podemos decir que el concepto de servicios ecosistémicos presenta ventajas claras que explican su uso creciente. Sus limitaciones conceptuales se refieren sobre todo a los vacíos de información acerca de este tema tan amplio. Por otro lado, su aplicación a través de los PSA (y, por lo tanto, al desarrollo de instrumentos económicos y de política) es muy complejo. Debe evitarse la sobresimplificación, y es necesario analizar las limitaciones potenciales, así como los impactos ecológicos y sociales.

MARCOS CONCEPTUALES EXISTENTES

La presentación de marcos conceptuales existentes para el estudio interdisciplinario de los SE consta de tres partes. La primera hace una revisión histórica de desarrollos de base para la conceptualización actual de la problemática. La segunda muestra el uso que hacen esfuerzos internacionales de investigación y compilación de información basados en los SE. La tercera se refiere al acercamiento al manejo de ecosistemas y de sistemas acoplados sociedad-ecosistema.

Revisión histórica de desarrollos conceptuales básicos

El estudio interdisciplinario de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas puede remontarse a finales del siglo XIX, con un desarrollo rápido en la últimas dos décadas. Para reflejar este desarrollo hemos escogido aquellos que consideramos clave en la concepción actual de los SE. Presentamos así un recuento histórico-temático, para lo cual partimos de la Ecología Cultural, desarrollada desde la antropología a partir de la década de 1950, y pasamos a la Ecología Política, influenciada por las ciencias políticas alrededor de 1980. Luego presentamos la propuesta de análisis de Sistemas Socioecológicos, y el acercamiento del Metabolismo Social. Por último, presentamos los esfuerzos recientes de Valoración económica de funciones y servicios de los ecosistemas.

Ecología Cultural

La Ecología Cultural o Ecología Antropológica comienza en la década de 1950, y uno de sus exponentes es Julian Steward. En su obra "Theory of Culture Change: The Methodology of Multilinear Evolution" (Steward 1955) defiende que la Ecología Cultural representa las "... maneras por las cuales se introduce un cambio cultural para adaptarse al medioambiente." Para Steward, las adaptaciones ambientales dependen del nivel cultural, que está definido por: a) un núcleo cultural, donde se encuentran los rasgos más relacionados con la subsistencia y con la economía (ligados a las relaciones con el medio); y b) los rasgos secundarios, que pueden ser muy variables y no necesariamente tan ligados a la relación con el medio. Influyen, entonces, una serie de diversos factores: históricos, culturales y de difusión, así como también innovaciones (que pueden surgir al azar). Para definir una cultura se dan muchas combinaciones entre estos niveles. Pueden existir culturas con núcleos iguales, pero con rasgos secundarios totalmente distintos.

La Ecología Cultural parte de un enfoque cultural histórico, explicando las diferencias en la cultura a través del tiempo, y que no son atribuibles directamente a las diferencias ambientales. Lo

importante de esta posición teórica es rescatar la riqueza antropológica derivada de sus reflexiones teóricas y de sus estudios de casos. Los objetivos de la disciplina eran: a) entender la evolución de las sociedades y sus adaptaciones al medioambiente; b) estudiar y explicar los distintos patrones de comportamiento humano/cultura asociados con el uso del medioambiente, c) evaluar la influencia de estos patrones de comportamiento sobre otros aspectos de la cultura (i.e., desarrollo de mitos, creencias, organizaciones y dinámicas sociales y culturales), y d) describir y analizar las tecnologías utilizadas en la transformación de la naturaleza (Steward 1955).

Las ideas de la Ecología Cultural se expandieron ampliamente entre la antropología, la arqueología, la geografía y la ecología, aunque fueron criticadas posteriormente por su determinismo medioambiental. En la arqueología marcó el inicio de explicaciones sobre el cambio cultural a través de la adaptación medioambiental. Muchos estudios de Ecología Cultural utilizaban ideas desde la Ecología y la teoría de sistemas para comprender la adaptación de los seres humanos a su ambiente. Estos ecólogos culturales se centraron en explicar los flujos de energía y materia, y examinaron cómo las creencias e instituciones en una cultura regulaban sus intercambios con el ambiente. En esta perspectiva, los seres humanos eran una especie más del ecosistema, como el resto de los organismos. Años más tarde, la Ecología Cultural introdujo la teoría de la decisión a partir de la economía agrícola, inspirada en particular en los trabajos de Alexander Chayanov (Chayanov 1985) y de Ester Boserup (Boserup y Kaldor 1965), que analizaba cómo los grupos humanos toman decisiones con respecto a su ambiente natural y económico.

La aplicación exitosa de este enfoque al caso de AL es patente en México, donde desde la década de 1960 Eric Wolf (Wolf 1978), Sydney Mintz (Mintz 1959, 1973), Robert Redfield (Redfield et al. 2002), y también algunos estudiantes de Steward dejaron huellas teóricas y metodológicas en la antropología mexicana. Algunos autores, como Morton Fried (Fried 1967), comenzaron a realizar críticas e incursionaron en la teoría política y social. Otras críticas partieron del funcionalismo ecológico, cuyos exponentes fueron Andrew Vayda (Vayda 1969) y Roy Rappaport (Rappaport 1991). Ellos analizaron la función de las instituciones en su contexto ecológico. Su esfuerzo trata de integrar la ecología cultural dentro de la Ecología y la Biología, dejando de utilizar el concepto de cultura, y enfocándose en el ecosistema, la población humana y sus comunidades.

Ecología Política

La Ecología Política surge de la crítica a la ecología cultural desde principios de la década de 1980, debido a que la anterior ignoraba las conexiones entre los sistemas a escala local sujeto de su estudio y la Economía Política global. Hoy en día, pocos estudiosos se identifican a sí mismos como ecólogos culturales, pero varias ideas provenientes de la ecología cultural han sido adoptadas y erigidas por la Ecología Política.

La Ecología Política enmarca las interrelaciones ambiente-sociedad en las estructuras de poder y de toma de decisiones a diversos niveles de organización política. El punto de partida de la Ecología Política fue el Club de Roma (Meadows et al. 1972, www.clubofrome.org), donde se expresó por primera vez que debía de existir un límite para el crecimiento económico. Estos discursos tuvieron un impacto profundo tanto en los estudiosos como en los movimientos sociales. Desde esa época hasta la fecha han proliferado las Organizaciones no Gubernamentales (ONG), partidos verdes, movimientos internacionales y activistas ambientales que toman a la Ecología Política como bandera de lucha. Durante la década de 1990, las discusiones ambientales se internacionalizaron

y se promulgaron el Protocolo de Kyoto (1990, unfccc.int) y la Declaración de Río 1992, www.unep.org) donde se hicieron planteamientos para regular al mercado, sobre todo considerando al medioambiente. Sin embargo, todavía no es posible hablar de una incidencia de este movimiento político en las estructuras de poder ni de los gobiernos nacionales ni de las corporaciones internacionales. La Ecología Política se relaciona también con movimientos pacifistas, libertarios, feministas y étnicos.

En los últimos años, debido a una mayor comunicación acerca de los problemas ambientales, la Ecología Política ha tomado mayor importancia. Diversos expertos analizan las acciones de variados actores sociales, las relaciones entre ellos y sus relaciones con el ambiente. Para ello se necesitan estudios histórico-temporales en diferentes escalas geográficas. Uno de los mayores referentes en esta tendencia es Piers Blaikie (Blaikie 1985, Blaikie y Brookfield 1987), quien desde 1980 marcó un hito en la generación del conocimiento ambiental al proclamar la relevancia de la justicia social. Desde la primera página de su ya clásico libro "The Political Economy of Soil Erosion in Developing Countries" Blaikie asegura que incluso el análisis de la erosión de los suelos es un proceso político-económico.

Varios exponentes de la Ecología Política coinciden en señalar que la crisis ecológica de hoy en día (desertificación, pérdida de la biodiversidad, deforestación, hambrunas, cambio climático, cambio de uso del suelo, pérdida de la capa de ozono) no puede estudiarse sin ponerla en contexto dentro del modelo de organización política económica del capitalismo. Lipietz (1999) plantea que las relaciones de la sociedad con la naturaleza están mediadas por formas de organización social que reposan en dispositivos políticos para asegurar su consenso y su reproducción. Algunos de los autores más destacados incluyen a James O'Connor (O'Connor 2002), director de la revista "Capitalism, Nature, Socialism", a Murray Bookchin [con su tratado de la "Ecología de la Libertad" (Bookchin 1964, 1982)], al francés Andre Gorz (Gorz 1995), con sus textos "Ecología Política y Capitalismo, Socialismo y Ecología", al austríaco Hans Magnus Enzensberger (con su trabajo "Para Una Crítica de la Ecología Política) (Enzensberger 1974)], y al español Joan Martínez Alier (Martínez Alier 1992). En AL, en los últimos tiempos se ha consolidado el grupo de trabajo dirigido por Héctor Alimonda (Alimonda 2002).

Sistemas socioecológicos

El concepto de sistemas socioecológicos permite entender los procesos de toma de decisiones acerca de los ecosistemas y las implicaciones sobre su composición, estructura y funcionamiento. Al conjunto de acciones que las sociedades llevan a cabo se les conoce como manejo de ecosistemas (Grumbine 1994). Este es un concepto particularmente familiar para los académicos de las ciencias naturales. Para analizar el manejo de ecosistemas se parte de una visión que incluye a los humanos como parte de los ecosistemas y se enfatiza cada vez con mayor fuerza que la dinámica de los ecosistemas no puede entenderse si no se analiza la dinámica de la especie dominante sobre la Tierra: el Homo sapiens (Folke 1998, O'Neill 2001).

Los sistemas socioecológicos consideran a los sistemas sociales como conjuntos de personas que interactúan, crean sistemas compartidos de significados, normas y rutinas, y establecen patrones de dominancia y distribución de recursos (Westley et al. 2002). Autores como Fikret Berkes (antropólogo) y Carl Folke (ecólogo) señalan que la división entre sistemas sociales y ecosistemas es artificial y arbitraria. En cambio, utilizan el término de sistema socioecológico como un

concepto que integra a los humanos en la naturaleza y enfatizan el estudio de sistemas acoplados sociedad-naturaleza. Estos mismos autores señalan que “no existe una forma única, aceptada universalmente para formular las formas de enlace entre los sistemas sociales y los ecológicos” (Berkes y Folke 2000, Berkes et al. 2003). Según qué preguntas que se formulen en relación a estos sistemas se deberán construir marcos conceptuales adecuados a los intereses de estudio.

El enfoque de sistemas socioecológicos busca entender cómo algunas sociedades humanas han logrado la construcción de prácticas de manejo dirigidas a obtener recursos y servicios de los sistemas naturales sin degradar a los ecosistemas ni afectar su capacidad de renovación a lo largo del tiempo. Resulta crucial para este enfoque tanto el conocimiento tradicional o local sobre los ecosistemas y la generación de tecnologías apropiadas al funcionamiento de los ecosistemas manejados, como la existencia de instituciones locales (e.g., el conjunto de reglas y normas que permiten a los grupos sociales llevar a cabo tareas cotidianas como la extracción de recursos naturales). Se enfatiza la importancia de entender al conjunto de instituciones sociales y las interacciones entre ellas a distintas escalas espaciales y temporales, así como el entendimiento de los sistemas de propiedad. Los numerosos estudios de caso de sistemas socioecológicos en distintas partes del mundo, incluyendo a AL, señalan a la propiedad comunal y el manejo colectivo de recursos como elementos sustanciales para el mantenimiento y la resiliencia de estos sistemas (Alcorn y Toledo 1998, Ostrom 2000, Dietz et al. 2003).

Metabolismo social

A partir del concepto de metabolismo (que proviene de las ciencias naturales), definido como la suma de los procesos que ocurren en un organismo (e.g., incorporación de materia, producción de energía, transporte de sustancias, eliminación de desperdicios y todo proceso relacionado con el crecimiento y reproducción de dicho organismo) se construye una analogía para la relación entre las sociedades y los ecosistemas (Audesirk et al. 2004, Toledo y González de Molina 2007).

El metabolismo social explica que el mantenimiento y reproducción de los sistemas sociales requiere del movimiento de flujos de materia y energía al interior de las sociedades: apropiación de materias primas y energía, transformación, distribución, consumo y finalmente la excreción de desechos de las sociedades hacia los sistemas naturales. De acuerdo con Toledo y González de Molina (2004), al realizar estas actividades los seres humanos “socializan” porciones de la naturaleza, y, por otro, “naturalizan” a la sociedad al producir y reproducir sus vínculos con los sistemas naturales. Investigadores del Instituto de Ecología Social de la Universidad de Klagenfurt en Viena han trabajado con este enfoque (Fischer-Kowalski 1998, Fischer-Kowalski y Huttler 1998, Haberl 2001, 2006) en distintas escalas desde el nivel local hasta el global (Haberl 2006).

Valoración económica de funciones y servicios de los ecosistemas

La necesidad de asignar un valor a la biodiversidad y los SE se debe a que el funcionamiento de los sistemas naturales tiene lugar al margen del mercado. Ello ocasiona, desde el punto de vista económico, externalidades importantes en las que no se reconoce su aporte a la generación de valor dentro del mercado. En la actualidad, existen diversos esfuerzos para construir marcos metodológicos que incorporen la valuación de los SE y su manejo sustentable. En la valoración económica se ha incorporado la energía como componente del valor añadido al ecosistema en términos de “valores de energía” (Kratena 2004). Los marcos conceptuales para el desarrollo

sustentable incluyen el concepto de “huella ecológica” (Rees 1992) para contabilizar la tierra que es apropiada para la producción y el mantenimiento de cada bien y servicio consumido por una comunidad humana. Slootweg y colaboradores (2001) caracterizan y clasifican las funciones que ofrece el ambiente biofísico, y calculan su valor para las actividades humanas en términos económicos. Así, la demanda proviene de la sociedad mientras que la oferta proviene del ambiente, y la sustentabilidad representa el equilibrio de oferta y demanda actual y en el futuro.

Del conjunto de iniciativas para asignar valor a los SE destaca el trabajo de de Groot y colaboradores (de Groot et al. 2002) quienes construyeron un marco conceptual para la evaluación exhaustiva de los bienes y SE. Este marco conceptual incorpora la complejidad ecológica (estructuras y procesos) en un número limitado de las funciones de los ecosistemas. Estas funciones, a su vez, proporcionan SE que son valorados por los seres humanos. La valuación de los SE se desagrega en tres ámbitos: valor ecológico, valor sociocultural y valor económico.

Las valuaciones económicas de los SE resultan fundamentales para el análisis de los impactos positivos y negativos de distintas prácticas de manejo y de distintas políticas. De esta manera se han podido identificar las externalidades negativas o positivas de acciones específicas, internalizar los costos y hacer un uso más sustentable. Esto contribuye a una mejor asignación de los recursos escasos (Heal 2000). Estos análisis permiten entender a los ecosistemas como activos del capital que posee un país o región, a los cuales se les puede asignar un valor económico (Daily et al. 2000). Ello puede contribuir a la formulación de políticas públicas más informadas (Troy y Wilson 2006).

MARCOS DERIVADOS DE INICIATIVAS INTERDISCIPLINARIAS GLOBALES

A lo largo de la última década ha aumentado la necesidad de estudiar las interacciones entre las sociedades y los ecosistemas desde una perspectiva interdisciplinaria. Esta perspectiva surge, en gran medida, del deterioro ambiental profundo y del reducido impacto de la investigación científica en la generación de soluciones. El Proyecto Global Land (GLP) integra el análisis de los procesos ecosistémicos terrestres y atmosféricos con el análisis de las sociedades que interactúan con estos, y parte de una concepción interdisciplinaria desde su fundación. De forma casi simultánea se creó una iniciativa mundial de síntesis de información científica, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA), apoyada por muchas organizaciones internacionales. Esta iniciativa busca informar a los tomadores de decisiones sobre las consecuencias de los cambios en los ecosistemas en el bienestar humano. Los dos marcos conceptuales se desarrollan gracias a los avances realizados previamente por aquellas iniciativas y propuestas presentadas anteriormente en este trabajo.

El Proyecto Global Land

El Proyecto Global Land es un proyecto multinacional que nace en el seno de dos grandes programas internacionales de investigación (GLP 2005): el International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP) y el International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change (IHDP), ambos programas del International Council for Science (ICSU).

El GLP estudia la dinámica del sistema socioecológico como un sistema complejo, y aborda simultáneamente las interacciones entre los procesos sociales y naturales en diferentes escalas espaciales y temporales (GLP 2005). La meta del GLP es medir, modelar y entender el sistema humano-ambiental acoplado. El marco conceptual ilustra la perspectiva holística, coevolutiva, dinámica y multiescalar, para lo cual entiende a los fenómenos no únicamente en términos de sus relaciones monocausales sino desde su complejidad irreductible. El sistema terrestre constituye el centro del entendimiento en la relación entre los humanos y su ambiente. La estructura y funcionamiento de los sistemas terrestres, así como su manejo, determinan la capacidad que éstos tienen de proveer SE. Las características demográficas, sociales, económicas, políticas, institucionales, culturales y tecnológicas de los sistemas sociales, determinan los procesos de toma de decisiones que conduce al manejo de los ecosistemas.

El GLP permite la exploración de los procesos y relaciones causales que expliquen la provisión, regulación y pérdida de los SE. El proyecto aborda el entendimiento de las causas próximas (e.g., acciones que afectan directamente el uso del suelo) y subyacentes (e.g., fuerzas fundamentales que subyacen a las causas próximas) del cambio en la cobertura y el uso del suelo. El enfoque del GLP permite integrar procesos de diferentes naturalezas (e.g., biofísicas, económicas, sociales, políticas) y escalas (locales, regionales y globales) mediante la identificación de una escala focal desde la cual se pueden estudiar los procesos en dos sentidos: los que operan desde lo local a lo global, y los que operan desde lo global a lo local.

En la actualidad, el GLP incluye 36 proyectos afiliados, siete de los cuales se realizan en AL (www.globallandproject.org/Research_projects.shtml). Los distintos proyectos presentan diversos enfoques conceptuales y una gran variabilidad de métodos usados. Estos métodos incluyen: modelación, análisis espacial, métodos cualitativos, análisis económico, historia de uso de suelo, análisis de vulnerabilidad, ecología del paisaje, análisis de metapoblaciones, medidas de diversidad, herramientas legales, análisis organizacional, análisis de flujos de materiales y energía, juicios de experto, monitoreo y análisis multitemporal.

La adopción del enfoque del GLP en AL podría constituir un vehículo adecuado para incorporar al estudio de los SE, los aportes epistemológicos [i.e., a partir de la teoría de sistemas complejos (García 2006), la ciencia postnormal (Funtowicz y de Marchi 2000) o el manejo adaptativo (Holling 1978)]. Los marcos conceptuales del GLP ya han sido adecuados para AL, lo cual permite que los esquemas de investigación brinden respuestas acordes al contexto y a las necesidades particulares de la región.

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment)

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA) es una iniciativa de la Organización de las Naciones Unidas que convocó a científicos sociales y naturales de diferentes partes del mundo con el fin de conocer el estado actual y las tendencias de deterioro de los ecosistemas, los SE que proveen, así como generar opciones para conservar, restaurar y usar de manera sustentable los ecosistemas. A través de la síntesis de conocimientos, la MEA pretende contribuir a la mejora de la toma de decisiones sobre el manejo de los ecosistemas y el bienestar humano, así como al desarrollo de capacidades para realizar evaluaciones científicas sobre estos aspectos (MEA 2005). El MEA demostró que las actividades humanas ejercen una presión importante sobre los

ecosistemas terrestres, marinos y acuáticos del planeta, y que ponen en riesgo su capacidad para sustentar a las generaciones futuras. Esta evaluación identifica posibles acciones apropiadas en materia de política pública para revertir la degradación de los SE y construir escenarios de mayor sustentabilidad para los próximos 50 años (MEA 2005).

Una noción importante en este marco conceptual es el bienestar humano, que se define a partir del acceso a satisfactores materiales básicos para una buena calidad de vida, y también por la libertad de elección y acción, la salud, las buenas relaciones sociales y la seguridad (MEA 2003). La valoración del bienestar, sin embargo, depende de la experimentación y percepción por la gente, así como de los contextos histórico, geográfico, cultural y ecológico en que se vive (Carpenter et al. 2009).

El marco conceptual del MEA vincula de manera explícita las sociedades y los ecosistemas a través de la identificación de factores de cambio social y de toma de decisiones, sus impactos sobre la capacidad de los ecosistemas para proveer SE y sus consecuencias sobre el bienestar humano (MEA 2003). Los factores de cambio social (considerados como indirectos o indirectamente asociados con los ecosistemas) incluyen aspectos demográficos, económicos, sociopolíticos, científicos, tecnológicos, culturales y religiosos. Los factores de cambio asociados a la toma de decisiones (considerados como directos puesto que afectan directamente al ecosistema) incluyen los cambios de cobertura y uso del suelo, la introducción o remoción de especies, el uso y adaptación de tecnologías, el uso de insumos externos, las tasas de cosecha y de consumo, entre otros.

Si bien esta evaluación se finalizó en el año 2005 (MEA 2005), ya ha tenido un impacto positivo en la comunidad científica. Algunos ejemplos de instituciones y proyectos que utilizan este enfoque son el Programa Internacional de Dimensiones Humanas ante el Cambio Ambiental Global (IHDP, www.ihdp.unu.edu), o el Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza (CATIE, www.catie.ac.cr) en Costa Rica. A nivel de políticas públicas, el MEA ha contribuido de forma importante. Un ejemplo de esto fue el reciente Foro Mundial del Agua celebrado en Estambul en marzo de 2009, donde el tema de los SE se incluyó en varias sesiones (Forum 2009). La Organización Mundial para la Alimentación y Agricultura (FAO) fue responsable de impulsar este tópico en el evento.

Este marco ha sido ya aplicado a distintas escalas espaciales y para numerosos casos de estudio, incluyendo algunos en LA [i.e., el ejercicio realizado para la costa de Jalisco en México (Maass et al. 2005)]. Las lecciones aprendidas de estas aplicaciones incluyen la complejidad que caracteriza las relaciones entre sociedades y ecosistemas, las particularidades implícitas de cada condición, así como las múltiples interacciones entre factores ecológicos y sociales a múltiples escalas asociados a la provisión de los SE (Carpenter et al. 2009).

MARCO PARA EL MANEJO DE LOS SE

En esta sección analizamos el Protocolo para el Manejo de Ecosistemas como una herramienta para llevar los marcos conceptuales anteriores a la práctica.

El manejo de ecosistemas

Las sociedades humanas, en nuestro intento de apropiarnos de los recursos y SE que nos ofrecen los ecosistemas naturales, manipulamos y transformamos (en mayor o menor grado) la dinámica estructural y funcional de los ecosistemas. Esto afecta, a su vez, su capacidad para proveernos de dichos recursos y SE. Es por ello que no basta concebir e identificar los SE para asegurar su provisión sustentable.

Christensen y colaboradores (1996) definen el manejo de ecosistemas como “el manejo guiado por metas explícitas, ejecutado mediante políticas, protocolos y prácticas específicas, y adaptable mediante un monitoreo e investigación científica basada en nuestro mejor entendimiento de las interacciones y procesos ecológicos necesarios para mantener la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema”. Por su parte, Jack Stanford y Geoffrey Poole (Stanford y Poole 1996) delinean lo que sería un protocolo adecuado para el manejo de ecosistemas, marcando una secuencia de pasos a seguir para la implementación del manejo.

En el manejo de ecosistemas es fundamental la delimitación de los ámbitos espacial y temporal en los que se llevará a cabo el manejo. Al incorporar el concepto de los SE, una pregunta esencial de manejo es: ¿en qué escalas espaciales y temporales operan los procesos ecológicos que controlan la dinámica funcional del SE que deseamos asegurar? Así, por ejemplo, en zonas con riesgo de inundación elevado, el ecosistema se debe manejar en la escala de cuenca hidrológica, ya que los procesos que intervienen en el control de las inundaciones operan a nivel de toda la cuenca. Dado el carácter integrador del agua en gran parte de los procesos ecológicos, la cuenca hidrológica se ha constituido como una excelente unidad territorial de manejo (Maass y Cotler 2007).

Un aspecto que se enfatiza en el manejo de ecosistemas es reconocer que su implementación no sólo requiere de herramientas técnicas de manipulación sustentable del ecosistema, sino también institucionales y comunicativas para el manejo del socioecosistema en su conjunto (Castillo 2005). De nada sirve que se hayan desarrollado eficientes técnicas de control de erosión de suelos, si los propietarios y usuarios de terrenos agrícolas, ganaderos o forestales no son conscientes del problema, o si no poseen la organización suficiente para conseguir o acceder a los recursos técnicos y/o económicos para poder implementar programas de conservación de suelos.

Por último, un concepto central de este protocolo es el de “manejo adaptativo”. En esencia, se reconoce que se trabaja bajo condiciones de incertidumbre y, sobre la base de nuestro mejor entendimiento del funcionamiento del sistema, se diseñan los programas de manejo acompañados de pronósticos a corto, mediano y largo plazos de cómo se esperaría que el sistema responderá a dicho programa de manejo. Mediante un monitoreo permanente del comportamiento del sistema, se contrastan los pronósticos, y de no cumplirse, el manejo se sintoniza o se adapta a las nuevas circunstancias.

APLICACIÓN DE LOS AVANCES ANTERIORMENTE DESCRITOS PARA DESARROLLAR UN MARCO CONCEPTUAL PROPIO: EL PROYECTO CUITZMALA

El conjunto de avances conceptuales presentados anteriormente han sido un pilar importante para la construcción del proyecto Cuitzmala. Este surge a partir de más de veinticinco años de realizar estudios sobre la estructura y funcionamiento de los bosques tropicales secos de la costa del Pacífico mexicano (Maass et al. 2005). El proyecto se inició con el análisis de cinco microcuencas experimentales para coleccionar información ecológica sobre el funcionamiento de estos bosques. Hace casi diez años se comenzó a incursionar en la identificación de los actores sociales relacionados con el manejo de los bosques tropicales secos a través de investigaciones sobre historia ambiental, percepciones sociales, análisis de las instituciones locales así como sobre el papel que desempeñan las políticas públicas (Castillo et al. 2005, Castillo et al. 2009).

En este contexto, a partir del 2003 se inicia el estudio de la cuenca del Río Cuitzmala, de 1000 km². El trabajo comienza con un diagnóstico a fin de sentar bases útiles para el manejo integrado de la cuenca (Maass et al. 2003). A partir de 2007, el proyecto toma los SE como eje central, y por medio de un equipo de trabajo interdisciplinario busca entender diversos aspectos sobre la provisión de estos servicios a las sociedades humanas (Sarukhán et al. 2007). En la actualidad, el equipo de trabajo del proyecto Cuitzmala incluye investigadores, técnicos y estudiantes provenientes de las ciencias naturales y sociales.

El marco conceptual del proyecto Cuitzmala

La propuesta que presentamos (aún en construcción) está basada sobre los marcos conceptuales de GLP y del MEA. Sin embargo, enfatizamos algunos aspectos que consideramos centrales para nuestra región de estudio y nuestra perspectiva. A diferencia del GLP, nuestro marco conceptual parte de una concepción no dicotómica de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas; nuestro elemento central es el socioecosistema. Para analizar este socioecosistema proponemos tres subsistemas: subsistema biofísico (en el cual se ubican los procesos naturales que permiten la provisión de los SE), un subsistema económico productivo (el cual se rige por el sistema económico dominante, y que, a su vez, determina las políticas públicas), y un subsistema socio-político-cultural (que refleja la estructura de poder, la organización social, la dinámica cultural y en general las características propias de los pobladores locales) (Figura 1). Pretendemos entender las interrelaciones dialécticas entre cada uno de los subsistemas, así como la dinámica de estas en el tiempo y en el espacio.

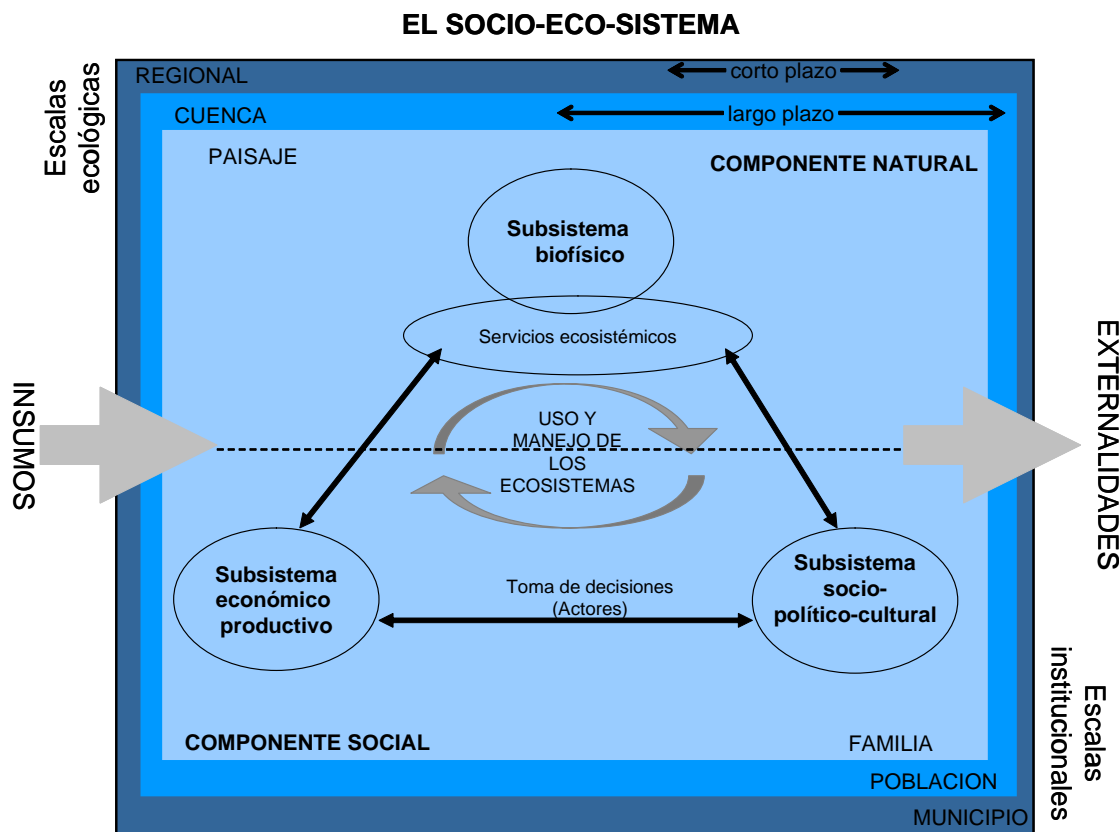


Figura 1. Marco conceptual del proyecto Cuitzmala.

El subsistema biofísico comprende a todo el conjunto de ecosistemas, incluso los agroecosistemas. Este módulo enfatiza los factores ecológicos que determinan las interacciones sociedad-naturaleza y la provisión de SE. Los componentes del ecosistema incluyen elementos bióticos (la biodiversidad), elementos abióticos (condiciones climáticas, geomorfológicas, edáficas) y las interacciones entre ellos (los procesos ecosistémicos). Todos estos factores son centrales para la provisión de SE tales como agua (cantidad, calidad, temporalidad), carbono, leña o forraje, por mencionar algunos, y que han sido incorporados a modelos espaciales para identificar zonas críticas de provisión de distintos servicios.

El subsistema económico-productivo incluye las actividades de transformación de los ecosistemas para el desarrollo de prácticas agrícolas y ganaderas, así como actividades de extracción de recursos ya sea maderables o no maderables. Este módulo enfatiza la generación de SE de provisión, aquellos centrados en satisfacer las necesidades de consumo locales y de mercados regionales, nacionales y globales. El análisis de la información económica de las comunidades locales, los municipios dentro de los cuales se ubica, y la de las políticas estatales y federales, y la historia socioambiental regional, nos permitió entender los principales cambios temporales en la provisión de SE, y nos sirve de base para explorar las consecuencias de tales cambios sobre los servicios de regulación (e.g., el mantenimiento de la fertilidad del suelo).

El subsistema socio-político-cultural comprende procesos sociales tales como la dinámica poblacional y sus efectos en el manejo de SE, la historia social, política y cultural de los grupos sociales habitantes del territorio bajo estudio, las instituciones sociales en torno al uso de recursos,

así como el contexto cultural de los grupos que habitan la región. A su vez, estos procesos responden a una dinámica política nacional y global donde la toma de decisiones externa afecta las interrelaciones entre los subsistemas. Nos hemos enfocado en algunas de las instituciones sociales (i.e., aquellas en torno al uso de ciertos SE como el agua), en las percepciones sobre los SE (tanto en la actualidad como en el pasado) de los distintos actores sociales, en la vulnerabilidad diferencial de los distintos grupos a cambios en provisión de SE, y en las relaciones de poder entre los actores en torno a su relación con los distintos SE. El concepto de territorio nos ha parecido fundamental para entender la relación que existe entre los pobladores, sus tierras y asentamientos, y la toma de decisiones.

La elaboración de este marco conceptual es un primer producto interdisciplinario. En torno a este marco conceptual hemos podido identificar los vínculos explícitos entre la capacidad de provisión de SE, la demanda de servicios de provisión, los factores asociados y sus consecuencias, y las características ecológicas, sociales, culturales económicas y políticas de la región y de sus actores.

DISCUSIÓN GENERAL Y PERSPECTIVAS

El presente capítulo plasma un proceso de reflexión colectiva del proyecto Cuitzmala, que nos está permitiendo construir un marco interdisciplinario propio para el análisis de los SE.

¿Qué avanzamos con el análisis de las características ecológicas y sociales particulares de AL? Este análisis nos permitió poner en contexto los retos específicos de nuestra zona de estudio identificando aquellos que son comunes a toda AL.

¿Es útil el abordaje a través de los servicios ecosistémicos? En el capítulo mostramos las ventajas y limitaciones de este enfoque. En particular, este concepto le ha permitido a nuestro grupo de trabajo entender la complejidad de las interacciones entre sociedades y ecosistemas, además de identificar los vínculos explícitos entre el ambiente biofísico, las principales actividades productivas, el mantenimiento de los procesos ecosistémicos y los aspectos socioculturales y políticos de los habitantes de la región.

¿Cómo ha sido el desarrollo histórico de marcos conceptuales interdisciplinarios para el estudio de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas? La breve revisión que hacemos aquí muestra un intenso desarrollo conceptual que se remonta al menos a la década de 1950. Esta revisión nos permite entender de dónde provienen las ideas que hoy en día dominan el estudio de sistemas sociales y ecológicos acoplados, y entender la evolución de las ideas en torno a este tema como algo muy dinámico.

¿Qué aporta la presentación de un marco conceptual particular a una región específica? En esta presentación queremos mostrar y explicar los procesos que motivaron las reflexiones propias del grupo. Se presentan retos importantes al compatibilizar las necesidades de los estudios disciplinarios para profundizar en el entendimiento de algunos procesos ecológicos o sociales con el entendimiento integral del sistema complejo. Nuestro marco se encuentra en construcción, pero resaltamos los acercamientos que consideramos más pertinentes para nuestro contexto ecológico y social particular.

¿Cuáles son las perspectivas futuras? El concepto de servicios ecosistémicos ha mostrado sus enormes bondades y está siendo adoptado de forma creciente tanto en ámbitos académicos como en espacios de gestión nacionales e internacionales. Es posible que su uso se mantenga o aumente en el futuro, y esto dependerá de que sus bondades superen a sus limitaciones. Lo que consideramos inminente es el desarrollo de múltiples investigaciones en el tema desde distintos marcos conceptuales, para distintas regiones con características ecológicas y sociales distintas, para distintas escalas espaciales y temporales, y para contestar una gran variedad de preguntas. En este camino, el desarrollo de marcos interdisciplinarios y la discusión de los ya existentes es un proceso muy enriquecedor que puede ayudar a la generación de entendimientos de gran utilidad tanto para la ciencia como para la solución de la problemática ambiental propia de AL.

En conclusión, el análisis de los servicios ecosistémicos y de los problemas ambientales debe ser abordado desde la perspectiva de la complejidad y a través del trabajo interdisciplinario. Consideramos fundamental continuar las reflexiones sobre este tema para evaluar lo aprendido y replantearse retos para el futuro. La comunicación entre diversos grupos es esencial para construir sinergias y avanzar más eficientemente y responder cruciales para encontrar soluciones la crisis ambiental de nuestra América Latina.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Helena Cotler, Marisa Mazari, Dulce María Espinosa, Francisco Aviña, Martha Alamazán, Amarantha Cabrera, María José Martínez-Harms, Alejandra Monsiváis, Erika Rojas, Marco Antonio Tapia, Jenny Trilleras y Georgina Vences por sus enriquecedoras discusiones y aportes a la construcción colectiva de nuestro marco conceptual. Agradecemos a Tamara Ortiz por su constante apoyo en la planeación de talleres para el intercambio interdisciplinario, a Heberto Ferreira y Alberto Valencia por apoyo técnico de cómputo. Este manuscrito se desarrolló gracias al

financiamiento de los proyectos SEP-CONACYT-200 50955, y PAPIIT UNAM IN304308.

BIBLIOGRAFÍA

Aboites, L. 1999. Problemas del agua en México. Comentarios sobre la bibliografía de la década de 1990. *Agua y Sociedad Rural* 3/4:27-42.

Alcorn, J. y V. Toledo. 1998. Resilient resource management in Mexico's forest ecosystems: the contribution of property rights. Pp. 216-249 en: Berkes, F. y C. Folke (eds.). *Linking social and ecological systems: Management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, Cambridge.

Alimonda, H. (ed.). 2002. *Ecología política, naturaleza, sociedad y utopía*. CLACSO, Buenos Aires.

Altieri, M. 1987. *Agroecology. The Scientific Basis of Alternative Agriculture*. Westview Press. Boulder, CO. EE.UU.

Audesirk, T., G. Audesirk y B.E. Bayers. 2004. *Biología: ciencia y naturaleza*. Pearson Prentice Hall, México.

Balvanera, P. y H. Cotler. 2007. Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica* 84-85:8-15.

Berkes, F., J. Colding y C. Folke. 2003. *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Berkes, F. y C. Folke. 2000. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Berkes, F., C. Folke y M. Gadgil. 1995. Traditional Ecological Knowledge, Biodiversity, Resilience and Sustainability. Pp. 281-299 en: Perrings, C., K.-G. Mäler, C. Folke, C.S. Holling y B.-O. Jansson (eds.). *Biodiversity Conservation: Problems and Policies*. Kluwer Academic Press, Dordrecht. The Netherlands.

Blaikie, P. 1985. *The political economy of soil erosion in developing countries*. Longman Development Studies, Singapur.

Blaikie, P. y H. Brookfield. 1987. *Land degradation and society*. Taylor & Francis, EE.UU.

Boege, E. 2006. Territorios y diversidad biológica. Pp. 454 en: Concheiro, B., L. y B.F. López (eds.). *Biodiversidad y conocimiento tradicional en la sociedad rural*. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria. Cámara de Diputados, LIX Legislatura - Universidad Autónoma Metropolitana, México, D.F. México.

Boege, E., P. Encino y G. Ramírez. 2005. *Protegiendo lo nuestro: manual para la gestión ambiental comunitaria, uso y conservación de la biodiversidad de los campesinos indígenas de América Latina*. PNUMA.

- Bookchin, M. 1964. *Ecology and Revolutionary Thought*. Times Change Press, New York.
- Bookchin, M. 1982. *The Ecology of Freedom: The Emergence and Dissolution of Hierarchy*. Cheshire Books, Palo Alto, CA. EE.UU.
- Boserup, E. y N. Kaldor. 1965. The conditions of agricultural growth: the economics of agrarian change under population pressure. Aldine, Chicago. EE.UU.
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Bulte, E.H., L. Lipper, R. Stringer y D. Zilberman. 2008. Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives. *Environment and Development Economics* 13:245-254.
- Bustamante, R. y A. Durán. 2006. La valorización del agua y los servicios ambientales; una lectura crítica de los modelos conceptuales vigentes. Pp. 63 en: Isch, E. e I. Gentes (eds.). *Agua y servicios ambientales: visiones críticas desde los Andes*. Ediciones Abya - Yala. Water Law and Indigenous Rights. Consorcio CAMAREN, Quito, Ecuador.
- Carpenter, S.R, H.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R.S. DeFries, et al. 2009. Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNAS* 106:1305-1312.
- Castillo, A. 2005. Comunicación para la restauración: perspectivas de los actores e intervenciones con y a través de las personas. Pp. 67-75 en: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés y D. Azuara (eds.). *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología-Semarnat, U.S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, México, D.F. México.
- Castillo, A., C. Godínez, N. Schroeder, C. Galicia, A. Pujadas-Botey y L. Martínez Hernández. 2009. El bosque tropical seco en riesgo: conflictos entre uso agropecuario, desarrollo turístico, y provisión de servicios ecosistémicos en la Costa de Jalisco, México. *Interciencia* 34:844-850.
- Castillo, A., A. Magaña, A. Pujadas, L. Martínez y C. Godínez. 2005. Understanding the Interaction of Rural People with Ecosystems: A Case Study in a Tropical Dry Forest of Mexico. *Ecosystems* 8:630-643.
- Castillo, A. y V.M. Toledo. 2000. Applying ecology in the Third World: the case of Mexico. *BioScience* 50:66-76.
- Coalición-Mundial-por-los-Bosques. 2006. ¿No puede salvarse si no puede venderse? De cómo los mercados de servicios ambientales empobrecen a la gente. www.wrm.org.uy/CMB/material.html (consultado el 05/05/2010).
- Costanza, R., R. Darge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's

ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.

Costanza, R. y S. Farber. 2002. Introduction to the special issue on the dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. *Ecological Economics* 41:367-373.

Chayanov, A.V. 1985. *La organización de la unidad económica campesina*. Nueva Visión, Buenos Aires, Argentina.

Christensen, N.L., A.N. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, et al. 1996. The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6:665-691.

Daily, G. (ed.). 1997. *Introduction: What are ecosystem services*. Island Press, Washington, D.C.

Daily, G., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, et al. 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289:395-396.

Daily, G.C., S. Polasky, J. Goldstein, et al. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:21-28.

Dary, C. (ed.). 2002. *Género y biodiversidad en comunidades indígenas de Centroamérica*. FLACSO, Tegucigalpa.

de Groot, R., M. Wilson y R. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.

Del Álamo, O. 2004. América Latina una región en conflicto. *Futuros* 10(3). www.revistafuturos.info/futuros_10/conf_al_1.htm (consultado el 05/05/2010).

Díaz, S., J. Fargione, F. Stuart Chapin III y D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4:1300-1305.

Dietz, T., E. Ostrom y P. Stern. 2003. The struggle to govern the commons. *Science* 302:1907-1912.

Engel, S., S. Pagiola y S. Wunder. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. *Ecological Economics* 65:663-664.

Enzensberger, H. 1974. *Para una crítica de la ecología política*. Cuadernos Anagrama. Barcelona, España.

Escalante, R., L.M. Galindo y H. Catalán. 2008. Una visión global de las tendencias de la agricultura, los montes y la pesca en América Latina y El Caribe 2008. UNAM-FAO.

FAO. 2004. *Payment schemes for environmental services in watersheds*. Land and Water Discussion Paper. Roma, FAO.

- Fischer-Kowalski, M. 1998. Society's metabolism: The intellectual history of materials flow analysis. Part 1, 1860-1970. *Journal of Industrial Ecology* 2:61-78.
- Fischer-Kowalski, M. y W. Huttler. 1998. The Intellectual History of Materials Flow Analysis. Part 2, 1970-1998. *Journal of Industrial Ecology* 2:107-136.
- Folke, C. 1998. Ecosystem approaches to the management and allocation of critical resources. Pp. 313-345 en: Pace, M.L. y P.M. Groffman (eds.). *Successes, limitations and frontiers in ecosystem science*. Springer-Verlag, New York. Pp. 499.
- Forest-Trends. 2008. Paso a Paso: Un Manual para Diseñar Transacciones de Servicios Ecosistémicos. Forest Trends, El Grupo Katoomba y PNUMA.
- World Water Council. 2009. 5th World Water Forum: Istanbul 2009. Bridging Divides for Water. From March 16th to 22nd, 2009. Istanbul, Turkey.
- Fried, M. 1967. *The evolution of political society: an essay in political anthropology*. Random House, New York. EE.UU.
- Funtowicz, S. y B. de Marchi. 2000. Ciencia posnormal, complejidad reflexiva y sustentabilidad. En E. Leff (ed.). *La complejidad ambiental*. Siglo Veintiuno Editores, Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades UNAM y PNUMA, México, D.F. México.
- Galindo-Leal, C. 2000. Ciencia de la conservación en América Latina. *Interciencia* 25:129-135.
- Gallopin, G. 1986. Ecología y ambiente. Pp. 126-172 en: Leff, E. (ed.). *Los Problemas del Conocimiento y la Perspectiva Ambiental del Desarrollo*. Siglo XXI, México, D.F.
- García, R. 2006. *Sistemas Complejos*. Ed. Gedisa, México, D.F. México.
- Gentes, I. 2006. ¿Pago sin derecho a los territorios y sus bienes? Una aproximación crítica a las políticas de servicios ambientales y valorización de recursos hídricos en las cuencas andinas. Pp. 254 en: Isch, E. e I. Gentes (eds.). *Agua y servicios ambientales. Visiones críticas desde los Andes*. Ediciones Abya - Yala. Water Law and Indigenous Rights. Consorcio CAMAREN, Quito, Ecuador.
- GLP. 2005. *Global Land Project. Science Plan and Implementation Strategy*. IGBP Secretariat, Stockholm. Suecia.
- Gorz, A. 1995. *Capitalismo, socialismo y ecología*. HOAC, Madrid. España.
- Grumbine, R. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8:27-38.
- Guariguata, M. y P. Balvanera. 2009. Tropical forest service flows: towards a better understanding of the biophysical dimension of ecosystem services. *Forest Ecology and Management* 258:1825-1829.

- Haberl, H. 2001. The energetic metabolism of societies Part I: accounting concepts. *Journal of Industrial Ecology* 5:11-33.
- Haberl, H. 2006. The global socioeconomic energetic metabolism as a sustainability problem. *Energy* 31:87-99.
- Hartman, J. y L. Petersen. 2003. El mercadeo de servicios ambientales: lecciones aprendidas en el desarrollo cooperativo alemán. Pp. 51-66 en: Merino, L. y J. Robson (eds.). *El manejo de los recursos de uso común: Pago por servicios Ambientales*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C., The Christensen Fund, Fundación Ford, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México.
- Heal, G. 2000. *Nature and the marketplace: capturing the value of ecosystem services*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Hernández-Xolocotzi, E. 1959. La agricultura la Península de Yucatán. Pp. 3-57 en: Beltran, E. (ed.). *Los Recursos Naturales del Sureste y su Aprovechamiento*. Publ. IMRNR, México, D.F. Vol. 2.
- Holling, C. 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. Wiley, New York. EE.UU.
- Isch, E., e I. Gentes (eds.). 2006. *Agua y servicios ambientales: visiones críticas desde los Andes*. Quito, Ecuador. AbyaYala.
- Kratena, K. 2004. Ecological value added in an integrated ecosystem-economy model, an indicator for sustainability. *Ecological Economics* 48:189-200.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- Lazos Chavero, E. 1994. Diversification des systèmes agraires et les conséquences sur le système alimentaire maya du sud du Yucatan. *Journal d'Agronomie Tropicale et Botanique Appliquée* 36:79-109.
- Lazos Chavero, E. 2008. La fragilidad de la biodiversidad: Semillas y suelos entre una conservación y un desarrollo empobrecido. Pp. 457-487 en: Seefoó, J.L. (ed.). *Desde los colores del maíz: Una agenda para el campo mexicano*. El Colegio de Michoacán, Zamora, Michoacán. México.
- Leff, E. 1986. *Ecología y Capital: Hacia una Perspectiva Ambiental del Desarrollo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. México.
- Lipietz, A. 1999. *Qu'est-ce que c'est l'Ecologie Politique ?* La Découverte, Paris.
- Locatelli, B. y R. Vignola. 2009. Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analyses help? *Forest Ecology and Management* 258:1864-1870.

- Luck, G.W., R. Harrington, P.A. Harrison, P.A. Kremen, C. Berry, et al. 2009. Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services. *BioScience* 59:223-235.
- Maass, J.M., P. Balvanera, A. Castillo, G.C. Daily, H.A. Mooney, et al. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10:17. www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/ (último acceso: 05/05/2010).
- Maass, J.M., A. Castillo, M. Mazari, et al. 2003. Manejo del agua en la Cuenca del Río Cuixmala: bases ecológicas y sociales para un manejo integrado de cuencas. Proyecto Financiado por PAPIIT, UNAM.
- Maass, J.M. y H. Cotler. 2007. Protocolo para el manejo de ecosistemas en cuencas hidrográficas. Pp. 41-58 en: Cotler, H. (ed.). *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, México, D.F. México.
- Martínez Alier, J. 1992. *De la economía ecológica al ecologismo popular*. Icaria Ed., Barcelona, España.
- MEA. 2003. *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Meadows, D.H., D.L. Meadows, J. Randers y W.W. Behrens III. 1972. *The Limits to Growth*. Washington, D.C. Potomac Associates, New American Library. EE.UU.
- Mintz, S.W. 1959. Labor and sugar in Puerto Rico and in Jamaica, 1800-1850. *Comparative Studies in Society and History* 1:273-281.
- Mintz, S.W. 1973. A note on the definition of peasantries. *Journal of Peasant Studies* 1:91-106.
- Montañés, V. 2000. Economía ilegal y narcotráfico en América Latina. *Papeles de cuestiones internacionales* 69:109-115.
- Montes, C. 2007. Del desarrollo sostenible a los servicios de los ecosistemas. *Ecosistemas* 3:1-3.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara Sanginés, J.M. Torres y J. Braña. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65:725-736.
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, et al. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:4-11.

- O'Connor, J. 2002. ¿Es posible el capitalismo sostenible? Pp. 27-52 en: Alimonda, H. (ed.). Ecología política, naturaleza, sociedad y utopía. CLACSO, Buenos Aires.
- O'Neill, R. 2001. Is it time to bury the ecosystem concept? (with full military honors, of course!). Ecology 82:3275-3284.
- Odum, E.P. 1989. Ecology and our endangered life support system. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts. EE.UU.
- Ostrom, E. 2000. El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva. Fondo de Cultura Económica, México. Pp. 395.
- Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. Ecological Economics 65:722-724.
- Pagiola, S., A. Arcenas y G. Platais. 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. World Development 33:237-253.
- Pagiola, S., N. Landell-Mills y J. Bishop. 2003. Mecanismos basados en el mercado para la conservación y el desarrollo. En S. Pagiola, N. Landell-Mills y J. Bishop (eds.). La venta de servicios ambientales forestales. Mecanismos basados en el mercado para la conservación y el desarrollo. Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAT).
- Paré, L., D. Robinson y M.A. González (eds.). 2008. Gestión de cuencas y servicios ambientales perspectivas comunitarias y ciudadanas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología, Itaca, Raíces, Sendas, A.C., WWF.
- Pengue, W. 2005. Agricultura industrial y transnacionalización en América Latina. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe. La transgénesis de un continente, México, D.F. México.
- PNUMA. 2007. América Latina y el Caribe, perspectivas del medio ambiente mundial. Phoenix Design, Randers, Dinamarca.
- Quétier, F., E. Tapella, G. Conti, D. Cáceres y S. Díaz. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. Gaceta Ecológica 84-85:17-26.
- Quijas, S., B. Schmid y P. Balvanera. 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. Basic and Applied Ecology 11: 582-593.
- Rappaport, R. 1991. Ecosystems, populations and people. Pp. 41-71 en: E.F. Morán (ed.). The ecosystem approach in anthropology: from concept to practice. University of Michigan Press, Michigan. EE.UU.
- Redfield, R., A.B. Pérez Castro, M.G. Ochoa Ávila y M. de la P. Soriano Pérez. 2002. Antropología

sin fronteras. Volumen I. Antología. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Antropológicas-Fideicomiso para la Cultura México-EE.UU-Fundación Rockefeller-Fundación Cultural Bancomer-Fondo Nacional para la Cultura y las Artes.

- Rees, W.E. 1992. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leave out. *Environmental and Urbanization* 4:120-130.
- Rodríguez Jr., J.P., T.D. Beard, E.M. Bennett, G.S. Cumming, S. Cork, et al. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11:28.
- Rosa, H. y S. Kandel. 2002. Informe sobre la propuesta de pago por servicios ambientales en México. Prisma.
- Rubio, B. 2001. Explotados y excluidos. Campesinos latinoamericanos en la fase agroexportadora neoliberal. Plaza y Valdes Ed., México, D.F. México.
- Sarukhán, J., P. Balvanera, P. Ávila, et al. 2007. Desarrollo interdisciplinario de modelos conceptuales y herramientas metodológicas para el estudio de los servicios ecosistémicos. Proyecto de Investigación- SEP CONACYT 50955. Universidad Nacional Autónoma de México e Instituto de Ecología.
- Scholes, R.J. 2009. Ecosystem services: Issues of scale and tradeoffs. En: Levin, S.A., S.R. Carpenter, H.C.J. Godfray, A.P. Kinzig, M. Loreau, J.B. Losos, B. Walker y D.S. Wilcove (eds.). *The Princeton guide to Ecology*. Princeton University Pres, Princeton, NJ. EE.UU.
- SEMARNAT. 2003. Introducción a los servicios ambientales. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Hombre naturaleza, México, D.F. México.
- Slootweg, R., F. Vanclay y M. van Schooten. 2001. Function evaluation as a framework for the integration of social and environmental impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal* 19:19-28.
- Stanford, J.A. y G.C. Poole. 1996. A protocol for ecosystem management. *Ecological Applications* 6:741-744.
- Steward, J. 1955. *Theory of culture change: the methodology of multilineal evolution*. Board of trustees. University of Illinois. Urbana, EE.UU.
- Toledo, V. y M. González de Molina. 2007. *El metabolismo social: las relaciones entre la sociedad y la naturaleza. Introducción a las ciencias sociales del medio ambiente*. Valencia. Trotta/ Universidad de Granada. Trutta, España.
- Toledo, V.M. y A. Castillo. 1999. Ecology in Latin America: seven thesis for a pertinent science in a region in crisis. *Interciencia* 24:157.
- Troy, A. y M. Wilson. 2006. Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics* 60:435-449.

- UN. 1998. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. United Nations. unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf (último acceso: 20/11/2010).
- Vayda, A. (ed.). 1969. Environment and cultural behavior: ecological studies in cultural anthropology. The American Museum of Natural History, Garden City, EE.UU.
- Villa, M. y J. Martínez. 2000. Tendencias y patrones de la migración internacional en América Latina y el Caribe.
- Westley, F., S. Carpenter, W. Brock, C. Holling y L. Gunderson. 2002. Why systems of people and nature are not just social and ecological systems. Pp. 103-120 en: Gunderson, L.H. y C. Holling (eds.). Panarchy: understanding transformations in human and natural systems. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Wheeler, T.J. 2007. Analysis, modeling, emergence & integration in complex systems: a modeling and integration framework & system biology. *Complexity* 13:60-75.
- Wittmer, H. 2006. Introducción temática. En L. Merino y J. Robson (eds.). El manejo de los recursos de uso común: Pago por servicios ambientales. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C., The Christensen Fund, Fundación Ford, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.
- Wolf, E. 1978. Los campesinos. 3ra edición, Barcelona, España.
- Wunder, S., S. Wertz-Kanounnikoff y R. Moreno-Sánchez. 2007. Pagos por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad. *Gaceta Ecológica número especial* 84-85:39-52.

Capítulo 3

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES NATIVOS EN CHILE: ESTADO DEL ARTE Y DESAFÍOS

Antonio Lara y Rocío Urrutia

Instituto de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Casilla 567, Valdivia (Chile). Núcleo FORECOS y Fundación FORECOS. Email Lara: antoniolara@uach.cl.

Resumen. Este capítulo presenta el estado del arte en el estudio de los servicios ecosistémicos de los bosques nativos en Chile. La investigación sobre la cuantificación de estos servicios se ha enfocado en la producción de agua y oportunidades de pesca recreativa. Dentro de los hallazgos importantes se encontró que las cuencas cubiertas mayoritariamente por bosque nativo de segundo crecimiento (renovales) producen significativamente más agua que cuencas cubiertas por plantaciones de especies exóticas, en especial en verano. Por otra parte, estudios sobre el manejo de renovales indican que es posible realizar intervenciones para la producción simultánea de madera y agua, un hallazgo relevante en términos de futuras recomendaciones para producir servicios ecosistémicos en bosques manejados. Por último, se encontró que la cubierta de bosque renoval en corredores alrededor de los arroyos favorece la abundancia de truchas y, por ende, las oportunidades de pesca recreativa. Además de los estudios de cuantificación de servicios ecosistémicos, se han producido avances importantes en la valoración económica de estos servicios, en especial los referidos a la producción de agua y al turismo, los cuales se presentan en este trabajo. Por último, se exponen los desafíos pendientes en el estudio de los servicios ecosistémicos y se menciona de manera especial la importancia de la difusión y transferencia de resultados con el fin de contribuir a la adecuada toma de decisiones en los ámbitos de manejo y conservación de los bosques nativos en Chile, lo cual es aplicable a otros países.

INTRODUCCIÓN

Los bosques nativos templados del sur de Sudamérica están caracterizados por su biodiversidad, por su alto grado de endemismos y por la presencia de especies de gran longevidad, tales como el alerce (*Fitzroya cuppresoides*), que puede vivir más de 3600 años (Lara y Villalba 1993, Armesto et al. 1998, Smith-Ramírez 2004). Estos bosques ocupan una superficie de 13.4 millones de ha en Chile, lo cual representa el 20% del territorio nacional y más de la mitad de los bosques templados del Hemisferio Sur (Alaback 1991, Donoso 1993, CONAF et al. 1999). La mayor parte de estos bosques se encuentran en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos (entre los 35° y los 48° S) en Chile y áreas adyacentes de Argentina, región clasificada entre las de mayor prioridad para la conservación a nivel mundial (Olson y Dinerstein 1998) por su alto grado de endemismos y amenazas de conservación.

A lo largo de su historia, los bosques en Chile han sido poco valorados, y se los ha usado principalmente para la producción de madera y de leña (a través de la aplicación de esquemas de manejo no sustentables), o como terrenos para la expansión de la agricultura y otras actividades productivas como, por ejemplo, plantaciones forestales de especies exóticas (en particular *Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp.). Esto ha afectado mucho su conservación, en conjunto con la ocurrencia de incendios forestales causados por el Hombre, lo que ha llevado a una tasa media anual de 13000 ha de bosques quemados entre 1995 y 2005 (Lara et al. 2006).

La política forestal chilena predominante en las últimas décadas (desde 1974) ha subsidiado el establecimiento de plantaciones de especies exóticas a través de incentivos económicos, en desmedro del manejo sustentable y la conservación de los bosques nativos. Esta política, junto con la liberalización de las exportaciones y la privatización de plantaciones y fábricas de celulosa, explican el rápido crecimiento de la industria forestal basada sobre plantaciones. Los resultados de este modelo forestal en relación con el aumento de la producción y las exportaciones, han determinado que a menudo sea considerado como un modelo exitoso y un ejemplo a seguir en otros países del mundo (Lara y Veblen 1993, Sedjo et al. 1999, Lara et al. 2006). Sin embargo, una nueva ley, aprobada en julio de 2008 después de 16 años de discusión, establece por primera vez el pago de incentivos para el manejo y la conservación de los bosques naturales, además de un fondo para la investigación en el tema.

La visión histórica de los bosques nativos como productores de madera y leña ha limitado su valoración como importante productor de servicios ecosistémicos. Estos servicios se refieren a aquellos beneficios que los seres humanos obtienen de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment 2005). Algunos servicios relevantes de los bosques son, por ejemplo, la estabilización de los suelos, la regulación de los cursos de agua en cuanto a cantidad y calidad, el reciclaje de nutrientes y la fijación de carbono, entre otros.

Los servicios ecosistémicos son cruciales para el desarrollo económico y el bienestar social (Costanza et al. 1997), y su producción depende de la estructura y procesos dentro de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment 2003). No obstante, estos servicios han sido por lo general ignorados y no se los ha considerado en la toma de decisiones; esto ha llevado frecuentemente a su degradación, con un impacto negativo para la sociedad. La inadecuada cuantificación y valoración económica de los servicios ha provocado que en la mayor parte de los casos en diferentes países carezcan de un precio de mercado que los haga comparables a otros bienes (Costanza et al. 1997, Nahuelhual et al. 2007, Lucke 2008).

Ciertas investigaciones en curso en Chile han empezado a demostrar la importancia de los bosques nativos en la producción de servicios ecosistémicos, tales como la provisión de agua (en calidad y cantidad), y las oportunidades turísticas y de pesca recreativa (Lara et al. 2003, Nahuelhual et al. 2007, Lara et al. en prensa). Este capítulo muestra el estado del arte en la cuantificación y la valoración de los servicios ecosistémicos de los bosques nativos en Chile, y los principales desafíos asociados. Existe una imperante necesidad a nivel nacional e internacional de incorporar esta información en la toma de decisiones para la conservación y el manejo de los bosques naturales. Para comenzar y darle un contexto a la investigación realizada en Chile, se presenta una breve descripción del grupo científico que lidera este tipo de estudios en el país.

NÚCLEO CIENTÍFICO FORECOS

FORECOS (Forest Ecosystem Services, cuyo nombre en Español es Servicios Ecosistémicos del Bosque Nativo a Sistemas Acuáticos bajo Fluctuaciones Climáticas) es un grupo de investigación de la Universidad Austral de Chile que nació en el año 2002 con el apoyo y el financiamiento de la Iniciativa Científica Milenio, del Ministerio de Planificación y Cooperación de Chile.

Desde que fue creado, su labor de investigación se ha enfocado en determinar el rol del bosque nativo como regulador de la calidad y la cantidad de agua en distintas escalas espaciales y temporales en la ecorregión de los bosques valdivianos. Entre sus objetivos también se encuentra la búsqueda de los sistemas silviculturales más idóneos que permitan maximizar la producción de este recurso. Otro eje importante de la investigación desarrollada por el Núcleo es el desarrollo de un modelo económico que genere herramientas conceptuales y formales para la valoración económica de los servicios ecosistémicos asociados al bosque nativo, y el desarrollo de estrategias que traduzcan esos valores en políticas claras y coherentes.

La complejidad científica de la línea de investigación requiere de un enfoque transdisciplinario, por lo que FORECOS ha estado siempre conformado por un grupo de investigadores de distintos Institutos y Facultades dentro de la Universidad, integrando diferentes disciplinas.

Por último, es importante destacar que la educación, la difusión y la transferencia de la información generada por el Núcleo a comunidades que utilizan el bosque y sus servicios, así como a los tomadores de decisiones ha sido un eje fundamental en el desarrollo de este proyecto a lo largo de sus años.

EVALUACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES NATIVOS

La investigación realizada desde el año 2002 por el Núcleo cuantificó la producción de agua y las oportunidades de pesca recreativa como dos servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques nativos en el sur de Chile (39°50' - 42°30' S) (Lara et al. en prensa). Esta área de estudio se caracteriza por un clima templado húmedo oceánico con influencia mediterránea. La precipitación anual fluctúa entre 1700 y 4500 mm. Las preguntas abordadas fueron las siguientes. ¿Cómo

varían los caudales en función de la cobertura de bosque nativo y de plantaciones de especies exóticas? ¿Cómo afecta el manejo de los bosques nativos a la producción de agua? ¿Cómo se relaciona la abundancia de peces salmonídeos con la cubierta de bosque nativo en las cuencas? (Lara et al. en prensa).

La relación bosque nativo con producción de agua se evaluó en seis cuencas de la Cordillera de la Costa de Valdivia (con superficie que variaron entre 140 y 1462 ha). Estas cuencas presentan un amplio rango de variación en el porcentaje de superficie cubierta por bosques nativos, plantaciones de especies exóticas, matorrales y praderas en cada una de ellas. Para poder compararlas, se han seleccionado cuencas con similar topografía, geología, elevación, clima y tipos de suelo. El caudal fue medido a diario durante cuatro años (abril de 2003 a marzo de 2007) a través de reglas de medición del nivel de agua instaladas en los caudales y observaciones diarias por personal habilitado. La superficie de bosque nativo y otros usos fue determinada a través de la clasificación de fotos aéreas escala 1:8000 y 1:10000, tomadas en 2004, y de ortofotos digitales (Lara et al. en prensa).

La relación entre bosque nativo y producción de agua arrojó una correlación positiva y significativa entre el porcentaje de la cuenca cubierta por renovales de bosque nativo (bosque de segundo crecimiento) y el coeficiente de escorrentía anual ($R^2=0.67$, $P<0.05$), calculado dividiendo el volumen del caudal por la precipitación [para mayores detalles sobre la metodología, ver Lara et al. en prensa]. Este valor de correlación fue máximo en el verano (enero a marzo, $R^2=0.76$, $P<0.05$, Figura 1). En el caso de la relación plantaciones-escorrentía, las correlaciones fueron negativas y, en especial, significativas para el caso del verano ($R^2=0.84$, $P<0.05$). Las ecuaciones lineales obtenidas mediante la relación bosque nativo-escorrentía permitieron desarrollar indicadores de producción de agua como servicio ecosistémico del bosque. Es así como un incremento de 10% en la cubierta de bosque nativo produciría un aumento de 14.1% en el caudal de verano. La relación inversa de la misma magnitud también podría ocurrir (una reducción del caudal ante una disminución de la cobertura de bosque nativo en dichas cuencas). Por otra parte, un incremento de 10% en la superficie cubierta por plantaciones produciría una disminución de los caudales de esa misma estación en 20.4%. Estos resultados son consistentes con la alta demanda evapotranspirativa de las plantaciones de *Eucalyptus* spp. y *Pinus* spp. (Calder et al. 1997, Scott y Lesch 1997, Farley et al. 2005, Jackson et al. 2005, Huber et al. 2008). Es importante mencionar que las superficies de bosque nativo y plantaciones no son complementarias dentro de las cuencas; es decir, existen otros usos (e.g., matorrales, praderas y suelos agrícolas) que varían entre 8% y 20.3% de la superficie para las seis cuencas consideradas.

Otro estudio realizado por Little et al. (en prensa) evaluó la variación temporal de los residuales obtenidos de la relación caudal-precipitación para dos cuencas de gran escala en el centro sur de Chile (PPN, 25000 ha; CQA, 71000 ha). Las imágenes satelitales de alta resolución muestran que en estas cuencas ha tenido lugar una disminución de la superficie de bosque nativo de 52.3% a 14.2% en PPN, y de 36.1% a 8.1% en CQA, para el período 1975-2000. Por el contrario, el porcentaje de plantaciones de exóticas, en particular *Pinus radiata*, aumentó de 8.7% a 35.7% en PPN, y de 4.7% a 20% en CQA, para el mismo período. En el análisis temporal se encontró una tendencia negativa en los residuales de la correlación entre precipitación y caudal de verano ($P=0.035$ y $P=0.008$ para PPN y CQA, respectivamente). Este patrón se interpreta como evidencia de un cambio en el régimen hidrológico debido a los cambios en el uso de suelo en las cuencas. Un análisis de regresión múltiple entre los caudales anuales y estacionales demostró que, además

de la precipitación, el porcentaje cubierto por plantaciones también es un predictor significativo del caudal de verano, con una correlación parcial negativa de -0.46 y -0.43 para PPN y CQA, respectivamente (Little et al. en prensa). Este es el primer estudio que documenta el efecto negativo de las plantaciones forestales sobre la producción de agua en cuencas de gran tamaño.

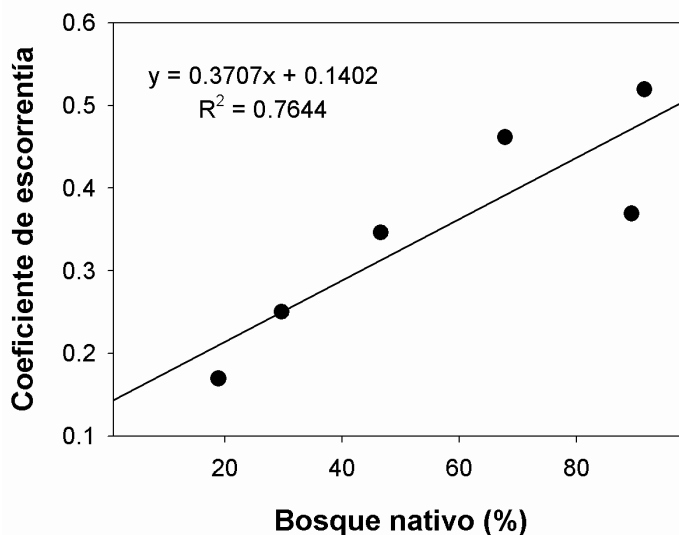


Figura 1. Relación entre el coeficiente de escorrentía de verano (calculado como caudal/precipitación) y el porcentaje de bosque nativo en la cuenca, para las seis cuencas estudiadas en la Cordillera de la Costa de Valdivia. El coeficiente de escorrentía incluye precipitación de verano y de primavera.

La evaluación del efecto del manejo del bosque nativo sobre la producción de agua en dos cuencas cubiertas por renovales de *Nothofagus obliqua* - *N. alpina* de 50 años de edad (una manejada mediante un raleo y otra control sin intervención) arrojó que la cuenca sometida a raleo (12.6 ha, 35% del área basal total removida) produjo un caudal anual superior en 24% comparado con la cuenca sin intervención (7.4 ha) durante cuatro años de observación (2003-2007). La mayor diferencia relativa entre ambas cuencas ocurrió en verano, y fue de 40% (Figura 2), lo cual indica que el manejo adecuado de los bosques para producción de madera también puede contribuir a la producción de agua, en especial en la estación de menores precipitaciones, cuando el agua es más escasa y genera, en muchos casos, problemas de abastecimiento para diferentes usos. La mayor producción de agua en un bosque manejado se debería a la menor interceptación por las copas de los árboles y a la menor evapotranspiración en esta cuenca comparada con la cuenca control (Lara et al. en prensa). Es necesario destacar que de acuerdo a observaciones en los fluviómetros instalados en el área, esta mayor producción de agua no se ha traducido en una mayor tasa de sedimentación, lo que se puede explicar en parte pues existe una faja de protección de 15 m a cada lado del curso de agua y por la suficiente cobertura de copas remanente después del raleo.

Por último, al relacionar la abundancia de peces (nativos y no nativos) con la cobertura de uso de suelo en corredores ("buffers") de distinto tamaño alrededor de los cauces, fue posible encontrar una correlación positiva y significativa entre la abundancia relativa de truchas (especie exótica) y la cubierta de bosque nativo de segundo crecimiento. La correlación fue máxima en un corredor

de 60 m de ancho x 1000 m de largo ($R^2=0.65$, $P<0.05$). Al usar la ecuación lineal encontrada y los valores medios de los resultados, se desarrolló un indicador para las oportunidades de pesca recreacional como servicio ecosistémico, y se estimó un 14.6% de aumento en la abundancia de truchas por cada 10% de aumento en la cobertura de bosque nativo renoval en el corredor mencionado (Lara et al. en prensa). La relación inversa de la misma magnitud también podría ocurrir (una reducción de la abundancia de truchas ante una disminución de la cobertura de bosque nativo en dichas áreas). La relación positiva entre la abundancia de truchas y el porcentaje de bosque nativo en corredores puede explicarse por las interacciones complejas entre factores bióticos y abióticos en los cauces asociados a la vegetación ribereña que favorecerían la mayor abundancia de truchas (e.g., mayor abundancia de invertebrados (que servirían de alimento para estos peces, temperaturas más bajas, mayor concentración de oxígeno y baja turbidez, entre otros) (Soto et al. 2006). Por otra parte, la abundancia relativa (%) de peces nativos tuvo una correlación negativa con la cubierta de bosque nativo renoval dentro de los corredores, lo que es consistente con lo presentado por Soto et al. (2006) para cuencas completas. Este patrón puede ser explicado por una mayor abundancia de truchas (que compiten con los peces nativos y los desplazan, lo cual ha sido documentado en Nueva Zelanda) (McIntosh et al. 1992, Glova 2008) y por una segregación interactiva, reportada en Chile por Penaluna et al. (2009).

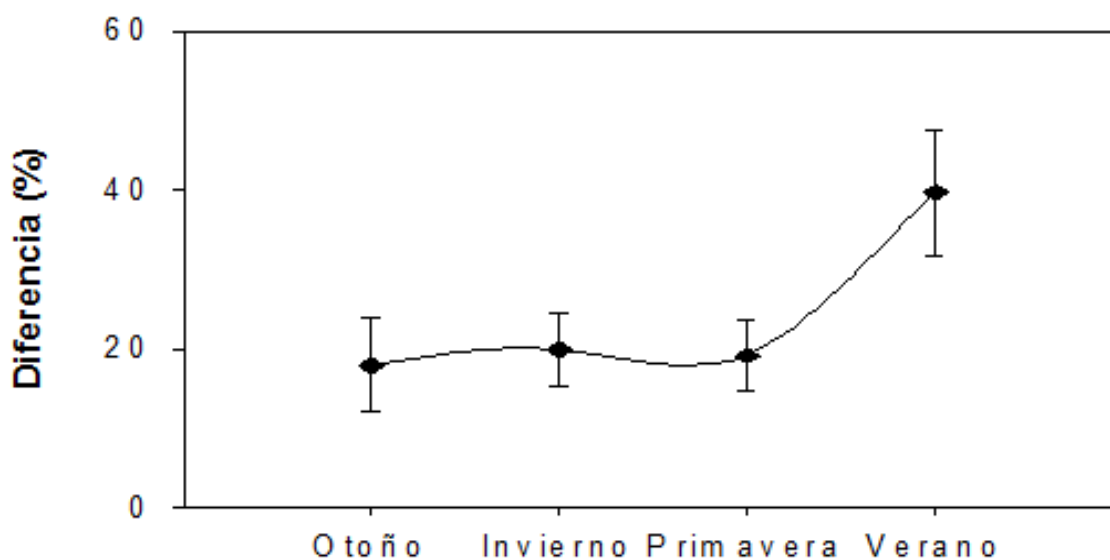


Figura 2. Diferencia en escorrentía (en porcentaje) entre una cuenca raleada y una cuenca no intervenida a través de las estaciones del año.

Los mencionados hallazgos asociados a los servicios ecosistémicos del bosque nativo ponen de manifiesto tanto la importancia de estos servicios como la necesidad de contar con una política dirigida a la conservación y el manejo sustentable de los bosques.

VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES NATIVOS

La valoración económica de los servicios ecosistémicos es un área de investigación relativamente nueva en Chile, que busca proveer de información para la toma de decisiones adecuadas en el ámbito del manejo y la conservación de los bosques nativos. El trabajo en FORECOS se ha centrado en la valoración de diversos servicios ecosistémicos, no sólo en los que fueron anteriormente presentados, sino también en otros tales como las oportunidades de turismo y el mantenimiento de la fertilidad del suelo en bosques de la ecorregión valdiviana (Nahuelhual et al. 2007, Núñez et al. 2006). A continuación se hace una breve referencia a cada uno de estos estudios.

Núñez et al. (2006) estimaron el valor económico de la producción de agua por parte de los bosques nativos en la cuenca de Llancahue, que provee de agua potable a la ciudad de Valdivia (39°38' S - 73°5' O). El valor de este servicio, estimado por medio del método de función de producción, fue de 162 U\$S.ha⁻¹.año⁻¹ para la temporada de verano, cuando este servicio es más escaso, y de 61.2 U\$S.ha⁻¹.año⁻¹ para el resto del año.

Por otra parte, Nahuelhual et al. (2007) estimaron, por medio del método de costo de viaje, el valor económico de las oportunidades de recreación como un servicio ecosistémico de los bosques dentro de los Parques Nacionales Puyehue y Vicente Pérez Rosales. Este estudio estimó un valor de 1.6-6.3 U\$S.ha⁻¹.año⁻¹ cuando se consideró toda el área de los parques nacionales, y un valor de 35-178 U\$S.ha⁻¹.año⁻¹ cuando sólo se incluyó el área de uso intensivo.

Por último Nahuelhual et al. (2007) estimaron el valor del mantenimiento de la fertilidad del suelo en bosques de *Nothofagus* de la Cordillera de Nahuelbuta a través del método de costo de reemplazo. Este método generó el valor de tal beneficio a través de la estimación del costo de reemplazo de los nutrientes que se pierden cuando los bosques son sustituidos por uso agrícola. De acuerdo a Oyarzún (1997), los bosques nativos sin intervención pueden perder hasta 0.25 t.ha⁻¹.año⁻¹ de suelo. Este valor puede aumentar hasta 16 t.ha⁻¹.año⁻¹ cuando los bosques son cosechados y transformados a suelos agrícolas, y, a su vez, se pueden perder diversos minerales en escorrentía y sedimentos (Mancilla 1995). En este caso, el valor económico del mantenimiento de la fertilidad del suelo fue calculado en 263 U\$S.ha⁻¹.año⁻¹.

La estimación del valor económico de los servicios ecosistémicos contribuiría con información a los análisis costo-beneficio en relación a la implementación de regulaciones, programas o iniciativas que incluyan temáticas tales como manejo, preservación, restauración y conservación de los recursos naturales. Es así como la evaluación y la valoración económica de los servicios ecosistémicos proveen la base para el establecimiento de un sistema de Pago por Servicios Ecosistémicos (PSE) desde el gobierno o entre proveedores privados y usuarios de dichos servicios.

DESAFÍOS PENDIENTES

Un desafío importante dentro de la temática de los servicios ecosistémicos en Chile es continuar con la cuantificación del servicio de producción de agua en distintos tipos de bosques. Un ejemplo importante lo constituye la determinación de cuánta agua producen los bosques de zonas

subhúmedas (800-1500 mm/año de precipitación) y semiáridas (300-800 mm/año, 32° a 39°30' S), ambas bajo un clima mediterráneo con 5 a 8 meses secos. Estos bosques concentran más del 79% de la población y, en consecuencia, una elevada demanda de agua. La cuantificación del servicio de producción de agua tendría el fin de promover la conservación o restauración de bosques dentro del escenario actual de degradación (mediante el madereo a tasas y con métodos no sustentables) y destrucción (incendios, conversión a plantaciones forestales y fruticultura).

La mayor producción de agua por los bosques nativos contribuiría a aminorar los efectos adversos provocados por el cambio climático, en especial en cuanto a las proyecciones que indican una disminución en las precipitaciones en la zona centro-sur de Chile, sobre todo en los meses de verano hasta 40% en el escenario más adverso (Fuenzalida et al. 2007). Por otra parte, la mayor producción de agua por los bosques resulta importante debido al crecimiento actual y al proyectado en la demanda de agua en el sur del país para el consumo humano, el riego, el turismo, la salmonicultura, y la generación hidroeléctrica (Lara et al. 2008). Pese a estas ventajas de los bosques nativos, es importante tener en cuenta que las plantaciones de pinos y eucaliptos tienen otras ventajas, asociadas a la producción de madera, que están dadas por su rápido crecimiento y por la gran demanda de productos en Chile y en otros países (Sedjo 2001, Cubbage et al. 2007). En este contexto, las decisiones de uso del suelo en nivel de cuencas estarán determinadas a partir de los valores que se asignen a la provisión de agua y otros servicios ecosistémicos por los bosques nativos, o a la producción de madera por las plantaciones de especies exóticas. De lo anterior se deriva el desafío de desarrollar la investigación necesaria para encontrar diferentes combinaciones entre la proporción de bosques nativos y plantaciones en las cuencas, en busca de lograr balances adecuados entre producción de madera y de agua para diferentes situaciones de demanda, localización, condición climática, etc. Además, se deberá estudiar la composición, la densidad, la localización y otras características del bosque nativo y plantaciones que hacen más compatible la producción combinada. En esta investigación son relevantes las herramientas de simulación y optimización considerando diferentes escenarios.

Los estudios de cuantificación de servicios ecosistémicos realizados en Chile muestran hallazgos importantes en cuanto a los servicios que proveen los bosques de segundo crecimiento, por lo que otro desafío importante es realizar estudios similares para los bosques adultos. Por otra parte, la cuantificación de otros servicios ecosistémicos de los bosques (e.g., la protección de los suelos, la captura de carbono y la generación de biodiversidad) es también un desafío relevante tomando en cuenta el escenario de cambio climático actual, en el que resulta urgente contar con información para adoptar medidas de mitigación y adaptación a los cambios.

Por último, la necesidad de cuantificar los servicios que proporcionan los ecosistemas trasciende la esfera de los bosques nativos y también debe extenderse a otro tipo de ecosistemas (e.g., dulceacuícolas o de borde costero), resultando prioritario establecer estudios transdisciplinarios que permitan evaluar y determinar cuánto producen los recursos naturales en su conjunto en un área determinada.

CONCLUSIONES

El creciente conocimiento y cuantificación de los servicios ecosistémicos, además de la estimación de su valor económico, proveen una base importante para cambiar las preferencias de la sociedad en cuanto a su conservación y manejo. Sin embargo, esto requiere que además del trabajo científico se realice la correspondiente difusión y transferencia de este conocimiento, de modo que sea considerado para la correcta toma de decisiones. Esto debería suceder tanto en el ámbito de los propietarios de bosques, empresarios, comunidades, sociedad en general, como en el de los legisladores y autoridades vinculadas a la implementación de políticas públicas.

Dentro de este contexto, la actual ley de bosque nativo aprobada en 2008, si bien no incorpora un sistema de Pago por Servicios Ecosistémicos proveerá incentivos a los propietarios de bosques para actividades como raleos, recuperación de bosques degradados y conservación. Esto debería de impactar de manera favorable el manejo adecuado, en la conservación de los bosques nativos, en su valoración y, por ende, en los servicios ecosistémicos que los bosques proporcionan.

La cuantificación de los servicios ecosistémicos resulta fundamental en la provisión de modelos para el manejo de los recursos y para el desarrollo de políticas públicas. Sin embargo, tales estudios son en extremo escasos en la literatura científica. Algunas investigaciones realizadas en Chile han cuantificado y estimado las tasas de cambio de los servicios ecosistémicos en función de la cobertura de bosque nativo para cuencas y condiciones ambientales específicas en el sur del país. Métodos similares proveerían información valiosa para otras regiones en Chile y otros países, y promoverían oportunidades nuevas para la conservación y el manejo sustentable de los bosques.

AGRADECIMIENTOS

Reconocimientos especiales a: Núcleo Científico FORECOS (P04-065-F), a los proyectos Fondecyt 1020183 y 1050298, al proyecto REFORLAN INCO-CT 2006-032132 de la Unión Europea y al Proyecto CRN II N° 2047 del Instituto Interamericano para el Estudio del Cambio Global (IAI).

BIBLIOGRAFÍA

- Alaback, P. 1991. Comparative ecology of temperate rainforests of the Americas along analogous climatic gradients. *Revista Chilena de Historia Natural* 64:399-412.
- Armesto, J., R. Rozzi, C. Smith-Ramírez y M.K. Arroyo. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282:1271-1272.
- Calder, I.R., P.T. Rosier, K.T. Prasanna y S. Parameswarappa. 1997. *Eucalyptus* water use greater than rainfall input a possible explanation from southern India Hydrological & Earth System. *Science* 1:249-256.
- CONAF, CONAMA, BIRF (Corporación Nacional Forestal, Comisión Nacional del Medio Ambiente y Banco Interamericano de Reconstrucción y Fomento). 1999. Proyecto catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe regional Décima Región.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Cubbage, F., P. Mac Donagh, J. Sawinski, R. Rubilar, P. Donoso, et al. 2007. Timber investment return for selected plantations and native forest in South America and the southern United States. *New Forests* 33:237-255.
- Donoso, C. 1993. *Ecología de los bosques templados de Chile y Argentina*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Fuenzalida, H., P. Aceituno, M. Falvey, R. Garreaud, M. Rojas, et al. 2007. Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI. Informe Técnico preparado para la Comisión Nacional del Medio Ambiente CONAMA. Santiago, Chile.
- Farley, K., E. Jobbágy y R. Jackson. 2005. Effect of Afforestation on Water Yield: a global Synthesis with Implications for Policy Global Change. *Biology* 11:1565-1576.
- Glova, G.J. 2008. A test for interaction between brown trout (*Salmo trutta*) and inanga (*Galaxias maculatus*) in an artificial stream. *Ecology of Freshwater Fish* 12:247-253.
- Huber, A., A. Iroumé y J. Bathurst. 2008. Effect of *Pinus radiata* plantation on water balance in Chile. *Hydrological Processes* 22:142-148.
- Jackson, R.B., E.G. Jobbágy, R. Avissar, S.B. Roy, D.J. Barrett, et al. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 210:1944-1947.
- Lara, A. y T. Veblen. 1993. Forest plantations in Chile: a successful model? Pp. 118-139 en: Mather, A. (ed.). *Afforestation: Policies Planning and Progress*. Belhaven Press, Londres. UK.

- Lara, A. y R. Villalba. 1993. A 3620-year temperature record from *Fitzroya cupressoides* tree-rings in Southern South America. *Science* 260:1104-1106.
- Lara, A., D. Soto, J. Armesto, P. Donoso, C. Wernli, et al. 2003. Componentes científicos clave para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos Chilenos. Universidad Austral de Chile. Valdivia.
- Lara, A., R. Reyes y R. Urrutia. 2006. Bosques Nativos. Pp. 107-139 en: Instituto de Asuntos Públicos, Universidad de Chile (eds.). Informe País: Estado del Medio Ambiente en Chile. Santiago, Chile.
- Lara, A., C. Little, R. Urrutia, J. McPhee, C. Álvarez-Garreton, et al. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258(4):415-424.
- Lara, A., R. Villalba y R. Urrutia. 2008. A 400-year tree-ring record of the Puelo River summer-fall streamflow in the Valdivian rainforest eco-region, Chile. *Climatic Change* 86:331-356.
- Little, C., A. Lara, J. McPhee y R. Urrutia. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374(1):162-170.
- Lucke, S. 2008. Approaches to ecosystem service assessment in forest ecosystems en: Grant, F., J. Young, P. Harrison, M. Sykes, M. Skourtos, M. Rounsevell, T. Kluvánková-Oravská, J. Settele, M. Musche, C. Anton y A. Watt (eds.). *Ecosystem Services and Drivers of Biodiversity Change*. Report of the RUBICODE electronic conference.
- Mancilla, G. 1995. Erosión bajo cubiertas vegetales en la cordillera de Nahuelbuta, Chile, Tesis, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago.
- McIntosh, A., C. Townsend y T. Crowl. 1992. Competition for space between introduced brown trout (*Salmo trutta* L.) and native galaxiid (*Galaxias vulgaris* Stokell) in a New Zealand stream. *Journal of Fish Biology* 41:63-81.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Washington, D.C. World Resources Institute. EE.UU.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Synthesis Report. www.maweb.org/es/index.aspx (último acceso: 12-11-2010).
- Nahuelhual, L., P. Donoso, A. Lara, D. Núñez, C. Oyarzún, et al. 2007. Valuing ecosystem services of Chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability* 9:481-499.
- Núñez, D., L. Nahuelhual y C. Oyarzún. 2006. Forests and water: the value of forests in providing water for human consumption. *Ecological Economics* 58:606-616.

- Olson, D. y E. Dinerstein. 1998. The Global 200: A Representaion Approach to Conserving the Earth's Most Biologically Valuable Ecoregions. *Conservation Biology* 12:502-515.
- Oyarzún, C. 1997. Estudio a mesoescala de la erosión del suelo en una cuenca hidrográfica de montaña, Chile central. *Meridiano* 5:23-28.
- Penaluna, B., I. Arismendi y D. Soto. 2009. Evidence of interactive segregation between introduced trout and native fishes in Northern Patagonian Rivers, Chile. *Transaction of American Fisheries Society* 138:839-845.
- Scott, D. y W. Lesch. 1997. Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments. South Africa. *Journal of Hydrology* 199:360-377.
- Sedjo, R.A., A. Goetzl y S. Moffat. 1999. Sustainability of Temperate Forests. *Resources for the Future*. Washington, D.C. EE.UU. Pp. 102.
- Sedjo, R.A. 2001. The role of forest plantations in the world's future timber supply. *The Forestry Chronicle* 77(2):221-225.
- Smith-Ramírez, C. 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity and Conservation* 13:373-393.
- Soto, D., I. Arismendi, J. González, J. Sanzana, F. Jara, et al. 2006. Southern Chile, trout and salmon country: invasion patterns and threats for native species. *Revista Chilena de Historia Natural* 79:97-117.

Capítulo 4

VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES: TEORÍA, MÉTODOS Y APLICACIONES

Julio A. Penna¹, Jorge D. de Prada² y Estela Cristeche¹

¹Instituto de Economía y Sociología (IES). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Email Penna: penna@correo.inta.gov.ar. Email Cristeche: ecristeche@correo.inta.gov.ar. ²Departamento de Economía Agraria. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC). Email de Prada: jdeprada@ayv.unrc.edu.ar.

Resumen. El objetivo del trabajo es mostrar como la valoración económica de los servicios ambientales (VESA) puede contribuir en los procesos de toma de decisiones públicos y privados y contemplar su posible utilización en el diseño de políticas, normas legales, proyectos, o nuevos mecanismos institucionales, como el pago por servicios ambientales. El marco teórico muestra las imperfecciones de mercado que dan origen a dos subdisciplinas de la Economía, Economía de Recursos Naturales y Ambiental, y el desarrollo de los métodos de VESA. También se presenta un esquema conceptual que ilustra el proceso de toma de decisiones y cómo la VESA ayuda a incluir a los servicios ecosistémicos en la toma de decisiones. A través de la metodología de análisis beneficios-costos se muestra la diferencia entre el enfoque económico y social que incluye la VESA, y el enfoque privado, que la ignora. La presentación y la discusión de los métodos de VESA con tres aplicaciones de los valores económicos de una externalidad de la erosión de suelo sobre la infraestructura de caminos ilustran cómo la VESA puede servir de base para el diseño de las políticas públicas que ayudan a mitigar problemas ambientales.

INTRODUCCIÓN

La valoración económica de los servicios ambientales (VESA) constituye un conjunto de herramientas que tienen como sustento la teoría económica. Su aplicación brinda información útil para la toma de decisiones privadas o sociales en aspectos que involucren a los servicios que ofrecen los ecosistemas que no han sido considerados en su verdadera dimensión por el mercado en la producción y el consumo de bienes y servicios, o por el Estado en el establecimiento de políticas que regulen el accionar de los individuos, el mercado y del propio Estado.

Los ecosistemas en los que interviene el Hombre pueden considerarse como proveedores de cuatro flujos de bienes y servicios hacia la economía (Freeman III 1993). El primer flujo son bienes (i.e., productos que son utilizados como insumos materiales o productos terminados) como alimentos, madera, resinas, leña, animales, pieles, petróleo y minerales. La "Economía de los Recursos Naturales" ha puesto un énfasis especial en este flujo de bienes. El segundo flujo de servicios que proveen los ecosistemas a la economía es el hábitat para soportar la vida y la biodiversidad, en forma de aire para respirar, almacenamiento y provisión de agua, espacio físico y un régimen de condiciones climáticas específicas. El tercer flujo de servicios se refiere al conjunto de amenidades que brinda el ecosistema, tales como la oportunidad para realizar actividades recreativas, la observación de la vida silvestre y el paisaje, entre otras. Por último, el cuarto flujo de servicios considerado por Freeman III (1993) corresponde a aquellos asociados con la dispersión, la transformación y el almacenamiento de los residuos de la actividad económica. La Economía Ambiental ha puesto un énfasis particular en estos últimos. Clasificaciones más reciente de los servicios ambientales ponen más énfasis y precisión en los últimos tres flujos (de Groot et al. 2002, MA 2005).

En cuanto a las políticas públicas que atienden aspectos referidos a los recursos naturales y el medio ambiente, la consideración de la dimensión económica es justificada por dos vías argumentales: la equidad intergeneracional y la equidad intrageneracional (Sadoulet y de Janvry 1995). La primera se refiere a los problemas que puede causar la generación actual sobre el ecosistema en cuanto a la degradación, la destrucción y el agotamiento de los recursos naturales en los procesos producción-distribución-consumo de bienes y servicios, y también en cuanto a la deposición final de residuos, al imposibilitar la disposición de los mismos recursos en calidad y en cantidad a las generaciones venideras. En este sentido, la Economía de los Recursos Naturales desde su origen, atribuido al trabajo de Hotelling (1931), ha estado vinculada a este tipo de problemas (ver Devarajan y Fisher 1981, Solow 2009). Esta subdisciplina ha desarrollado herramientas analíticas para comprender mejor los posibles efectos de las decisiones de producción y de consumo actual sobre las posibilidades de producción y de consumo de las generaciones venideras, y ofrece alternativas para diseñar políticas que permitan reducir eventuales inequidades entre generaciones.

Por otro lado, pueden plantearse problemas de inequidad que afecten a la generación presente. Este es el caso de situaciones en las que ciertos actores toman decisiones de producción o de consumo que causan perjuicios o beneficios a terceros; estos perjuicios o beneficios no se ven reflejados de manera apropiada en el sistema de precios de mercado. Este fenómeno es conocido como una falla de mercado denominada, en términos genéricos, externalidad. Las externalidades pueden ser negativas (e.g., la contaminación del agua, del aire, de la biosfera o del suelo) o positivas (e.g., la revalorización de los atributos escénicos, la descontaminación del agua, del aire y del suelo, el control de la emisión de gases de efecto invernadero, el control de la erosión de

suelo, etc.). La consecuencia inmediata de esta falla de mercado es que los actores económicos, guiados por los precios de mercado, producirán una cantidad de externalidades negativas superior (o, en el caso de externalidad positiva, inferior) a lo socialmente deseable. La Economía Ambiental ha desarrollado teoría, métodos y formas de incorporar a la política los estímulos apropiados para reducir estas inequidades intrageneracionales; su origen también se remonta a principios del siglo pasado con el trabajo de Pigou (1920) (Cropper y Oates 1992, Venkatachalam 2007).

En sus orígenes, tanto la Economía de los Recursos Naturales como la Economía Ambiental fueron diferenciadas; sin embargo, constituyen áreas cuyos límites no son tan claros y precisos y, en muchos casos, utilizan la VESA como una herramienta o técnica, y establecen las bases teóricas o límites de la misma (Randall 1985, Freeman III 1993, Tietenberg 2000).

Un campo de desarrollo más reciente es la Economía Ecológica, que comparte el objeto de estudio con las subdisciplinas anteriores. Sin embargo, se diferencia de ellas por constituirse en un espacio de discusión más amplio en el que diferentes disciplinas (i.e., la Ecología, la Economía, la Biología y otras ciencias) buscan establecer un diálogo más comprensivo de los problemas ambientales al ponerlos en el centro de los conflictos entre el crecimiento económico y los límites físicos y biológicos de los ecosistemas (Venkatachalam 2007). Aunque resultan diferentes en su origen y amplitud, las subdisciplinas de la Economía previamente mencionadas y la Economía Ecológica buscan establecer políticas que permitan un desarrollo más sostenible, en el que la dimensión ecológico-ambiental y la social y económica deben ser sopesadas por la sociedad a través de sus mecanismos de decisión. Para mayores detalles y las diferencia de paradigmas de estos enfoques ver Penna y Cristeche 2008).

Los métodos de VESA fueron desarrollados en el marco de la Economía Ambiental y de la Economía de los Recursos Naturales, y les han servido de apoyo. Lambert (2003) define a la valoración como la "asignación de un valor cuantitativo y monetario a los bienes y servicios suministrados por los recursos o sistemas ambientales, ya sea que se cuente o no con precios de mercado que nos puedan prestar asistencia." Estos métodos de VESA permiten encontrar un indicador monetario del bienestar que percibe la sociedad por los bienes y servicios que proveen los ecosistemas, y hace comparables a esos bienes y servicios con los demás bienes y servicios (Azqueta Oyarzun 1994)¹. Por lo tanto, los métodos VESA permiten la consideración de esos bienes y servicios en el proceso de toma de decisiones público y privado.

Los métodos de VESA han servido a varias aplicaciones. Es probable que su uso más conocido (y cuestionado) haya sido en el sistema judicial. El litigio a la empresa Exxon por el derrame del tanque de Valdez (37 millones de litros de petróleo en las costas de Alaska) es el caso más conocido de aplicación de los métodos de valoración (Duffield 1997). Esta fue una de las disputas más importantes que se dieron en las cortes de Estados Unidos; sus daños punitivos fueron establecidos por el jurado en 5000 millones de U\$S. La industria pesquera fue compensada con 267 U\$S y los pobladores nativos de Alaska llegaron a un arreglo prejudicial por 20 U\$S. En este caso, se utilizó la valoración contingente, un método de valoración que asigna un valor monetario a bienes y servicios que no tienen mercado y reconoce el valor de existencia o valor pasivo del recurso. Este

¹ Este último autor aclara que valor monetario no tiene el mismo significado que valor de mercado. De hecho, el foco de la valoración económica de servicios ambientales está puesto en asignarle un valor monetario a bienes y servicios que no disponen de mercado o donde el precio no representa el valor social del bien.

método ha abierto una controversia importante y existe una posición clara por parte de grupos de interés en tratar de limitar su utilización realizando cabildeo para restringirlo en términos legales (Jones 1997). También existen ciertos cuestionamientos académicos a los métodos de valoración. Por otro lado, la teoría económica ha avanzado y precisado recomendaciones para la utilización del mismo (para mayores detalles ver el apartado Métodos de VESA).

Otro campo de aplicación muy importante de los métodos de VESA es la inclusión de los flujos de los servicios del ecosistema en el análisis económico desde una perspectiva social (Kneese 1971, Arrow et al. 1996, Engel et al. 2008). Este trabajo hace hincapié en este campo de aplicación.

El objetivo de este documento es mostrar como la VESA puede contribuir en los procesos de toma de decisiones públicos y privados, y contemplar su posible utilización en el diseño de políticas, normas legales, proyectos o nuevos mecanismos institucionales (e.g., el pago por servicios ambientales).

No obstante, la inclusión de la dimensión económica no puede ser realizada sin contemplar de manera complementaria a las dimensiones ecológico-ambiental y social, tal como sugiere la literatura de desarrollo sustentable a los fines de mejorar el proceso de toma y ejecución de las decisiones que ayuden a construir relaciones más virtuosas entre la sociedad y el medio ambiente.

El resto del trabajo se organiza en cinco secciones. En la sección "Aspectos teóricos: fallas de mercado y la valoración económica" se incluye el marco teórico haciendo referencia a las fallas de mercado que dan origen o marcan la necesidad de introducir métodos adicionales de VESA, y la manera en que éstos pueden contribuir al proceso de toma de decisiones públicas. Luego, en la sección "Análisis costo beneficio económico (social)", se presenta el marco conceptual de la metodología análisis beneficios-costos en términos formales, se analizan las diferencias entre el enfoque privado (que solamente considera los valores económicos provistos por el mercado) y el enfoque de evaluación económica social que trata de corregir fallas de mercado y se señala la utilidad de la VESA en este contexto. A continuación, en la sección "Métodos de valoración económica de los servicios ecosistémicos" se desarrollan los métodos de VESA más comúnmente utilizados reparando en algunas de sus limitaciones. En la sección "Aplicación de datos de valoración económica" se ilustra la utilización de los resultados de la valoración de una externalidad causada por la erosión de suelo en la infraestructura de caminos en el sur de la Provincia de Córdoba para diseñar diversas políticas correctivas. En última instancia, se realiza una síntesis de los contenidos expuestos a lo largo del trabajo y se presentan algunas conclusiones.

ASPECTOS TEÓRICOS: FALLAS DE MERCADO Y LA VALORACIÓN ECONÓMICA

En mercados competitivos y completos, el precio de mercado es una buena aproximación del valor económico otorgado por la sociedad a un bien o servicio de acuerdo a la teoría económica. En cierta forma, representa la escasez del bien en la Economía, y su valor social. Sin embargo, existen fallas o insuficiencias de los mercados (i.e., asimetría de información, costos de transacción, prácticas monopólicas u oligopólicas, externalidades o bienes públicos) que no permiten que el sistema de precios represente de forma adecuada el valor económico de un bien o servicio desde el punto de

vista social. En este sentido, en el caso de los servicios ambientales intervienen principalmente dos fallas de mercado: las externalidades y los bienes públicos (Baumol y Oates 1988).

Externalidad económica

Una externalidad económica constituye una situación en la que un actor o varios perciben los efectos favorables (externalidad positiva) o perjudiciales (externalidad negativa) del accionar de una o varias empresas (o individuos) sin que medie una transacción comercial. De tratarse de una externalidad negativa, aquel que la causa no paga el costo causado a terceros; en el caso de tratarse de una empresa, el precio del bien que produce se encuentra sobreestimado por el mercado, lo que implica que se produzca un volumen de este bien (y por añadidura de la externalidad) superior al socialmente óptimo. En cambio, si la externalidad causada en el proceso de producción es positiva, el precio de mercado subestima el valor económico del bien y, en consecuencia, el mercado produce un volumen inferior al socialmente deseado. En este sentido, la identificación de la externalidad, su medición y su valorización son los ejes centrales de la VESA (Niskanen 1998, Aronsson 1999, Izko y Burneo 2003, Bowers 2005).

Bienes públicos

Otra falla importante de mercado asociada a los ecosistemas y los servicios que éstos proveen es el caso conocido en la literatura económica como bien público, considerado un caso especial de externalidad (FAO 2002, IIED 2003, Izko y Burneo 2003). En general, los ecosistemas cumplen un rol importante en la provisión de bienes públicos y privados. Por ejemplo, la producción de madera es un bien privado. La madera que se usa para construir una casa o un mueble no estará disponible para otro usuario. Por lo tanto, el consumidor que adquiere la madera excluye a otros de los beneficios de la casa o del mueble. El precio de mercado en condiciones de competencia es considerado un buen estimador para valorar el bien privado. En contraste, existen otros bienes, los públicos, de cuyo consumo no puede limitarse o excluir a otros consumidores. Un bien público es definido como aquel que no excluye y no tiene rivalidad en el consumo. Un bien público es denominado "puro" cuando presenta ambas características, tal es el caso de la captura de carbono y su almacenamiento en la masa forestal, lo cual reduce la cantidad de dióxido de carbono (uno de los gases de efecto invernadero) en la atmósfera ya que no se puede excluir a nadie de este beneficio y no existe rivalidad en su consumo. Estas características de los bienes públicos hacen que sus beneficiarios/consumidores no tengan incentivos a revelar su verdadera disposición a pagar por los mismos, situación conocida en la literatura como problema del polizón ("free rider"). Esto implica que el valor que el mercado les asigna resulta inferior a su valor social. Por tal motivo, la oferta de bienes públicos que realiza el mercado es menor a la socialmente deseable si no se contemplan otros mecanismos para reconocer su valor de una manera más apropiada.

Así mismo, también puede considerarse la existencia de un mal público (i.e., la acción opuesta a la producción de un bien público). De hecho, la quema de un campo, más allá de su beneficio o costo a nivel privado, produce la liberación de gases de efecto invernadero, que constituyen un mal público (no es posible la exclusión y no hay rivalidad en su consumo). Entre estos extremos, bienes públicos y privados, existen en los ecosistemas situaciones intermedias, que pueden ser consideradas como "bienes quasi-públicos" (existe rivalidad en el consumo pero no son susceptibles de exclusión) y "bienes reservados o club" (no tienen rivalidad en el consumo pero pueden excluirse) (ver Slangen 1994, FAO 2002). En síntesis, una buena parte del marco

teórico utilizado por la Economía Ambiental deriva de las fallas de mercado conocidas como externalidades y bienes públicos o quasi-públicos y busca por medio de política ambiental generar incentivos que permitan corregir tales imperfecciones.

La valoración económica ante la presencia de estas imperfecciones de mercado contribuye a la estimación del valor "real" para la sociedad de estos servicios ambientales que no se ve representado en forma apropiada por el sistema de precios de mercado. En otras palabras, la VESA trata de develar el verdadero valor que la sociedad le otorga a estos servicios y de ayudar a incluir esta dimensión en la toma de decisiones para así evitar un uso ineficiente de los mismos y la pérdida innecesaria de ciertos ecosistemas (Kroeger y Casey 2007).

Importancia para la toma de decisiones

En el esquema presentado en la Figura 1 se representa el proceso de toma de decisiones y el rol que juega la VESA en ese proceso. Puede observarse que el proceso de toma de decisiones es caracterizado por la válvula que transforma datos e información provenientes de distintas fuentes en políticas tales como regulaciones, asignaciones presupuestarias, subsidios, cargas impositivas, inversiones públicas, mecanismos de compensación, entre otras. La parte superior de la Figura 1 muestra como la investigación y los resultados obtenidos por la ciencia son provistos al proceso de toma de decisiones. Aunque no sistematizado, el conocimiento científico constituye un bien público disponible para los tomadores de decisiones.



Figura 1. Esquema de toma de decisiones públicas (elaborado a partir del esquema de Lambert (2003)).

En el lado superior izquierdo del esquema se representan los actores de la sociedad que tienen capacidad de cabildeo y trataran de sesgar las decisiones de política para favorecer sus intereses particulares. El término Hood Robin es utilizado para significar que hay grupos que buscan quitarle un poco a muchos para luego distribuirlo entre pocos, como versión contraria a la leyenda de Robin Hodd (Bustelo 1994). En este sentido, la literatura económica ha dedicado varios trabajos para describir este fenómeno en los temas ambientales (ver Damania y Fredriksson 2000, Damania et al. 2005).

Por otro lado, en la parte derecha del esquema se muestra cómo la valoración económica desarrollada de manera objetiva e imparcial (en forma independiente de los grupos de interés) debe contribuir mediante el análisis beneficio-costos (ABC) a reconocer el valor real de los bienes y servicios que se ven afectados por la toma de decisiones. En forma similar al ABC se considera la evaluación del impacto ambiental que estudia cómo distintas líneas de acción afectan las diferentes dimensiones del medio ambiente. Cabe notar que el rol del ABC o de la evaluación de impacto ambiental consiste en sistematizar los datos, el conocimiento científico, las posibles incertidumbres y hacerlo accesible en un tiempo razonable a los tomadores de decisiones que de otro modo no dispondrán de la información organizada de manera útil.

Por tal razón, el ABC ha sido requerido por varias legislaciones (e.g., la legislación de EEUU, Canadá y la mayoría de los países occidentales de acuerdo Boardman et al. 1996), como así también por varios países de América Latina para hacer evaluaciones "ex ante" de políticas de inversión (Contreras 2004). Al igual que el ABC, la evaluación de impacto ambiental también ha sido incluida en la legislación de varios países (e.g., EEUU, varios países occidentales, Chile y Argentina) como requisito de estudios que deben realizarse previamente al proceso de toma de decisiones cuando pueden repercutir de manera directa o indirecta sobre el medio ambiente y la provisión de servicios ambientales (Gómez Orea 1999, Espinoza 2002).

Es importante hacer notar que la función principal de la VESA es colaborar con los tomadores de decisiones políticas mediante la inclusión de la dimensión económica en sus análisis, pero sin reemplazar el rol de éstos en lo que refiere a sopesar la información económica, la ambiental, la social y, por supuesto, la vinculada al propio proceso político para disponer sobre la política en cuestión. La valoración de estos servicios ecosistémicos y la corrección de las fallas del mercado constituyen uno de los núcleos de la Economía Ambiental, y al mismo tiempo, resultan la principal contribución que realiza dicha área de estudio al proceso de toma de decisiones mediante el ABC.

No obstante, antes de adentrarnos en el ABC cabe hacer mención a otro enfoque alternativo, el análisis costo-eficiencia, al que se apela en casos que involucran un nivel de incertidumbre elevado acerca de los beneficios que pueden proveer ciertos servicios ambientales, tanto en el presente como en el futuro y, por lo tanto, existen problemas significativos para asignar valores monetarios apropiados. En tales circunstancias es deseable optar por una estrategia que minimice las pérdidas asociadas al daño ambiental, a menos que el costo social de la misma sea demasiado alto. En consecuencia, el enfoque costo-eficiencia consiste en encontrar la manera más eficiente de alcanzar un objetivo ambiental particular. Es importante destacar que este enfoque indica cuál es la alternativa más eficiente, pero no evalúa si los beneficios esperados justifican los costos en los que debe incurrirse. La respuesta a este interrogante descansa en elementos de juicio informados y en el sentido común de quien realiza el estudio (Dixon y Pagiola 1998). La gran ventaja del análisis costo-eficiencia es que no requiere de la medición de los beneficios. De manera implícita se estaría suponiendo que los beneficios que se derivan de la consecución de esa alternativa son muy elevados. No obstante, frente a contextos con presupuestos públicos restringidos puede resultar difícil optar por políticas que atiendan distintas problemáticas dado que mediante este enfoque no se tiene noción del beneficio social asociado a éstas (Azqueta 2002). En síntesis, la VESA no juega un rol importante en el análisis costo-eficiencia, a diferencia de lo que sucede con el ABC. A continuación se analiza el enfoque ABC y el papel que la VESA juega en el mismo.

ANÁLISIS COSTO BENEFICIO ECONÓMICO (SOCIAL)

El análisis costos-beneficios o beneficios-costos (ABC) es uno de los procedimientos más utilizados

para incluir la dimensión económica en las decisiones de política referidas a la inversión, a la asignación de recursos y al impacto ambiental (Abelson 1979, Freeman III 1993, Abelson 1996, Arrow et al. 1996, Boardman et al. 1996, Davies 1997, EPA 2000, Gil et al. 2005). De forma intuitiva, este es un método que permite sopesar las ventajas (beneficios) y las desventajas (costos) de una decisión que afecta al flujo de bienes y servicios de la economía y juzgar el resultado desde el punto de vista de la sociedad en su conjunto. En este sentido, cabe hacer la distinción entre el enfoque privado y el enfoque social del ABC.

Evaluación económica: social y privada

El concepto de evaluar significa emitir un juicio de valor sobre la conveniencia o no de determinada acción en el proceso de toma de decisiones. En el marco del ABC, existen dos enfoques, uno privado y otro social, que pueden resultar en juicios contradictorios sobre una determinada acción o política. De allí la importancia de aclarar los elementos que componen cada enfoque, que en teoría deberían ser complementarios.

La diferencia principal entre la evaluación privada y la social consiste en que la última considera al conjunto de individuos de la sociedad y la primera sólo contempla a un único grupo social. Haciendo referencia a la Figura 1, la visión privada estaría representada por los grupos de interés, mientras que la evaluación económica o social se corresponde con la parte derecha de la Figura 1, en la que se contemplan los beneficios “reales” de la intervención para el conjunto.

La evaluación económica privada sólo considera el valor de los bienes y servicios que percibe o que paga el actor o grupo interesado que, en general, tienen precio de mercado, mientras que la evaluación económica o social considera los precios de mercado y los precios sombra. Los precios sombra son utilizados para subsanar las fallas de mercado o para corregir precios de mercados distorsionados. En este sentido, el costo de la mano de obra, las externalidades, los impuestos, los subsidios y el precio de la divisa reciben un tratamiento diferencial por parte de ambos enfoques. En la Tabla 1 se comparan ambos enfoques de la evaluación económica de proyectos o políticas.

Según el enfoque privado, los impuestos son un costo y los subsidios un ingreso. En contraste, desde el punto de vista social los impuestos y los subsidios constituyen transferencias entre distintos actores de la sociedad. Un impuesto cobrado a un determinado sector es entendido como un ingreso al Presupuesto Público, que luego será transferido a la sociedad, mientras que un subsidio es un gasto público que debe ser financiado por la sociedad.

Tabla 1. Comparación de los componentes de la valoración de los enfoques privado y social.

Conceptos	Evaluación privada	Evaluación económica o social
Perspectiva	Agente económico involucrado	Sociedad en su conjunto
Impuestos	Costos	Transferencia (ingresos para la sociedad)
Subsidios	Beneficios	Transferencia (costos para la sociedad)
Tasa de descuento	Privada (depende del actor económico)	Social
Valoración de trabajo	Costo de salarios	Depende del nivel de empleo, corrige el precio de mercado
Precio de la divisa	Mercado	Mercado o corregido
Tipo de análisis	Privado o complementarios a análisis económico	Inversiones públicas, políticas públicas
Externalidades	Ignorada o cero	Precio sombra
Indicadores de bienestar	VAN privado, relaciones beneficio-costos privado	VAN social, ABC, análisis costo eficiencia
Distribución y efectos distributivos	No se considera	Diferentes tratamientos

Desde el punto de vista privado, a las externalidades no se les asigna ningún valor, lo que es equivalente a un precio igual a cero por la naturaleza de este efecto económico. En cambio, para la sociedad en su conjunto, la VESA ofrece una alternativa para asignar un valor monetario a las externalidades. De hecho, cualquier proyecto que involucre alguna externalidad tendrá actores que se perjudiquen o beneficien por la misma, y por lo tanto, será necesario estimar un precio sombra que represente su valor social (EPA 2000, Contreras 2004).

Ambos enfoques tienen como punto en común la utilización de indicadores similares para evaluar económicamente una acción, una política o una inversión, siendo los más difundidos y empleados el valor actual neto (VAN) o valor presente neto², la relación costo-beneficio³, y la tasa interna de retorno⁴ (ver Boardman et al. 1996, Contreras 2004).

Sin embargo, los valores que se le imputan a cada uno de los conceptos que permiten construir estos indicadores son diferentes; más aun, difieren de manera sustancial ante la presencia de externalidades o de bienes públicos. En este sentido, existen situaciones en las que la perspectiva de un grupo social sobre una acción dada es viable, pero cuando se sopesa el valor de aquellos que se perjudican con dicha acción por la presencia de una externalidad negativa asociada a la misma, es posible que no resulte viable para sociedad en su conjunto o viceversa. La provisión de bienes públicos es un ejemplo de tal situación: desde el punto de vista privado puede resultar inviable, pero cuando se sopesa el beneficio que aportan a la sociedad en su conjunto conviene promoverla. Por consiguiente, desde el punto de vista social (económico) pueden justificarse

2 *Constituye la suma del flujo descontado de beneficios netos de costos a lo largo de toda la vida del proyecto.*

3 *Es el cociente entre el valor presente de los beneficios y el valor presente de los costos.*

políticas ambientales que generen estímulos apropiados en la economía, desalentando actividades que para la sociedad resultan desfavorables y promoviendo aquellas que benefician al conjunto.

Si nos preguntamos, por ejemplo, ¿cuánto vale hoy un bosque en la Provincia del Chaco? Su valoración monetaria “privada” (precio de la hectárea) puede ser consultada con las inmobiliarias de la zona. Estas cotizaciones deberían reflejar, en teoría, la contribución económica que brinda cada hectárea al inversor privado por la explotación forestal, agropecuaria o una combinación de ambas actividades.

No obstante, este valor privado no refleja el valor social de ese bien debido a las fallas de mercado asociadas a los servicios ecosistémicos que hemos citado. Por ejemplo, este precio no considera el valor del servicio o función del ecosistema de protección de suelo que ofrece el bosque. Este valor puede ser mayor o menor dependiendo de la naturaleza del sitio, la localización del bosque en la cuenca, como así también, de los individuos que se benefician del mismo aguas abajo en la cuenca. A su vez, tampoco contempla el valor de servicios del bosque como la regulación del aire, la captura de carbono y la reducción de gases de efecto invernadero. En consecuencia, la valoración privada difiere de la económica o social, y tal diferencia es más amplia cuando los servicios ecosistémicos que produce el bosque son mayores.

Por último, otro aspecto importante de la evaluación social es la inclusión de los efectos distributivos de la riqueza generada. En este sentido, el enfoque distributivo tiene que ver con la posible regresividad de los efectos de la política o del proyecto y la necesidad de incluir tales aspectos en el análisis, aunque se reconocen las dificultades y, por lo tanto, suele recomendarse su inclusión como un análisis independiente (Mirrlees 1978, Contreras 2004).

Ilustración de la aplicación del ABC a partir del criterio VAN

Partiendo del marco conceptual del ABC, el valor económico de un ecosistema podría ser estimado a partir del valor actual neto (VAN) de los flujos de todos los bienes y servicios que el mismo le brinda a la economía agregando el valor del stock al final del periodo de análisis. A esos efectos, es preciso identificar los flujos de beneficios derivados de los servicios del ecosistema descontando los gastos de inversión o funcionamiento necesarios para mantenerlos (costos). En consecuencia, el concepto de flujo aquí es equivalente al de beneficio neto. A los fines de ilustrar mejor el concepto de VAN se utilizan dos ecuaciones, VAN^c y VAN^s , para representar el ABC con y sin cambios en la política de intervención⁵, respectivamente.

La estimación de la situación de referencia para evaluar intervenciones que afectan al ecosistema constituye un esfuerzo importante de la VESA, y si ésta es ignorada puede generar confusión a los tomadores de decisiones. Por ejemplo, proyectos de desmontes o plantaciones forestales presentan con claridad el beneficio privado de la intervención; no obstante, se deben realizar esfuerzos para identificar los beneficios y los costos que obtiene la sociedad sin intervención, sobre todo considerando que la especialización del ecosistema puede modificar el valor los otros servicios ecosistémicos (e.g., regulación hidrológica, captura de carbono, protección de la cuenca). A su vez, el ordenamiento hídrico y la conservación del suelo constituyen respuestas a problemas

⁵ En este contexto, se consideran políticas de intervención a la modificación directa o indirecta de las variables sobre las cuales el Hombre tiene control, tal es el caso de: el cambio de uso de la tierra, la adopción de un nuevo cultivo o prácticas de conservación de suelo y agua, el manejo y la gestión del bosque y el ordenamiento del territorio, entre otras.

dinámicos; por tanto, identificar los beneficios y los costos de mantener el proceso de degradación es tan importante en la modelación como conocer el impacto económico de la conservación si se modifica la política de intervención. Así mismo, en las decisiones que involucran recursos públicos y naturales con varias funciones relevantes para la economía (i.e., la agricultura, la ganadería y la forestación) deben quedar claros y explícitos todos los supuestos y elementos que se utilizan para realizar ambas estimaciones.

Estimación de la línea de base (VAN). La primera valoración del flujo de servicios del ecosistema (Ecuación 1) se refiere a lo que en la literatura de Evaluación de Proyectos (Gittinger 1982) se denomina línea de base o la situación de no acción en la literatura de evaluación de impacto ambiental (Marriott 1997). La línea de base es la prognosis futura de los servicios del ecosistema con el nivel de intervención política actual o histórico, la cual es representada de la siguiente manera:

$$VAN^s = \sum_{t=0}^T \frac{f_t^s}{(1+r)^t} + \frac{R_T^s}{(1+r)^T}, \quad \text{Ecuación 1}$$

donde f_t representa el flujo de beneficio neto de todos los servicios del ecosistema; el subíndice "t" representa al tiempo desde el momento cero al momento final del período de análisis identificado con T; el superíndice "s" representa la línea de base o sin modificaciones en el nivel de intervención; "r" es la tasa social de descuento y R_T es el valor del ecosistema o de los recursos en el momento final del período de análisis.

Los dos componentes de la Ecuación 1 permiten representar el posible conflicto entre el uso actual y el futuro del ecosistema. El primer componente de la ecuación captura el valor de los flujos de bienes y servicios del ecosistema y el segundo componente el valor del recurso o ecosistema al final del periodo de análisis o el valor del "stock". En este sentido, cabe observar que una intervención que privilegie el flujo de servicios de corto plazo degradando la productividad del ecosistema, reducirá el valor del R_T al final del período de análisis y viceversa.

El concepto de la tasa social de descuento, "r", que representa la actualización de los valores percibidos en el futuro en términos de valores de consumos presentes o actuales (EPA 2000) es un tema muy discutido en la literatura económica. El concepto de equidad intergeneracional y el impacto de alteraciones del ecosistema que tienen efecto en el largo plazo dan cuenta de la relevancia del tema. El ejemplo que se presenta a continuación puede resultar ilustrador: en la forestación de una especie con un ciclo biológico de 25 años, el valor actual de un peso generado por la venta de productos forestales es de aproximadamente 30 centavos o de 3 centavos según la tasa de descuento utilizada sea respectivamente de 5% ó de 15%. Por este motivo, algunos autores sostienen que la tasa social de descuento debe ser diferente según tipos de servicios económicos (o ecosistémicos) y extensión de los períodos de análisis (Hepburn y Koundouri 2007, Sáez y Requena 2007). Por su parte, otros autores (Arrow et al. 1996) consideran que la misma debe ser igual para distintos períodos pero relativamente más baja para evaluar servicios ambientales que para tratar otros bienes económicos; por último, otros autores consideran que la tasa debe ser igual para toda la economía (Boardman et al. 1996, EPA 2000). Empero, desde el punto de vista metodológico el ABC es una forma de representar los valores del ecosistema en

términos monetarios y el expresar la sensibilidad de los resultados utilizando diferentes tasas de descuento social puede mostrar el rango de variación entre opciones relativamente comparables (Arrow et al. 1996), denotando si la elección de la tasa social de descuento genera conflictos importantes en términos de la evaluación de una política de intervención.

ESTIMACIÓN ECONÓMICA DE LA INTERVENCIÓN (VAN^c)

Los beneficios de una política que incrementa el flujo de un servicio ambiental pueden ser valorados a través de su VAN^c, pero deben considerarse los posibles efectos que esta intervención causa en los otros flujos de bienes y servicios (Freman III 1993) y en el valor final del stock del recurso. En otras palabras, la medida de intervención bajo análisis posiblemente modificará varios flujos, y todos estos cambios deben considerarse para estimar su valor económico. Esto último puede ser representado por la ecuación siguiente:

$$VAN^c = \sum_{t=0}^T \frac{f_t^c}{(1+r)^t} + \frac{R_T^c}{(1+r)^T}, \quad \text{Ecuación 2}$$

donde el superíndice "c" hace explícita una política diferente a la actualmente implementada. De hecho, debemos considerar tantos VAN^c como escenarios o alternativas de intervención existan.

La diferencia entre el VAN con la nueva política o intervención (con proyecto) y sin dicha intervención (línea de base), representada en la Ecuación 3:

$$VAN = VAN^c - VAN^s, \quad \text{Ecuación 3}$$

permite disponer de un indicador de la conveniencia en términos económicos de medidas de intervención tales como cambios en: la política agrícola, la infraestructura pública, la infraestructura hidrológica o ambiental, usos de la tierra y otras intervenciones que afecten el flujo de servicios del ecosistema a la economía (Freeman III 1993, Boardman et al. 1996, Rasul y Thapa 2006).

Si la diferencia entre el VAN^c y el VAN^s es superior a cero, la intervención genera mayores beneficios que los recursos asignados por la sociedad y viceversa.

Sin embargo, tal como pudo apreciarse al comparar la evaluación privada y social de proyectos, la suma de lo que perciben los agentes individualmente en la economía de mercado es diferente al flujo real de bienes y servicios valorados que percibe la sociedad en su conjunto debido a la valoración de los servicios ambientales. En consecuencia, en estas circunstancias es necesario establecer un sistema institucional y político para compatibilizar el óptimo o la condición deseada por la sociedad con aquella que perciben los individuos responsables del manejo del ecosistema (Cubbage et al. 2007).

Por consiguiente, la VESA al permitir contabilizar los efectos en el bienestar social de diferentes flujos de servicios ambientales que presentan características de bienes públicos o externalidades viene a cubrir parte de estas dificultades. En este sentido, a continuación se presentan los métodos de VESA más comúnmente utilizados.

MÉTODOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los métodos de VESA consisten fundamentalmente en la estimación de la disposición a pagar (DAP) o a aceptar (DAA) por los mismos. De esta manera, se busca obtener la misma información que proporciona el mercado con respecto a los bienes privados: un indicador de la intensidad de las preferencias de los individuos con respecto a dichos servicios ambientales (ver Cristeche y Penna 2008).

En algunos casos, estos métodos tratan de valorar las preferencias de los individuos a través de las relaciones que existen entre los servicios ambientales a valorar y otros bienes privados en el marco de una determinada función de producción, ya sea de bienes o servicios, o de utilidad (Azqueta 2002). Estas relaciones entre los servicios ambientales y los bienes y servicios privados pueden ser de sustitución o complementariedad. Otra alternativa consiste en el desarrollo de métodos que intentan valorar las preferencias de los individuos al plantear la existencia de mercados hipotéticos. Los primeros se denominan métodos de preferencias reveladas y los últimos métodos de preferencias declaradas, o métodos indirectos y directos, respectivamente (Freeman III 1993, Azqueta Oyarzun 1994).

Los métodos indirectos suelen clasificarse como: i) costos evitados o inducidos, ii) costo de viaje y iii) precios hedónicos. El método directo más conocido es el de valoración contingente, al que se le agregan un conjunto de variantes en la literatura empírica (Freeman III 1993).

Un rasgo característico de estos métodos es que la valoración económica de este tipo de bienes descansa en las preferencias reveladas o declaradas de la generación presente más allá de que los beneficios de la conservación de los mismos también alcancen a las generaciones futuras.

En este sentido, una dificultad sustancial con la que se topa la Economía Ambiental al encarar la VESA es definir quién les da valor a los mismos, especificar cuáles son los derechos de aquellos usuarios de bienes y servicios ambientales y cuáles los de los no usuarios. Este punto resulta muy complejo dado que es muy frecuente que aquellos que provocan un efecto nocivo sobre el medio ambiente sean distintos de aquellos que deben padecerlo, y esto se extiende tanto a comunidades como a regiones y a países. Además, cuando se determina quiénes son los afectados se puede incurrir en un error al considerar sólo a aquellas personas que ven modificados los valores de uso inmediatos del ecosistema. En este sentido, el concepto de valor económico total (VET) que se desarrolla a continuación resulta orientador.

El valor económico total (VET)

El concepto VET clasifica los distintos tipos de valor económico de los servicios ambientales según

la vinculación entre los seres humanos (aquellos que le asignan valor) y el ecosistema (objeto a valorar). Una interpretación más amplia del concepto de VET hace referencia a las distintas categorías de beneficios asociados a la provisión de un determinado bien público (Mitchell y Carson 1989). El VET representa el área debajo de la curva de demanda del bien o servicio en cuestión, la que se identifica como el valor de uso (como contraparte del valor de cambio) de un bien (Pagiola et al. 2004)⁶. Para arribar a la estimación del VET los economistas distinguen entre valores de uso y valores de no uso.

Los primeros hacen referencia al valor de los bienes y servicios del ecosistema que son empleados por el Hombre con fines de consumo y producción. Bajo la categoría de valor de uso se encuentran las subcategorías de valor de uso directo (i.e., producción de alimentos, madera, recreación, etc.), valor de uso indirecto (i.e., requisitos naturales o insumos intermedios para la producción de bienes y servicios finales) y valor de opción. En este sentido, la categoría de valor de uso engloba a aquellos bienes y servicios que se están utilizando de manera directa o indirecta o que poseen un potencial para proporcionar valores de uso futuros.

El valor de no uso se corresponde con el disfrute que experimentan las personas simplemente por saber que un bien público o servicio ambiental existe, aun si no esperan hacer uso de forma directa o indirecta a lo largo de todas sus vidas. Este valor es también conocido como “valor de existencia”, “valor de conservación” o “valor de uso pasivo”.

La distinción entre las distintas categorías del VET sirve para identificar con mayor facilidad los individuos o grupos de personas que se ven afectados por alteraciones en la cantidad o calidad de un servicio ambiental. Los métodos de valoración presentan distintas capacidad para capturar los distintos componentes del VET⁷.

Los métodos indirectos permiten estimar en distinta medida los diversos componentes del valor de uso de los servicios ambientales; es decir, se intenta calcular en qué medida el bienestar de las personas que hacen uso de tales servicios ambientales se ve modificado por las alteraciones que sufren éstos. En el caso de los métodos directos (valoración contingente) es posible estimar tanto los valores de uso como los de no uso de los servicios ambientales, por tal motivo, frecuentemente se plantea que el método de valoración contingente es el único capaz de valorar el VET del servicio ambiental. Habiendo analizado el concepto de VET, se pasa a desarrollar los métodos de valoración económica de los servicios ambientales.

Costos evitados o inducidos

Los “costos evitados o inducidos” incluyen a los métodos de “cambio de productividad” y “costo de reemplazo” o “costo de reposición”. Las técnicas de costos de mitigación y costos de oportunidad suelen englobarse también en este método, a pesar de que no estiman beneficios ambientales de manera directa (Turner et al. 1993).

A través de la técnica de “cambio de productividad” se pretende estimar el valor de los servicios ambientales a partir de la contribución de los mismos a la producción de bienes y servicios que

⁶ En el caso de un bien que carece de precio (valor de cambio), el excedente del consumidor es equivalente al VET.

⁷ Ninguna de las categorías del VET debe considerarse aditivamente separables sin la imposición de restricciones adicionales y en muchas ocasiones arbitrarias, debido a que no existen estimaciones únicas de estas categorías y subcategorías.

cuentan con un mercado. A tal fin es preciso contar con relaciones causa-efecto entre la provisión de servicios ambientales y la producción de los bienes y servicios de mercado, también conocidas en la literatura como funciones dosis-respuesta o funciones de daño. Un ejemplo de aplicación del método de cambio de productividad es aquel que trata de aislar el efecto de la erosión del suelo en el rendimiento de los cultivos que posteriormente se traduce en una alteración del flujo de beneficios netos futuros (Pagiola 1994, de Prada et al. 2005).

Este método es muy utilizado en la literatura, a pesar de las limitaciones que suelen señalarse acerca del carácter sitio-específico de sus resultados, lo cual dificulta su extrapolación a otras situaciones. A su vez, la construcción de funciones dosis-respuesta entraña dificultades importantes. En primer lugar, se reconocen los elevados costos en tiempo y dinero que involucra la recolección de información requerida para realizar los estudios científicos necesarios. Por otra parte, se advierte sobre las dificultades intrínsecas que esta tarea implica por la complejidad de los sistemas en los que intervienen los servicios ecosistémicos y, a su vez, la consideración del impacto que puedan tener factores estocásticos que se dan por fuera del sistema para construir las funciones de daño.

El "método de costo de reemplazo" parte de la premisa de que existen bienes sustitutos de los servicios ambientales que sí cuentan con un mercado y a partir de los cuales se puede estimar el valor del servicio ambiental en cuestión. A los efectos de ejemplificar, en el caso de los nutrientes del suelo que se pierden por erosión, el bien sustituto sería el fertilizante y la valoración económica de los nutrientes perdidos por erosión sería el valor de la dosis de fertilizante equivalente. Este método suele ser el preferido cuando existen regulaciones o restricciones de sustentabilidad que impiden que se registren cambios en la calidad ambiental que traspasen cierto umbral crítico; no obstante, desde el punto de vista de la eficiencia este método deja bastante que desear debido a que no permite que los afectados elijan la combinación preferida de servicios ambientales y bienes privados (Azqueta 2002).

Asimismo, los gastos efectivamente realizados para reponer el servicio ambiental degradado deben ser entendidos como la disposición mínima a pagar por los mismo, porque de haber sido considerado necesario es posible que se hubiera gastado aun más (Chee 2004). La objeción central que recibe el costo de reemplazo reside en que el mismo no representa una medida adecuada del cambio en el bienestar experimentado por las personas afectadas. Más bien, el costo de reemplazo es indicativo del esfuerzo necesario para recuperar el valor integral de un bien que se ha perdido (Azqueta 2002). Por ejemplo, Considine y Larson (2006) aplican este enfoque para evaluar la sustitución de combustibles que generan dióxido sulfúrico (SO_2) con otros combustibles y trabajo.

Por su parte, en los casos en los que es difícil restablecer la calidad ambiental, se puede incurrir en gastos de mitigación o gastos preventivos de modo de reducir los perjuicios ocasionados por el daño ambiental. Por ejemplo, en lugar de reducir los niveles de ruido, ciertos hogares pueden acceder a dispositivos que impidan el ingreso de ruido a la vivienda. En cambio, el enfoque de costos de oportunidad se basa en la estimación del costo de conservar el medio ambiente; es decir, la pérdida de beneficios que trae aparejada la sustitución de la actividad generadora del daño ambiental por una actividad más amigable con el medio ambiente. En cierta forma, el costo de oportunidad puede interpretarse como el costo de preservación.

Costo de viaje

El método de costo de viaje se suele utilizar para estimar el valor de paisajes y actividades recreativas que se realizan en espacios naturales. El método consiste en relevar mediante encuestas o registros (en caso de que existan) el origen de los visitantes que acuden al sitio de estudio, la frecuencia y duración media de las visitas, los costos de acceso al sitio (entre los que se incluyen principalmente el costo de viaje) y variables socioeconómicas de los individuos (e.g., edad, nivel de ingreso, educación, etc.). A partir de esta información se estima una función de demanda, donde el costo de viaje representa la valoración económica del espacio natural o el paisaje, y el número de visitas realizadas las cantidades demandadas del mismo. Resulta llamativo que de este tipo de estudios suelen derivarse curvas de demanda con pendiente negativa, lo cual puede relacionarse con la idea de que aquellos que viven en sitios más lejanos del sitio (con unos costos de viaje más elevados) que se intenta valorar suelen realizar un número más reducido de visitas, mientras que aquellos que habitan en zonas aledañas (costos de viaje comparativamente bajos) suelen realizar visitas más frecuentes. Con referencia a este punto, Spash (2000) advierte que esta perspectiva puede ser contraria a criterios que prioricen condiciones prístinas de los ecosistemas, por lo que un sitio alterado y degradado (un parque de ciudad) puede resultar más valorado que un espacio virgen. Esta es una limitación intrínseca del método, que no permite capturar el valor de no uso de los espacios o paisajes valorados, debido a que sólo se tienen en consideración a aquellos que los visitan. Por otro lado, también se advierte que muchos servicios ecosistémicos de estos espacios que no resultan observables con facilidad (e.g., ciclado de nutrientes, regulación de flujos, control de sedimentos y polinización) es improbable que sean contemplados en la valoración de los mismos (Chee 2004).

Precios hedónicos

El método de precios hedónicos trata de estimar por medio de técnicas econométricas el valor de un determinado atributo o servicio ambiental a partir de su influencia en el precio de mercado de un bien "complejo" o "multiatributo", como es el caso de la tierra o la vivienda.

El supuesto básico en el que descansa el método es que muchos de los bienes que se comercian en el mercado poseen un conjunto de características y atributos que no pueden adquirirse por separado dado que no se intercambian en un mercado independiente. Estos bienes son considerados "multiatributo" porque poseen más de un valor de uso al satisfacer varias necesidades al mismo tiempo. Esto último es lo que se conoce en la teoría económica como hipótesis hedónica. De acuerdo a esta última, existe una relación subyacente entre el precio de un bien y su calidad. Si bien la valoración de la calidad de un bien es eminentemente subjetiva, sería correcto aproximarla mediante sus cualidades físicas. Así, para la hipótesis hedónica el agente económico discrimina entre productos, o entre variedades de un producto, sobre la base de sus características físicas. De la hipótesis hedónica se desprende, entonces, que diferentes modelos o variantes de un mismo bien sean homologables a partir de sus atributos, o que las nuevas versiones de un producto representan sólo nuevas combinaciones de las atributos ya existentes (Guerrero y Pérez 2002).

Por ejemplo, en el caso de la tierra en alquiler para la producción agrícola, entre estos atributos pueden considerarse a los diversos factores ambientales que inciden en la productividad del suelo, el estado de la infraestructura de caminos aledaños al predio o el paisaje (Palmquist 1989, Palmquist y Danielson 1989). La validez del método depende de la eficiencia del mercado del bien

“multiatributo”, de manera de asegurarse que las modificaciones de los distintos atributos que lo componen se vean reflejadas en el precio final del mismo; es decir, con ausencia de distorsiones propias de fallas de mercado. En tal caso es importante que aquellos que intervienen en los mercados cuenten con información confiable acerca de las variables ambientales relevantes (Chee 2004).

Valoración contingente

Por último, el método de valoración contingente constituye el método directo de VESA por antonomasia. A partir del mismo es posible estimar tanto el valor de uso como el de no uso del servicio ambiental a estudiar. En primer lugar, su aplicación exige que se defina la población de estudio. Según el caso, se incorporarán a esta población personas que se beneficien por el uso del bien o del servicio ambiental, y personas que no lo hagan. De esta población se debe tomar una muestra a la que se le realizará una encuesta en la que se interroga de manera directa cuál es la disposición a pagar (o a cobrar) por la conservación (afectación) de un determinado servicio ambiental. Antes de la realización de la encuesta se trabaja con pequeños “grupos de control” compuestos por miembros de la población a estudiar, con los que se prueban las preguntas y se evalúa el grado de conocimiento promedio del problema ambiental que se estudiará. En caso de que el problema resulte complejo o poco conocido para la población, se prepara material explicativo que deberá adjuntarse a las encuestas para que sea estudiado o explicado por el encuestador antes de la realización de la encuesta. Los formatos de encuesta son diversos (pregunta abierta, pregunta cerrada, subasta, etc.) y la forma de realización de la misma también (personal, telefónica, por correo). Este método es considerado muy controvertido en la literatura por la diversa significación de las respuestas obtenidas y por la potencial presencia de sesgos estratégicos; esto es, situaciones en las que los encuestados no tengan incentivos a revelar su verdadera disposición a pagar. En este sentido, Turner et al. (1993) hacen referencia a estudios que encuentran que la DAP declarada por los encuestados representa entre 70 y 90% de los montos que eventualmente éstos pagarán de manera efectiva.

Por otra parte, existe mucha evidencia empírica que da cuenta de que los montos declarados como DAA se ubican bastante por encima de aquellos declarados como DAP. Este hecho se atribuye a factores económicos y psicológicos. Con respecto a los últimos, existe un amplio volumen de literatura en el área de la Economía del Comportamiento (“Behavioral Economics”) que analiza este fenómeno partiendo de la presencia de lo que han dado a llamar efecto titularidad (“endowment effect”) y aversión a la pérdida (“loss aversión”)⁸ (Camerer 2004). Así mismo, en cuanto a la significación de las respuestas brindadas a través de la valoración contingente, Kahneman y Knetsch (1990) advierten sobre un efecto que denominan “incrustación” (“embedding effect”) que consiste en manifestar una DAP/DAA por una parte del recuso ambiental muy similar a la que manifiestan por el recurso completo. En este sentido, los autores consideraban que estos resultados

⁸ De acuerdo a los supuestos de la economía neoclásica, es de esperarse que ante efectos ingreso de pequeña magnitud, las diferencias entre la máxima disposición a pagar y la mínima compensación exigida por un mismo bien sea insignificante. En contraposición, la evidencia experimental y la información relevada a partir de encuestas, muestra diferencias significativas entre la disposición a pagar y la disposición a aceptar que no pueden explicarse por la presencia de efectos ingreso. El efecto titularidad establece que una persona que es propietaria de un determinado bien exigirá una suma de dinero superior por renunciar al mismo respecto de la suma de dinero que estaría dispuesta a pagar para obtenerlo (Rabin 1998). Este efecto puede caracterizarse como una manifestación de la aversión a la pérdida (Kahneman y Tversky 1979) que sugiere que las pérdidas reciben una ponderación más elevada que las ganancias de igual magnitud.

podían entenderse como la compra de satisfacción moral por parte de quienes responden al manifestar de manera voluntaria su contribución a la provisión de un bien público, y no como la valoración económica de dicho bien.

Estos hallazgos en el campo de la Economía del Comportamiento sumados a las controversias por su utilización en el sistema judicial generaron polémicas importantes con relación a la fiabilidad del método, por lo que en 1993 la "National Oceanic and Atmospheric Organization" (NOAA) solicitó a un grupo de expertos, entre ellos los prestigiosos economistas Robert Solow y Keneth Arrow, la elaboración de un informe conocido como el Blue Ribbon Panel acerca de la confiabilidad del método. En dicho informe se introducen algunas recomendaciones (Azqueta Oyarzun 1994) a los fines de minimizar estos posibles sesgos, y finalmente se lo reconoce como válido, es decir, capaz de brindar estimaciones confiables.

En conclusión, todos los cuestionamientos que se le han realizado a la VC han favorecido su maduración y una comprensión más cabal de sus fundamentos teóricos y de sus limitaciones, aunque es importante continuar estudiándolo para perfeccionar su eficiencia y su eficacia (ver Cristeche y Penna 2008).

Transferencia de valor

La transferencia de beneficios consiste en la utilización de información económica obtenida en un lugar y en un determinado momento del tiempo para hacer inferencia del valor económico de servicios ambientales en otro lugar y momento del tiempo. Estos datos se deben ajustar para representar de la manera más fiel posible las diferentes condiciones entre el origen de los datos y el lugar en donde se aplicarán. De esta manera, los valores económicos son transferidos como unidades de valor monetario (media o mediana) o como funciones de valor condicionadas a variables explicativas que caracterizan a un determinado entorno económico y ambiental. Las funciones de valor pueden estimarse a través de los datos originales, un meta-análisis que sintetice varias funciones de valor, o a través de un proceso de calibración econométrico (Wilson y Hoehn 2006).

La transferencia de valor tiene como principal ventaja su bajo costo; es utilizado para instalar un tema en la agenda política o para destacar la importancia de un servicio ambiental. Ha sido utilizado prácticamente para todos los servicios ambientales. Uno de los trabajos con más impacto en la literatura científica (1655 citas hasta el 14 de abril de 2009 en www.scopus.com) utiliza este método (Costanza et al. 1997); es criticado desde distintos ángulos principalmente porque en los estudios originales se analizaban pequeños cambios en servicios ambientales específicos de ese lugar asumiendo constantes una serie de variables económicas y ecosistémicas, por tanto resulta incorrecto extrapolar dichos resultados a escalas geográficas muchos más amplias y luego sumar todos estos valores para estimar el valor de los servicios ambientales del planeta (Bockstael et al. 2000).

Por consiguiente, existe consenso en la literatura acerca de la necesidad de aplicar con cautela la transferencia de beneficios, considerada como un buen auxiliar en las primeras etapas del proceso decisorio, de manera de evaluar y clasificar la información existente para posteriormente definir los estudios adicionales a realizar. Así mismo, se coincide en que la aplicación rigurosa de la técnica de transferencia de beneficios requiere del conocimiento técnico avanzado que se precisó para llevar a cabo la investigación original, e incluso un poco más (Azqueta 2002).

Otros formas de incorporar la dimensión ambiental en la Economía

Además de la VESA para apoyar políticas específicas, aspecto en el que se ha puesto énfasis en este trabajo, se han realizado esfuerzos importantes para incorporar la dimensión ambiental a las cuentas nacionales e involucrar la valoración de los servicios ambientales para corregir o complementar indicadores agregados de la economía de un país o región (Boyd y Banzhaf 2007). La inclusión de la dimensión ambiental en la matriz-insumo producto o en las cuentas nacionales es una de estas líneas de trabajo (Leontief 1970, Sejenovich et al. 1996, Velázquez 2006, Joe y Richard 2007). Para mayores detalles y aplicaciones en esta línea de trabajo se sugiere consultar una publicación reciente de la OECD (2006) que contiene varios artículos ilustrativos.

Utilización de los métodos de valoración

La elección de los métodos de VESA dependerá de la situación a estudiar y de la disponibilidad de información y de recursos. Los resultados que se obtengan a partir tanto de métodos directos como indirectos constituyen aproximaciones al valor económico de los servicios ambientales. En el caso de los métodos indirectos, las valoraciones se derivan a partir de inferencias que se realizan de las vinculaciones que existen entre bienes y servicios ambientales que no cuentan con un mercado, y bienes y servicios privados. El hecho de que a partir de estos métodos no se pueda capturar el VET hace que los mismos sean en muchas ocasiones considerados la disposición mínima a pagar por el servicio ambiental. En el caso de los métodos de valoración directa, la disposición a pagar que surge de los mismos puede encontrarse en mayor o en menor medida afectada por las limitaciones y los sesgos desarrollados en secciones precedentes del trabajo, y por tanto, no pueden considerarse medidas muy precisas. Para mayores detalles sobre las limitaciones y críticas de estos métodos (ver Cristeche y Penna 2008).

APLICACIÓN DE DATOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA

Si bien a lo largo del trabajo se ha puesto énfasis en la importancia de la valoración económica de los servicios ambientales para aportar información a la toma de decisiones sobre diferentes tipos de intervención, es importante notar que las aplicaciones de este tipo de valoración son numerosas y a los fines de ilustrar su utilidad a continuación se presentan tres posibles usos de la valoración económica de una externalidad de la erosión de suelo, el corte de caminos, a saber: i) la identificación del monto posible de inversiones públicas para la construcción de una red de desagüe, ii) la conformación de un fondo local de inversión, y iii) la constitución de un mecanismo de pago por servicios ambientales⁹.

Valoración de los efectos de la erosión de suelo fuera del campo del productor

Uno de los efectos de la erosión del suelo fuera del campo del productor, la intransitabilidad de los caminos, ha sido valorado por medio de una encuesta a productores agropecuarios. Esta encuesta combina aspectos de los métodos de valoración contingente y de precios hedónicos para una cuenca de aproximadamente 2.1 millones de ha localizada en el sur de Córdoba, Argentina.

⁹ La información presentada sucintamente en esta sección surge de un proyecto de investigación compartido entre el INTA y la UNRC y, de manera específica, toma algunos de los hallazgos desarrollados en la tesis de Estela R. Cristeche.

A los fines de encarar el análisis en términos ambientales se delimitó el área de estudio en cuatro unidades ambientales homogéneas (UAH): i) plana, ii) ondulada, iii) medanosa y iv) deprimida (Cristeche y de Prada 2008, de Prada y Penna 2008).

La metodología desarrollada consistió en preguntar a los productores la disposición a pagar o a cobrar por arrendar (según sea el caso de productor arrendador o productor que cede en alquiler) un predio con unas determinadas condiciones invariantes, pero distinguiendo entre la existencia o no de riesgo de corte de caminos por inundación o erosión. A partir de la diferencia entre ambas medidas se estimó el valor unitario de la externalidad de corte de caminos por erosión para cada productor, y luego se extendieron los resultados a toda la cuenca sobre la base de los datos poblacionales de superficie y cantidad de EAP del CNA 2002, distinguiendo la localización en cada una de las UAH.

A partir de la aplicación de esta metodología se han obtenidos dos estimaciones del valor de dicha externalidad: una al ponderar según el nivel de afectación por la externalidad declarado por los productores para su EAP, y otra de acuerdo al nivel de afectación que los productores declararon para su región. Estas estimaciones fueron de 146 millones de \$c/año y 220 millones \$c/año¹⁰, respectivamente (ver Cristeche y de Prada 2008, de Prada y Penna 2008).

En este sentido, cabe destacar que, por lo general, los proyectos de conservación de suelo y de ordenamiento de tierras reconocen los costos de inversión para sistematizar los campos, establecer la red de desagüe, realizar el aislamiento hídrico de la red de caminos y, en algunos casos, los beneficios de la conservación de suelo "in situ" (de Prada et al. 1994, Cisneros et al. 2005). Es importante notar que la red de desagüe y la red de caminos aislada hidrológicamente constituyen inversiones públicas que deben complementarse con las inversiones que deben realizar los productores en sus establecimientos en un proyecto de conservación de suelo a los fines evitar la externalidad de corte de caminos por erosión. A continuación se presentan tres posibles medidas de intervención en línea con tales objetivos haciendo uso de las estimaciones obtenidas.

Contribución de la valoración económica al ABC

La valoración económica de esta externalidad de la erosión de suelo da una orientación del beneficio que se deriva de disponer de una red de desagüe y de una red de caminos con aislamiento hídrico que permita la accesibilidad a los predios sin riesgo de cortes de caminos.

Por consiguiente, si se tienen en cuenta los valores estimados (\$c 146 millones/año y \$c 220 millones/año) y si se realizan estas inversiones, el beneficio adicional percibido en el área de estudio se transformaría, entonces, en una anualidad a perpetuidad¹¹. En otras palabras, estas inversiones y los gastos de mantenimiento y reparación generarán estos beneficios anuales de manera permanente.

En la Tabla 2 se presenta un ejercicio simple para dar una orientación de los recursos posibles de destinar a inversiones públicas para reacondicionar la infraestructura de caminos y la red de desagüe considerando que ambas inversiones son centrales en los proyectos de conservación

¹⁰ El símbolo "\$c" hace referencia a precios constantes a diciembre de 2007.

¹¹ Este concepto es de utilidad para estimar el valor de instrumentos de renta fija por muchos periodos. El cálculo de la anualidad es el cociente entre la renta anual fija y la tasa de descuento.

de suelo y de ordenamiento de tierras. En la primera columna de la Tabla 2 se muestra el costo de oportunidad social (tasa social de descuento) que varía entre 4% y 12%. En la segunda y la tercera columnas se presenta el VAN de los beneficios adicionales que se derivan del control de la externalidad causada por la erosión en 100%. Por lo tanto, suponiendo un costo de oportunidad social de 6%, VP de beneficios oscilaría entre \$c 2433 millones y \$c 3666 millones para el área de estudio, mientras que este valor se reduciría a \$c 1217 millones y \$c 1833 millones si el costo de oportunidad fuera de 12%.

Tabla 2. Valor presente de los beneficios derivados de la red de desagüe estabilizada y red de caminos con aislamiento hídrico para diferente costo de oportunidad social.

Costo de oportunidad social para inversiones publicas (%)	VP Beneficios evitar corte caminos (\$c * 1000) ⁽¹⁾	VP Beneficios evitar corte caminos (\$c * 1000) ⁽²⁾
4	3650000	5500000
6	2433333	3666667
12	1216667	1833333

Nota: ⁽¹⁾estimado sobre la anualidad de \$c 140 millones y ⁽²⁾estimado sobre la anualidad de \$c 220.

Estos montos de beneficios sociales permiten a estos proyectos ingresar en las carteras de inversiones del Estado y competir por fondos públicos. En contraposición, si la evaluación económica ignora el valor de la externalidad causado por la erosión de suelo, es muy probable que este valor en la práctica sea equivalente a cero y, por lo tanto, las posibilidades de estos proyectos para ingresar a la cartera de inversiones públicas sea menor. No obstante, la consideración del valor de la externalidad no garantiza la viabilidad del proyecto, simplemente aporta información adicional al proceso de toma de decisiones.

Valoración económica y fuente de financiamiento

La VESA permite a las autoridades políticas locales y provinciales crear y buscar fuentes de financiamiento internas y externas. Por ejemplo, es posible crear un fondo de financiamiento local y gestionar fondos nacionales de inversiones públicas.

En la Tabla 3, se muestra el pago anual equivalente por hectárea para conformar un fondo de inversión local similar a un fondo fiduciario (e.g., Ley 26.181: Fondo de Hídrico de Infraestructura). Este fondo local de inversión se puede crear con un único fin: financiar las obras de la red de desagüe y red de caminos del proyecto de ordenamiento de tierras en el área de estudio.

Si consideramos la estimación de la externalidad de acuerdo al nivel de afectación que perciben los productores en su establecimiento (columnas 2 y 4 de la Tabla 3) y suponemos que el productor sólo aporta 50% del valor que el percibe como beneficio adicional por evitar el efecto de la erosión en los caminos, durante un período de aportes de 25 años y con un costo de oportunidad social de 6%, se puede constituir un fondo local de inversión de alrededor \$c 935 millones. El aporte anual sería equivalente a 34 \$c/ha. En otras palabras, el Estado local puede tomar un préstamo por este monto \$c 935 millones y devolverlo en 25 años con los aportes realizados por los productores.

Además, la Tabla 3 indica cuánto debería pagar cada potencial beneficiario considerando la localización de su establecimiento. Los productores de las UAH ondulada, plana, medanosa y deprimida aportarían el equivalente anual de 35, 31, 34 y 37 \$c/ha, respectivamente.

Tabla 3. Fondo de inversión local aportes promedios por productor.

UAH	Fondo local-EAP (\$c.ha ⁻¹ .año ⁻¹) ⁽¹⁾	Fondo local-Región (\$c.ha ⁻¹ .año ⁻¹) ⁽²⁾	Valor presente Fondo local (\$c) ⁽¹⁾	Valor presente Fondo local (\$c) ⁽²⁾
Ondulada	35	130	144977295	533433007
Plana	31	43	310400507	430925313
Medanosa	34	34	120058737	121272376
Deprimida	37	33	360200123	325058447
Total	34	51.5	935636662	1410689142

Nota: ⁽¹⁾considerando 50% de la disposición a pagar por daños evitados en la EAP y ⁽²⁾considerando 50% de la disposición a pagar por daños evitados en la región. El VAN del Fondo local considera un período de aportes de 25 años con un costo de oportunidad de 6%.

Si este ejercicio lo realizamos considerando el valor que el productor asigna a los daños por erosión de los caminos en su región (columna 3 y 5) y suponemos el resto de variables constantes, el fondo asciende a la cifra de \$c 1410 millones. A su vez, en este caso podemos observar que el precio unitario del aporte se modifica significativamente de acuerdo al lugar en el que se localiza el productor, en particular para los productores del área ondulada, cuyo aporte anual por hectárea pasa de \$c 35 a \$c 130.

En síntesis, la información provista por la valoración económica de esta externalidad de la erosión de suelo permite identificar una posible fuente de financiamiento que resulta genuina dado que los productores agropecuarios valoran aun en 50% más los beneficios de la eliminación de la externalidad que los recursos que aportarían al fondo de inversión si se resolviese el problema de cortes de caminos.

Valoración económica y pago por servicio ambientales

Además del ABC y la constitución de una fuente de financiamiento local, la valoración de la externalidad puede ser utilizada para diseñar mecanismos de compensación o pago por servicios ambientales. Un mecanismo de pago por servicios ambientales constituye un acuerdo de compensación económica entre actores beneficiados y perjudicados por un problema ambiental. A través de este sistema se crea un incentivo económico a través del cual aquellos que brindan un servicio ambiental (que no cuenta con un mercado en el que se comercie) o reducen el daño causado por una externalidad reciben un pago que realizan aquellos que se ven beneficiados por el mismo (Engel et al. 2008).

En esta ilustración se expone como el valor estimado para esta externalidad de la erosión de suelo sobre la red de caminos puede ser utilizado para evaluar la viabilidad de un mecanismo de este tipo. Se parte de la idea de que las cuencas ordenadas en el área de estudio deben destinar de manera ineludible una parte de la superficie de tierra a la red de desagüe estabilizada. Por red de

desagüe se entienden los canales primarios, secundarios y terciarios, como así también pequeñas obras de infraestructura para regular el caudal de escurrimientos, la carga de sedimentos del agua y obras de artes en caminos que son destinadas a regular, retener y conducir de forma controlada el agua hasta arroyos, ríos, lagunas o bañados. Asimismo, la red de desagüe debe ser reparada y mantenida en condiciones de funcionalidad para que brinde este servicio permanentemente.

A tales efectos, a continuación se describen brevemente: a) el tipo de servicio ambiental a promover, b) aquellos beneficiarios por la provisión del servicio (compradores), c) aquellos que proveen el servicio (vendedores), d) el mecanismo institucional para establecer el mecanismo de pago y control, y e) el precio de la compensación.

Tipo de servicio

Brindar espacio físico para que la red de desagüe ordenada y estabilizada permita el escurrimiento de agua temporal cuando las precipitaciones exceden la capacidad de almacenamiento de agua del suelo en el sitio. Es importante notar que el escurrimiento de agua que ingresa a la red de desagüe debe ser regulada en caudal y con mínima carga de sedimento y, por lo tanto, se entiende que ésta debe estar integrada al esfuerzo de conservación de suelo y de agua que realicen los productores en sus propios predios de manera de conducir los excedentes hídricos únicamente en condiciones excepcionales.

Prestadores de servicio

Este servicio lo brindan aquellos productores agropecuarios que ceden tierra a la red de desagüe que conduce agua de la cuenca o de otros productores. Al mismo tiempo, para ofrecer este servicio se pueden utilizar tierras públicas de manera parcial; tal es el caso de caminos abandonados que se reacondicionen para funcionar como canales. Sin embargo, en estos casos también se debe prever la reparación y el mantenimiento de este espacio para que funcione de forma apropiada. En consecuencia, la oferta posible de este servicio involucraría a los productores afectados por la red de desagüe y las tierras públicas destinadas a tal fin.

Beneficiarios del servicio

Entre los usuarios de estos servicios pueden considerarse los productores agropecuarios que se benefician por el escurrimiento de agua controlado en sus predios y por la reducción del riesgo de corte de caminos por erosión hídrica. Así mismo, en este último caso también estarían involucrados otros usuarios de los caminos. Sin embargo, esos otros usuarios no fueron contemplados en este estudio.

A su vez, hay otro actor público que se beneficia por la provisión de este servicio: las entidades encargadas de la administración de las rutas y de los caminos. En este sentido, cabe destacar que los caminos y las rutas generan escurrimiento hídrico y carga de sedimento que deben ser conducidos de forma apropiada. Aunque la superficie que éstos ocupan es relativamente pequeña, el escurrimiento promedio de estas áreas es mucho mayor y debe ser atendido. Los pueblos y las ciudades lindantes también ocupan parte del territorio y, por lo tanto, se benefician de la red de desagüe.

En síntesis, los beneficiarios son todos aquellos que ocupan parte del territorio y, por lo tanto, aportan algo de agua de escurrimiento al sistema de desagüe en periodo de grandes precipitaciones. No obstante, en el estudio realizado sólo se contemplaron a los productores agropecuarios.

Mecanismo

Por último, es preciso establecer un mecanismo o arreglo institucional para emprender las tareas de cobro, pago y monitoreo. Existe la figura legal de derecho de servidumbre¹² que puede aplicarse a los productores que deben asignar parte de su tierra a la red de desagüe. El diseño de la red de desagüe del proyecto de ordenamiento de tierras en conjunción con esta figura puede utilizarse para establecer los contratos con aquellos productores que cedan sus tierras a la red. Por otro lado, es necesario establecer el servicio de mantenimiento y reparación de la red de desagüe, el cual podría ser ofrecido por los mismos productores o los consorcios de conservación de suelo. Por consiguiente, los productores que brindan estos servicios recibirían un pago por parte de los beneficiarios para compensar el sacrificio de tierra productiva y los esfuerzos de mantenimiento y reparación de la red.

Por otro lado, en el caso de los beneficiarios que son propietarios de la tierra es posible plantear algún tipo de acuerdo social, como la constitución de un fondo para realizar los pagos en base a un aporte adicional recolectado junto con el impuesto inmobiliario. De hecho, la provincia de Córdoba recauda fondos de manera similar para el Fondo Vial, cuya única finalidad es reparar los caminos.

La administración y asignación de estos recursos y el manejo de los contratos con su correspondiente monitoreo puede estar a cargo del Estado, de una organización mixta, de una organización de productores (consorcio de conservación de suelo), de una organización existente (e.g., consorcios de conservación de caminos) o de una organización profesional. Esta organización recibiría y administraría los contratos y, por otro lado, monitorearía la provisión correcta del servicio.

Precio pagado por el servicio

El costo para el productor que aporta parte de su tierra al servicio de la red de desagüe consistiría en los beneficios netos perdidos por la tierra que deja de utilizar para agricultura y, por otro lado, por los gastos de reparación y mantenimiento de la red no incluimos el ítem inversiones porque se realizan por una sola vez).

Supongamos que el área de estudio de la cuenca tiene 10000 km de red de desagüe (equivalente a una superficie de 20000 ha). Si tomamos el precio de referencia promedio de alquiler de tierra para producir soja en la cuenca de alrededor de 12.8 qq de soja/ha y un precio promedio de

12 De acuerdo al Código Civil, Libro Tercero de los Derechos Reales, Título XII "De las servidumbres", Art. 2970: "Servidumbre es el derecho real, perpetuo o temporario sobre un inmueble ajeno, en virtud del cual se puede usar de él, o ejercer ciertos derechos de disposición, o bien impedir que el propietario ejerza algunos de sus derechos de propiedad." www.infoleg.gov.ar/infolegInternet/anexos/105000-109999/109481/texactley340_libroIII_tituloXII.htm (último acceso: 12/11/2010)

La aplicación de esta figura legal a fines de conservación de la naturaleza ha dado lugar a lo que se conoce como servidumbres ecológicas, por las que se entiende un "acuerdo voluntario privado por medio del cuál un propietario limita los usos de su propiedad con el objetivo de conservar y preservar los ecosistemas y recursos naturales, bellezas escénicas o atributos históricos, arquitectónicos, arqueológicos o culturales del inmueble"(Cordero et al. 2008).

66 \$/qq de soja (relevado también a través de la citada encuesta), tenemos que el derecho de servidumbre para la red de desagüe ronda los 16.6 millones de \$/año.

Si suponemos que los gastos de mantenimiento y de reparación de la red desagüe equivalen a 10% de la cifra mencionada, se tiene que éstos sumados a la servidumbre de la red de desagüe rondan los 18.3 millones de \$c, o un pago promedio equivalente de 914 \$c.ha⁻¹.año⁻¹ de servicio de la red de desagüe. Por otro lado, si se considera la localización y la productividad de la tierra asignada a la red de desagüe este pago se ubicaría entre 326 y 1171 \$c/ha.

En lo que refiere a los aportes, los beneficiarios podrían pagar en forma proporcional a la cantidad de tierra que posean. Para este caso en particular, en promedio debería realizarse un pago anual de 8.5 \$c/ha.

Viabilidad económica del pago por servicio ambiental

Por la información antes aportada se sabe que el beneficio promedio que el productor percibe por disponer de una red de desagüe estable y una red de camino con aislamiento hídrico ha sido valorado entre 146 y 222 millones de \$c/año para toda el área de estudio o, en otras palabras, entre 70 y 105 \$c/ha beneficiada por el servicio si la externalidad pudiera eliminarse. Por otro lado, estimamos que cada productor debería pagar por el servicio de red de desagüe un equivalente a 8.5 \$c/ha. Aun cuando pague este servicio, el productor todavía percibe un beneficio neto del pago por evitar la externalidad de \$c 61 y \$97. En consecuencia, el sistema de pago por servicios ambientales aparece viable económicamente para este nivel de estudio.

En síntesis, estas ilustraciones muestran como el procedimiento diseñado y la asignación de un valor monetario a la externalidad causada por la erosión de suelo sobre los caminos puede ser incluida en la agenda política y presupuestaria de inversiones mediante el ABC y puede contribuir a la identificación de una fuente adicional de financiamiento y al establecimiento de una política de pago por servicios ambientales. Sin embargo, cabe destacar que esta constituye información adicional que debe sopesarse con la información provista por la consideración de las dimensiones ecológica y social para mejorar el proceso de toma de decisiones.

CONSIDERACIONES FINALES

En este trabajo se discutieron los antecedentes teóricos que dan origen a los métodos de valoración de los servicios de los ecosistemas, como así también la consideración de los mismos desde la perspectiva social en la evaluación de políticas o de acciones en contraste con la perspectiva privada, que ignora las fallas de mercado. De allí se remarcó la importancia de la imparcialidad e independencia de los profesionales que realizan los estudios de valoración económica respecto de los grupos de interés. De no existir tal imparcialidad, se corre el riesgo de estimar la VESA simplemente para darle legitimidad a una política pública sesgada para favorecer intereses particulares.

En este sentido, se ilustró cómo mediante el enfoque integrador del ABC se pueden evaluar distintas alternativas de intervención desde la perspectiva económica-social considerando los efectos de éstas sobre el flujo de servicios ambientales y el stock de recursos naturales respecto de la situación de referencia o línea de base.

Luego se analizaron de manera sucinta los distintos métodos de valoración económica, y se hizo hincapié en sus ventajas y desventajas. Se advirtió la importancia de reconocer las limitaciones de estos métodos, entendiendo que un buen conocimiento de su alcance puede resultar una mejor utilización de los mismos.

En este sentido, se expresó que la mayoría de estos métodos de valoración económica están siendo perfeccionados y mejorados, superando parte de las limitaciones comentadas. De allí la importancia de la Ciencia para mejorar la teoría y la validez empírica de estos métodos. A su vez, se reconocieron las dificultades con las que se enfrenta la valoración económica cuando hablamos de servicios ecosistémicos complejos y la necesidad de equipos de trabajo interdisciplinarios que permitan establecer claramente los posibles interacciones del ecosistema, las medidas de los flujos de servicios y su relación con el stock de recursos naturales, como así también, reconocer la incertidumbre, los umbrales críticos y la resiliencia de los ecosistemas que pueden verse afectadas manteniendo el nivel de intervención histórica o ejerciendo una acción de cambio.

En última instancia, se presentaron tres ejemplos de aplicación de la estimación del valor de una externalidad causada por la erosión hídrica sobre la infraestructura de caminos para el diseño de medidas de intervención. En primer lugar, la valoración económica de la externalidad se utilizó bajo un encuadre ABC para dar cuenta de la relevancia de esta problemática en la agenda pública. En segundo lugar, se estudió cómo dicha valoración puede contribuir a la constitución de una fuente de financiamiento genuina (basada sobre la disposición a pagar de los potenciales beneficiarios) para el desarrollo de obras tendientes al control de la erosión de suelo y su efecto sobre los caminos. Por último, se analizó cómo por medio de la valoración de la externalidad se podría evaluar la viabilidad de un mecanismo de pago por servicios ambientales.

En suma, por lo expuesto se considera que la VESA realizada de manera objetiva e imparcial puede contribuir a la inclusión de la dimensión económica en el proceso de toma de decisiones políticas. La VESA puede constituir un instrumento útil para el Estado en el marco de un trabajo interdisciplinario en el que se contemplen de manera conjunta también indicadores ecológicos y sociales, a fin de diseñar medidas correctivas de fallas del mercado en la producción o en el consumo de bienes y servicios, o del Estado en el establecimiento de la políticas que regulan la acción de los individuos, del mercado y del propio Estado.

FINANCIAMIENTO

Proyecto específico 1732. "Evaluación del impacto de servicios ambientales en los sistemas de producción y las externalidades asociadas: Los casos de las ecorregiones pampeanas", Área Estratégica de Economía y Sociología INTA

Proyecto: Bases para el desarrollo sostenible del SAA de la Región Centro: Gestión ambiental y sistema productivo, Aprobado y subsidiado por la Secretaria de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva de la Nación (Resolución N° 388 del 28 de junio de 2007).

Programa: Bases para el ordenamiento sostenible de tierras y aguas en el medio rural del sur de Córdoba, Argentina. Proyecto: Percepción y visión de los productores agropecuarios y las organizaciones locales acerca de las implicancias socioeconómica de los problemas ambientales en el sur Cordoba, Argentina. SECYT-UNRC, 2009.

BIBLIOGRAFÍA

- Abelson, P. 1979. The method of cost benefit analysis. Pp. 80-104 en: Cost benefit analysis and environmental problems. Saxon House.
- Abelson, P. 1996. Cost Benefit Analysis. Pp. 15-37 en: Project appraisal and valuation of environment: General principles and six case-studies in Developing countries. St. Martin's Press, New York.
- Aronsson, T. 1999. On Cost Benefit Rules for Green Taxes. *Environmental and Resource Economics* 13:31-43.
- Arrow, K.J., M.L. Cropper, G.C. Eads, R.W. Hahn, L.B. Lave, et al. 1996. Is there a role for benefit-cost analysis in environmental, health, and safety regulation? *Science* 272:221-222.
- Azqueta, D. 2002. *Introducción a la economía ambiental*. Ed McGraw-Hill, Madrid.
- Azqueta Oyarzun, D. 1994. *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill/ Interamericana España. Madrid.
- Baumol, W.J. y W.E. Oates. 1988. *The theory of environmental policy*, 2a edición. Cambridge University Press, New York, EE.UU.
- Boardman, A.E., D.H. Greenberg, A.R. Vining y D.L. Weimer. 1996. *Cost Benefit Analysis: Concepts and Practice*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ 07458.
- Bockstael, N., A. Freeman III, R. Kopp, P. Portney y V. Smith. 2000. On Measuring Economic Values for Nature†. *Environ. Sci. Technol.* 34:1384-1389.
- Bowers, J. 2005. Instrument choice for sustainable development: an application to the forestry sector. *Forest Policy and Economics* 7:97-107.
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Bustelo, E.S. 1994. Hood Robin: Ajuste y equidad en América Latina. En: EDI, Banco Mundial. *Pobreza y desarrollo en América Latina*.
- Camerer, C.F. 2004. Behavioral economics: Past, present, and future. En: Camerer, C.F., G. Loewenstein y M. Rabin (eds.). *Advances in Behavioral Economics*. New York Russell Sage.
- Chee, Y.E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120:549-565.

- Cisneros, J.M., A.G. Cantero, J. González, J.D. de Prada, M. Reynero, et al. 2005. Programa de Ordenamiento de Tierras, Aguas y Red de Caminos de la Cuenca Santa Rita. Protocolo de Trabajo N°1, Convenio de Cooperación Universidad Nacional de Río Cuarto-Dirección Provincial de Vialidad-Río Cuarto-Córdoba. Argentina.
- Considine, T.J. y D.F. Larson. 2006. The environment as a factor of production. *Journal of Environmental Economics and Management* 52:645-662.
- Contreras, E. 2004. Evaluación social de inversiones públicas: enfoques alternativos y su aplicabilidad para Latinoamérica. CEPAL, Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Cristeche, E.R. y J.D. de Prada. 2008. Valoración económica de los efectos externos de la erosión de suelos. el caso de corte de caminos en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina. Pp. 21 en: AAEA (ed.). 2° Congreso Regional de Economía Agraria. 3° Congreso Regional de Economía Agraria. XXXIX Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria. AAEA, Montevideo, Argentina.
- Cristeche, E.R. y J.A. Penna. 2008. Métodos de Valoración Económica de los Servicios Ambientales. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y de los Recursos Naturales. Documento de Trabajo Nro.3. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Cropper, M.L. y W.E. Oates. 1992. Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature* 30:675-740.
- Cubbage, F., P. Harou y E. Sills. 2007. Policy instruments to enhance multi-functional forest management. *Forest Policy and Economics* 9:833-851.
- Damania, R. y P.G. Fredriksson. 2000. On the formation of industry lobby groups. *Journal of Economic Behavior & Organization* 41:315-335.
- Damania, R., P.G. Fredriksson y T. Osang. 2005. Polluters and collective action: Theory and evidence. *Southern Economic Journal* 72:167-185.
- Davies, R.O.B. 1997. Environmental regulation, benefit-cost analysis and the policy environment in less developed countries. *Environment and Development Economics* 2:206-210.
- de Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- de Prada, J., J. Boretto, M. Ferrando, A. García, J. Olmos, et al. 1994. Proyecto de conservación y ordenamiento de tierras - General Deheza. Master of Art. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba. Argentina.

- de Prada, J.D., B. Bravo-Ureta y F.A. Shah. 2005. El costo de la erosión de suelo para los productores agropecuarios en el sur de Córdoba, Argentina. *Revista Argentina de Economía Agraria* VIII:1-8.
- de Prada, J.D. y J.A. Penna (eds.). 2008. Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el sur de Córdoba, Argentina. Ediciones - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina.
- Devarajan, S. y A.C. Fisher. 1981. Hotelling's "Economics of Exhaustible Resources": Fifty Years Later. *Journal of Economic Literature* 19:65-73.
- Dixon, J. y S. Pagiola. 1998. Economic Analysis and Environmental Assessment. Environmental Assessment Sourcebook Update. Environment Department. World Bank. April 1998. Number 23.
- Duffield, J. 1997. Nonmarket valuation and the courts: the case of Exxon Valdez. *Contemporary Economic Policy* 15:98-110.
- Engel, S., S. Pagiola y S. Wunder. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65:663-674.
- EPA. 2000. Guidelines for Preparing Economic Analyses. United State Environmental Protection Agency.
- Espinoza, G. 2002. Gestión y fundamentos de evaluación de impacto ambiental. Banco Interamericano de Desarrollo y Centro de Estudios Para el Desarrollo, Santiago, Chile.
- FAO. 2002. El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2002: La agricultura y los bienes públicos mundiales diez años después de la Cumbre de la Tierra, Roma, Italia.
- Freeman III, A.M. 1993. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. Resources for the Future, Washington, D.C. EE.UU.
- Gil, H., J. de Prada, O. Plevich, J. Cisneros, C. Bologna, et al. 2005. Análisis económico de tecnologías verdes en el tratamiento de residuos cloacales urbanos. En: XX Congreso Nacional de Agua y III Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur, Ciudad de Mendoza, Argentina.
- Gittinger, J.P. 1982. Economic analysis of agricultural project, Second edition. The Economic Development Institute of the World Bank. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.
- Gómez Orea, D. 1999. Evaluación del Impacto Ambiental: Un instrumento preventivo para la gestión ambiental. Editorial Mundi Prensa, Editorial Agrícola Española SA, Madrid, España.

- Guerrero, C. y J. Pérez. 2002. Comparación del Precio de los Ordenadores Personales entre Estados Unidos y España 1990-2000: un enfoque hedónico. *Estudios de Economía Aplicada*. Revista oficial de la Asociación Española de Economía Aplicada 20(3):549-564.
- Hepburn, C.J. y P. Koundouri. 2007. Recent advances in discounting: Implications for forest economics. *Journal of Forest Economics* 13:169-189.
- Hotelling, H. 1931. The Economics of Exhaustible Resources. *The Journal of Political Economy* 39:137-175.
- IIED. 2003. Valuing forests: A review of methods and applications in developing countries. . International Institute for Environment and Development., London WC1H 0DD, UK.
- Izko, X. y D. Burneo. 2003. Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos. UICIN-Sur, Quito, Ecuador.
- Joe, O.D. y T. Richard. 2007. An Environmental Input-Output Model for Ireland. *The Economic and Social Review* 38:157-190.
- Jones, C.A. 1997. Use of non-market valuation methods in the courtroom: Recent affirmative precedents in natural resource damage assessments. *Water Resources Update*:1-10.
- Kahneman, D., J. Knetsch y R. Thaler. 1990. Experimental Tests of the Endowment Effect and the Coase Theorem. *Journal of Political Economy* 98:1325.
- Kahneman, D. y A. Tversky. 1979. Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk. *Econometrica* 47:263-292.
- Kneese, A.V. 1971. Environmental Pollution: Economics and Policy. *The American Economic Review* 61:153-166.
- Kroeger, T. y F. Casey. 2007. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. *Ecological Economics* 64:321-332.
- Lambert, A. 2003. Valoración económica de los humedales: un componente importante de las estrategias de gestión de los humedales a nivel de las cuencas fluviales. Convención Ramsar.
- Leontief, W. 1970. Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. *The Review of Economics and Statistics* 52:262-271.
- MA. 2005. Living Beyond Our Means: Natural Assets and Human Well-being. Millenium Ecosystem Assessment.
- Marriott, B.B. 1997. Environmental impact assessment: A practical guide. McGrall Hill, New York, EE.UU.

- Mirrlees, J.A. 1978. Social benefit-cost analysis and the distribution of income. *World Development* 6:131-138.
- Mitchell, R. y R. Carson. 1989. Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. *Resources for the Future*. Washington, D.C. EE.UU.
- Niskanen, A. 1998. Value of external environmental impacts of reforestation in Thailand. *Ecological Economics* 26:287-297.
- OECD. 2006. Measuring Sustainable Development: Integrated economics, environment and social frameworks. OECD Publications, París, Francia.
- Pagiola, S. 1994. Cost-Benefit Analysis Of Soil Conservation. Pp. 21-39 en: Lutz, E., S. Pagiola, and C. Reiche (eds.). *Economic and Institutional Analysis Of Soil Conservation Projects In Central America And Caribbean*. World Bank Environment Paper Number 8, Washington, D.C. EE.UU.
- Pagiola, S., K. Von Ritter y J. Bishop. 2004. Assessing the economic value of conservation. The World Bank en colaboración con The Nature Conservancy and IUCN-The World Conservation Union. Environment Department Paper Nro. 101. Washington, D.C. EE.UU.
- Palmquist, R. 1989. Land as a differentiated factor of production: a hedonic model and its implications for welfare measurement. *Land Economics* 65:23-28.
- Palmquist, R. y L. Danielson. 1989. A Hedonic Study of the Effects of Erosion Control and Drainage on Farmland Values. *American Journal of Agricultural Economics* 71:55-62.
- Penna, J.A. y E.R. Cristeche. 2008. La Valoración de Servicios Ambientales: diferentes paradigmas. *Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales*. INTA, Buenos Aires.
- Pigou, A.C. 1920. *The Economics of Welfare*. Macmillan Press, London. Pp. 876.
- Rabin, M. 1998. Psychology and economics. *Journal of Economic Literature* 36:11-46.
- Randall, A. 1985. *Economía de los recursos naturales y política ambiental*. Limusa, México.
- Rasul, G. y G.B. Thapa. 2006. Financial and economic suitability of agroforestry as an alternative to shifting cultivation: The case of the Chittagong Hill Tracts, Bangladesh. *Agricultural Systems* 91:29-50.
- Sadoulet, E. y A. de Janvry. 1995. *Quantitative development policy analysis*. The John Hopkins University Press, Baltimore and London.
- Sáez, C.A. y J.C. Requena. 2007. Reconciling sustainability and discounting in Cost-Benefit Analysis: A methodological proposal. *Ecological Economics* 60:712-725.

- Sejenovich, H., G. Gallo Mendoza y O. Girardin. 1996. Manual de cuentas patrimoniales. PNUMA-Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina Regional para América Latina y el Caribe, México.
- Slangen, L.H.G. 1994. The Economic Aspects of Environmental Co-operatives for Farmers. *International Journal of Social Economics* 21:42-59.
- Solow, R.M. 2009. The Economics of Resources or the Resources of Economics. *Journal of Natural Resources Policy Research* 1:69-82.
- Spash, C.L. 2000. The concerted action on environmental valuation in Europe (EVE): an introduction. Cambridge Research for the Environment, UK.
- Tietenberg, T. 2000. Environmental and natural resource economics, 5 edition. Addison Wesley Longman, New York. EE.UU.
- Turner, R., D. Pearce y I. Bateman. 1993. Environmental Economics: An Elementary Introduction. Johns Hopkins University Press, Baltimore. EE.UU.
- Velázquez, E. 2006. An input-output model of water consumption: Analysing intersectoral water relationships in Andalusia. *Ecological Economics* 56:226-240.
- Venkatachalam, L. 2007. Environmental economics and ecological economics: Where they can converge? *Ecological Economics* 61:550-558.
- Wilson, M.A. y J.P. Hoehn. 2006. Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics* 60:335-342.

Capítulo 5

VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y PLANIFICACIÓN DEL USO DEL TERRITORIO ¿ES NECESARIO HABLAR DE DINERO?

“No venga a tasarme el campo con ojos de forastero,
porque no es como aparenta sino como yo lo siento.
Su cinto, no tiene plata ¡ni pa’ pagar mis recuerdos!”

Osiris Rodríguez Castillo

“Solo un necio confunde valor con precio”

Antonio Machado

José M. Paruelo

Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección. Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. IFEVA y Facultad de Agronomía. UBA-CONICET. Av. San Martín 4453. (1417)Buenos Aires, Argentina.

Resumen. En este artículo discuto algunas de las dificultades asociadas a la valoración económica de los servicios ecosistémicos (SE) y presento un ejemplo de un sistema de apoyo a la toma de decisiones basado sobre la cuantificación de las consecuencias de los cambios en el uso del suelo. A pesar del esfuerzo puesto en desarrollar métodos de valoración de los SE y en difundir su uso, hay muy pocos ejemplos exitosos. Una limitante central es la dificultad para establecer de manera cuantitativa en qué medida un cambio estructural o funcional de un ecosistema dado afectará el bienestar humano. Además de los problemas asociados a la falta de información, asignar valores monetarios a los servicios ecosistémicos presenta otras dificultades que podríamos denominar conceptuales. En buena medida, estas surgen de inscribir el análisis en una lógica económica. Más allá de su conveniencia en casos particulares, el énfasis en una valoración económica puede dar lugar a soluciones subóptimas de problemas ambientales o a caer en “trampas ideológicas” al forzar la asunción de marcos conceptuales no explícitos. Uno de los aspectos que difícilmente incorporen las aproximaciones que reducen la valoración a la definición de un precio es la perspectiva diferencial de los distintos actores socioeconómicos. Para incorporar el concepto de SE al proceso de evaluación en el cual se apoya la planificación del uso del territorio deberían tenerse en cuenta los siguientes aspectos: 1) Identificar qué procesos ecosistémicos y servicios asociados se verían afectados cuando se produce cada uno de los tipos posibles de intervenciones. En esta etapa deben definirse las “funciones de producción” de cada servicio a considerar, 2) determinar la magnitud y el sentido del cambio en el nivel de provisión de un servicio inducido por cada tipo de intervención (“funciones de afectación”), 3) identificar los actores sociales, económicos y políticos relevantes, y 4) cuantificar el nivel de apropiación de beneficios y perjuicios por parte de los distintos actores socioeconómicos.

INTRODUCCIÓN

La idea de servicios ecosistémicos (SE) ha tenido, desde su formalización en ámbitos académicos (ver Mooney y Erhlich 1997) una presencia creciente en la discusión de la problemática ambiental. La exteriorización más clara del apoyo recibido desde la comunidad científica es la importancia de este concepto en el informe del Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2004). Es probable que, en términos relativos, la simpleza de la idea de SE, su relación con la valuación del capital natural (Daily et al. 2009) y la posibilidad de tener un lenguaje común con economistas y sociólogos al hablar de servicios hayan contribuido a su difusión. El informe del Millenium Ecosystem Assessment (2004) asocia con claridad el nivel de provisión de servicios ecosistémicos con el bienestar humano. Esto muestra que al hablar de SE se asume, de hecho, una postura antropocéntrica en la cual la conservación de la naturaleza se inscribe en la necesidad de satisfacer demandas de la sociedad (Goulden y Kennedy 1997). Por otro lado, un atractivo particular desde el punto de vista biofísico es la posibilidad de establecer un vínculo directo entre los servicios ecosistémicos y el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas (Costanza et al. 1997). Teniendo en cuenta todas estas consideraciones, se define a los SE como los aspectos de los ecosistemas utilizados (de forma activa o pasiva) para generar bienestar humano (Boyd y Banzhaf 2007, Fisher et al. 2009).

La difusión de la idea de SE estuvo acompañada de la expectativa de tornarla operativa para la resolución de conflictos ambientales y/o la evaluación de las consecuencias del cambio en el uso del suelo. Cowling et al. (2008) presentan un modelo operativo que busca incorporar de forma explícita a los SE en el proceso de planificación del uso del territorio. En el caso de cambios en el uso del suelo, una modificación en la cobertura o en el uso se traduciría en un cambio en el nivel de provisión de un servicio. La valoración económica pasó a ser uno de los objetivos más frecuentes en los trabajos sobre SE. El artículo de Costanza et al. (1997) es, probablemente, el análisis más difundido de este tipo de enfoques por su alcance global. En este trabajo se recopiló información acerca del valor económico presente de 17 SE para 16 biomas. Para la biosfera como un todo, el valor de esos servicios (la mayoría fuera del mercado) se estimó en 33×10^{12} U\$S/año. Este número, al resultar de una lista incompleta de SE, es una subestimación del valor de los servicios que presta la naturaleza al sistema económico. Más allá del valor presentado, un primer objetivo de este cálculo fue poner de manifiesto la magnitud de la contribución de los SE al bienestar humano. En ese sentido, el estudio de Costanza et al. (1997) destaca la importancia del capital natural en el proceso económico. Un segundo objetivo de la estimación realizada por Costanza et al. (1997) fue promover el uso de la valoración económica de los SE en evaluaciones de proyectos a través de análisis costo-beneficio. La expectativa asociada al análisis económico de los servicios ecosistémicos es que haría explícitos en términos comparativos (monetarios) los costos y beneficios de distintas alternativas de intervención en la naturaleza y entonces permitiría resolver compromisos en la asignación de recursos. Ambos objetivos difieren en la escala de aplicación de las estimaciones del valor de los servicios ecosistémicos, de lo global en el primer caso, a lo local en el segundo (e.g., ver Viglizzo y Frank 2006). Si bien la valoración económica de los SE ha sido criticada como mecanismo para la toma de decisiones por que no todos los actores involucrados están igualmente informados o por la desconexión espacial y temporal entre acciones y consecuencias (Carpenter et al. 2009), sigue siendo uno de los contextos de uso del concepto de SE más difundido. La importancia que se le otorga a la valoración económica se pone de manifiesto en el hecho de que su ausencia ha sido considerada como una de las causas de la caída en los niveles de provisión de los SE (MEA 2004).

En este artículo discuto algunas de las dificultades asociadas a la valoración económica de los SE y presento un ejemplo de un sistema de apoyo a la toma de decisiones basado sobre la cuantificación de las consecuencias biofísicas y socioeconómicas de los cambios en el uso del suelo. El enfoque que propongo cubre la fase de evaluación del esquema propuesto por Cowling et al. (2008) para su modelo operativo orientado a la preservación de los SE. No considero las etapas posteriores de planificación e implementación del manejo.

DIFICULTADES PARA LA APLICACIÓN DE LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SE

A pesar del esfuerzo puesto en desarrollar métodos de valoración de los SE y en difundir su uso, hay muy pocos ejemplos exitosos (Ruffo y Kareiva 2009). La mayor parte de los casos en donde la valoración económica fue incorporada a la toma de decisiones y/o al manejo involucran el uso del agua: desde el caso paradigmático de la Cuenca de Catskills en el estado de Nueva York (EE.UU.) (Chichilnisky y Heal 1998) hasta los sistemas de pago por servicios ecosistémicos en establecimientos agropecuarios que retengan agua en los Everglades de la Florida (EE.UU.) (Bohlen et al. 2009) o en Costa Rica (Pagiola 2008).

Al dejar de lado la dificultad más obvia para valorar económicamente los SE, o sea la ausencia de un mercado que fije un precio, una limitante central es la dificultad para establecer de manera cuantitativa en qué medida un cambio estructural o funcional de un ecosistema dado afectará el bienestar humano. En muy pocos casos se conocen lo suficientemente bien las funciones de producción de los distintos servicios, es decir el vínculo entre la estructura y funcionamiento del ecosistema y el nivel de provisión de un servicio (Heal 2000). Tradicionalmente, las funciones de producción de bienes y servicios agropecuarios o forestales han sido las mejor descritas (Daily et al. 2009); por ejemplo, la relación entre productividad primaria y la producción de carne o la profundidad, textura y fertilidad del suelo y la productividad forestal. Para la mayor parte de los servicios ecosistémicos estas relaciones no han sido siquiera planteadas. Por otro lado, la valoración monetaria implica la definición de un cambio marginal (pequeños cambios en la cantidad del SE afectan su valor monetario) que es difícil de asociar a un proceso ecosistémico (Heal 2000).

Además de los problemas asociados a la falta de información, asignar valores monetarios a los servicios ecosistémicos presenta otras dificultades que podríamos denominar conceptuales y que surgen, en buena medida, de inscribir el análisis en una lógica económica. Esto implica mucho más que la evaluación de alternativas en términos de costo-beneficio. Un primer cuestionamiento deriva de la teoría del valor económico (Volkov et al. 1985). El valor económico de un bien o de un servicio surge de la cantidad de trabajo humano incorporado que el mercado, suponiendo un funcionamiento ideal, terminaría por reflejar en un precio (Marx 2008). Los SE no derivan del trabajo humano y su valoración económica sólo podría hacerse en casos en los que un nivel de provisión de un servicio ecosistémico permite disminuir la cantidad de trabajo en la producción de un bien transable. No es casual que la valoración económica haya funcionado en el caso de la provisión de agua o de la regulación hídrica (e.g., Pagiola 2008, Wunder et al. 2008), casos en donde es posible evaluar de manera clara un costo de reemplazo (planta de tratamiento, defensas contra inundaciones, riego) en el que se incurriría inevitablemente en ausencia de ese SE (Heal 2000).

Por otro lado, al asignar un valor monetario a los SE se fuerza, de manera tácita, un mecanismo de decisión que opera con la lógica del mercado. En muchos casos esto implica definir qué actores sociales podrán participar de la decisión y cuáles no. Participarían del proceso de toma de decisiones quienes detentan la propiedad o el control del capital natural. La privatización de los recursos naturales o de su control es funcional a este esquema de toma de decisiones. Por otra parte, al definir un valor monetario se incurre en un grave riesgo: la variación de los precios relativos de los bienes y servicios de producción alternativa (producción de “commodities” agrícolas vs. mantenimiento de la biodiversidad) puede inducir decisiones irreversibles. Por ejemplo, el aumento en el precio de la soja durante la primera década del siglo XXI, asociado a especulaciones del mercado financiero globalizado, excluye cualquier alternativa de preservación de bosques basada sobre los bienes y servicios ecosistémicos que produce (e.g., madera, carbón, regulación hídrica, etc.). Un contexto de precios favorable a la producción de “commodities” agrícolas genera un cambio (el desmonte) de difícil reversión. En un sistema regulado solamente por el mercado las decisiones individuales de algunos actores (que se benefician económicamente por sus acciones) generan un costo, vía degradación ambiental o caída en el nivel de provisión de un SE, que recae sobre otros actores que no participaron de las decisiones. La valuación monetaria puede inducir la (falsa) percepción de que los SE pueden ser reemplazados por un proceso de manufactura industrial.

La asignación de recursos basada sobre el mecanismo de costo-beneficio genera resultados claramente subóptimos en términos de bienestar general (Scheffer et al. 2000). Hardin (1993) habla del fenómeno de “Socializar costos y Privatizar Beneficios” (“CCPP phenomenon”, *Communize the Cost, Privatize the Profit*, en inglés).

Calcagno y Calcagno (2000) postulan que la disfunción de los sistemas sociales, con sus secuelas de inequidad, resultaría de una alteración en la jerarquía de restricciones que imponen los subsistemas ético, político y económico. Estos autores señalan que los aspectos éticos restringen y fijan límites al sistema político. En el sistema político los actores buscan acumular poder y sin restricciones éticas los mecanismos para lograrlo quedan fuera de control. Así, por ejemplo, el genocidio o la desaparición forzada de personas puede pasar a ser una práctica política. En el sistema económico capitalista los actores buscan maximizar las ganancias y la acumulación de capital. Sin controles políticos, la lógica económica promueve la sobreexplotación de los recursos naturales y de los trabajadores. Marx (2008) plantea que todo en la naturaleza se torna un objeto, un recurso para o un obstáculo a la expansión de la producción, el desarrollo tecnológico, el crecimiento de los mercados y la circulación del dinero.

La valoración monetaria le quitaría peso a los argumentos éticos y políticos en la discusión de los efectos de las actividades humanas sobre el ambiente. Los aspectos políticos y éticos quedarían entonces al mismo nivel que los económicos. En una economía capitalista las regulaciones ponen límites a la lógica económica de maximización de ganancias, por ejemplo, impidiendo prácticas monopólicas. El mercado, aun suponiendo un funcionamiento poco distorsionado, tiene dificultades serias para regular el nivel de afectación de los servicios ecosistémicos. Estas dificultades se vinculan, por ejemplo, con la irreversibilidad o la presencia de fenómenos de histéresis (diferencias en la dinámica según el sentido del cambio) en la respuesta de los procesos ecosistémicos a factores de estrés.

¿TIENE SENTIDO HABLAR DE VALOR DE LOS SERVICIOS?

Desde una perspectiva filosófica es, sin duda, muy importante asignar valor a SE en la medida en que éste refleja una cualidad ética o estética de las cosas que permite estimarlas en sentido positivo o negativo (Fronzizi 1992). El valor, entonces, tiene un alcance que excede por mucho la definición más común de valor económico: el precio. Más allá de su conveniencia en casos particulares, el énfasis en una valoración económica puede dar lugar a soluciones subóptimas de problemas ambientales o a caer en “trampas ideológicas” al forzar la asunción de marcos conceptuales no explícitos. Uno de los aspectos que difícilmente incorporen las aproximaciones que reducen la valoración a la definición de un precio es la perspectiva diferencial de los distintos actores socioeconómicos.

El concepto de “energía” (Odum 1996), que al igual que la teoría del valor-trabajo de Marx pone énfasis en la producción del bien o servicio y no en el consumo, computa el valor como la energía utilizada e incorporada en la manufactura de un producto. En tal sentido el cálculo emergético sería una alternativa superadora de la valoración económica de los SE, en la que en lugar de expresar su valor en unidades monetarias se lo hace en unidades de energía con calidad equivalente a la solar (Brown y Ulgiati 2004). Esta valoración supera los aspectos subjetivos y contexto-dependiente de la valoración económica. Las incertidumbres asociadas al cálculo emérgético son entonces menores a las derivadas de las distintas alternativas usadas en la valoración económica de SE. Sin embargo, y a pesar de su carácter superador de las visiones con raíces en la economía neoclásica, esta aproximación tampoco incorpora la dimensión social en la valoración de los SE y en la toma de decisiones en relación a ellos.

LA DIMENSIÓN SOCIAL EN LA TOMA DE DECISIONES RESPECTO DE LOS SE

Para introducir la dimensión social, Scheffer et al. (2000) define las categorías de “afectadores” y “beneficiarios” de un servicio ecosistémico. El afectador será aquel agente que, de manera deliberada o no, altere negativamente el nivel de provisión de un servicio. Por ejemplo, una industria que vierte residuos operará como afectadora de servicios de recreación y provisión de agua potable. Una empresa agropecuaria que desmonta y realiza agricultura en el Chaco afectará la biodiversidad, la regulación hídrica y climática, la capacidad de secuestro de C y el ciclado de nutrientes. Si bien es posible imaginar excepciones, en general los afectadores suelen estar mejor definidos que los beneficiarios, quienes utilizan los SE de forma directa o indirecta al consumirlos o no. En buena medida, es la sociedad como un todo. Dependiendo del servicio en cuestión, los beneficiarios serán locales (e.g., en el caso de la provisión de agua a una localidad particular), regionales (e.g., regulación hídrica de una cuenca) o globales (e.g., regulación de la composición de gases atmosféricos). Para muchos servicios el mismo actor social puede ser afectador y beneficiario. Este es el caso de un agricultor que produce cultivos anuales y miel y vive en su explotación. La aplicación de insecticidas lo convierte en afectador de un servicio del que es beneficiario: la polinización. Un mal manejo de fertilizantes y agroquímicos afectará, a través de la contaminación de napas y cuerpos de agua, la calidad del agua que han de beber él, su familia y su ganado. En los casos en donde afectador y beneficiario se confunden en el mismo sujeto se pueden plantear mecanismos muy efectivos de retrocontrol que permitirían maximizar

la provisión tanto de bienes con valor de mercado como de servicios ecosistémicos. No siempre ocurre esto. El retardo en la percepción de las consecuencias de la afectación puede determinar que el retrocontrol funcione demasiado tarde. En general, los problemas aparecen cuando los afectados no sólo no son beneficiarios del SE de manera directa sino que además no residen allí. El caso paradigmático sería el de compañías multinacionales en donde quienes perciben los beneficios económicos de la actividad y toman las decisiones sobre el nivel de afectación de los servicios ecosistémicos (de manera explícita o implícita) carecen de todo vínculo con el sitio. Redman (1999) identifica a la disociación entre la instancia de toma de decisiones y el territorio como una de las causas más comunes de los problemas ambientales a lo largo de la historia de la humanidad.

La valoración económica de los SE y la toma de decisiones asociadas a un lógica de costo- beneficio asume que "afectadores" y "beneficiarios" contribuyen de manera equivalente a la búsqueda de un óptimo de bienestar social. Esto rara vez ocurre. En general los afectados tienen un peso económico y político mucho mayor que el de los beneficiarios (Scheffer et al. 2000). La capacidad de la industria u otros afectados de definir qué costos y qué beneficios se consideran es sensiblemente mayor que la de los beneficiarios, en general una atomizada sociedad local. El componente político, en la medida que refleja relaciones de poder, tendería a distorsionar aun más el panorama en favor de los afectados. Por ejemplo, la empresa productora de celulosa Botnia, instalada en la orilla oriental del Río Uruguay en 2007 (ver detalles en Altesor et al. 2008), prácticamente eliminó las posibilidades de que la sociedad restrinja su papel como afectador de varios SE (regulación hídrica, calidad del agua, recreación) mediante la firma de tratados de protección de inversiones con el gobierno uruguayo antes de comenzar la construcción de la planta. De esta manera transfirió los costos de las demandas de los beneficiarios al Estado uruguayo, quien, en última instancia debería actuar como árbitro.

¿CÓMO INCORPORAR LOS SE A LA TOMA DE DECISIONES Y A LA PLANIFICACIÓN DEL TERRITORIO?

¿Cómo generar una alternativa operativa para que los servicios ecosistémicos sean considerados en el proceso de toma de decisiones? Cowling et al. (2008) presenta un esquema general en donde identifica una etapa de evaluación, una de planificación y la implementación del manejo. Me concentraré aquí en la etapa de evaluación. El énfasis en esta etapa debería estar puesto en cuatro aspectos.

1. Identificar qué procesos ecosistémicos y servicios asociados se verían afectados cuando se produce cada uno de los tipos posibles de intervenciones. En esta etapa deben definirse las "funciones de producción" de cada servicio a considerar.
2. Determinar la magnitud y sentido del cambio en el nivel de provisión de un servicio inducido por cada tipo de intervención ("funciones de afectación").
3. Identificar los actores e involucrados sociales, económicos y políticos más importantes ("stakeholders" en la literatura de habla inglesa).

4. Cuantificar el nivel de apropiación de beneficios y perjuicios por parte de los distintos actores socioeconómicos.

La consideración de estos cuatro aspectos conlleva la necesidad de definir la escala (extensión y resolución) del análisis. En esta definición deberán considerarse cuestiones relacionadas con las "unidades proveedoras" de los SE (Luck et al. 2003), ya sean poblaciones o ecosistemas, con la configuración del paisaje en donde las unidades proveedoras se encuentran y con el contexto socio-político administrativo de la toma de decisiones y la gestión. En el caso del medio rural de muchos países sudamericanos la extensión del análisis suele coincidir con la municipalidad o el departamento y el grano con las unidades de manejo de los establecimientos.

La consideración de los cuatro aspectos listados más arriba no resuelve el problema de la toma de decisiones pero provee a quienes deben tomarlas elementos objetivos para evaluar alternativas. En última instancia, la decisión dependerá de cuestiones políticas, o sea, de la capacidad de cada uno de los actores de hacer valer sus intereses, visiones e ideología, y del grado de control que tengan del Estado. La importancia de los aspectos ideológicos no debería soslayar la necesidad de abordar la evaluación de las consecuencias de las alternativas desde una perspectiva técnica.

Un ejemplo para el litoral del Río Uruguay (en cualquier margen...)

En los departamentos ubicados a ambas márgenes del Río Uruguay en la Provincia de Entre Ríos, Argentina, y en la República Oriental del Uruguay existe una fuerte presión por transformar pastizales naturales en cultivos anuales y/o forestales (Paruelo et al. 2006, Jobbágy et al. 2006, Altesor et al. 2008).

La identificación y la cuantificación de los servicios que provee un ecosistema es un tema eminentemente técnico. Sin embargo, requiere de una definición precisa del concepto de SE. Fisher et al. (2009) discuten distintas definiciones y sugieren circunscribir el concepto de SE a los aspectos ecosistémicos usados de manera activa o pasiva para generar bienestar humano. En consecuencia, esta definición restringe el significado a fenómenos (i.e., procesos y estructuras) del ecosistema. Para la medición o la estimación de estos fenómenos, los ecólogos, agrónomos o profesionales en ciencias ambientales disponen de alternativas metodológicas diversas. Al realizarse agricultura o forestaciones con especies como pinos y eucaliptos se dejan de proveer ciertos servicios sin valor de mercado para maximizar la producción de bienes comerciales (e.g., madera y granos). Jobbágy et al. (2006) resumen las consecuencias ambientales de las forestaciones en los pastizales del Río de la Plata sobre una serie de procesos ecosistémicos de particular importancia: las ganancias de C, las pérdidas de agua y el balance de nutrientes. Esta información permite construir un gráfico del efecto relativo de las transformaciones de uso del suelo sobre aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas (Figura 1a). Los efectos se relativizan respecto de la cobertura original o de aquella que se define como situación de referencia. Así las forestaciones incrementarán las pérdidas de agua por evapotranspiración y las ganancias de C mientras que los cultivos anuales la reducirán respecto de los pastizales. Ambas transformaciones del territorio reducirán la biodiversidad y el C edáfico. La línea superpuesta a las barras indica el rango de los efectos o la incertidumbre en las estimaciones (e.g., el desvío estándar).

El impacto de una transformación dependerá de la superficie ocupada y de la configuración del paisaje. Baldi y Paruelo (2008) presentan descripciones del cambio en la estructura del paisaje

asociado a la expansión agrícola. El efecto integrado de las transformaciones sobre los procesos o servicios ecosistémicos puede ser estimado ya sea sobre la base de descripciones empíricas como las mencionadas o de escenarios de modificación del paisaje. Un primer paso es calcular el producto de la superficie de cada tipo de cobertura (en este caso pastizales, forestaciones y cultivos) por el efecto relativo de cada proceso (Figura 1b). En la Figura 1b se muestra el efecto relativo sobre cada proceso y en la escala de paisaje de dos configuraciones del territorio.

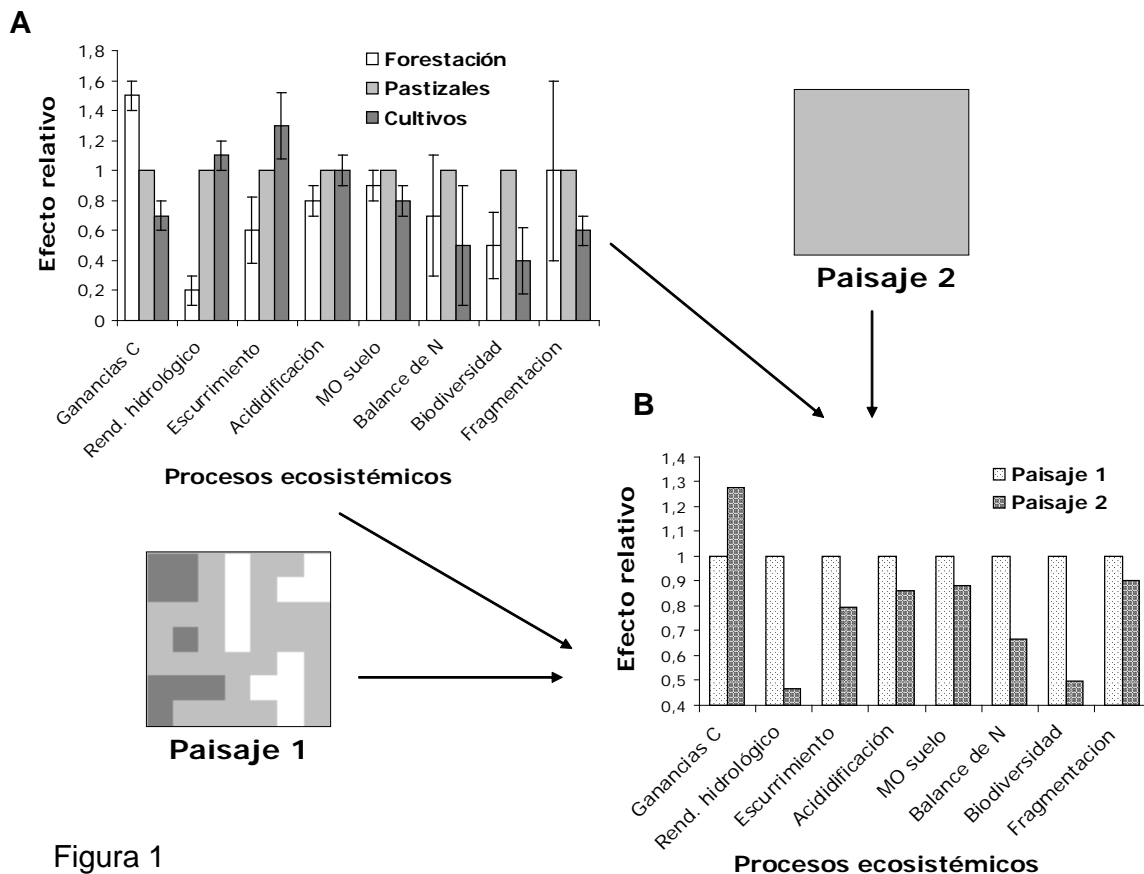


Figura 1

Figura 1. a) Cambio relativo en distintos procesos ecosistémicos respecto de la vegetación nativa (pastizales) al transformarse una celda a cultivos o forestaciones. Las líneas indican una medida de la incertidumbre en la estimación (e.g., el desvío estándar).

b) Cambio relativo a nivel de paisaje para dos paisajes contrastantes en cuanto a proporción de tipos de coberturas. El efecto relativo en este caso surge del promedio ponderado del efecto de cada tipo de cobertura por su proporción.

En general, un aumento de la superficie transformada en cultivos anuales o forestaciones determinará un aumento de los volúmenes de producción. La relación más probable es la indicada en la Figura 2: un aumento con tasa decreciente. La relación entre el área transformada y el nivel de provisión de un dado servicio ecosistémico ("funciones de afectación") puede asumir distintas formas (Scheffer et al. 2000). Puede caer de manera lineal (Figura 2a), aunque también puede hacerlo con una tasa variable (Figuras 2b y c). En ocasiones, los sistemas pueden presentar umbrales que condicionan la reversibilidad de las transformaciones (Figura 2d) El cálculo realizado en la Figura 1 supone una relación lineal para todos los procesos, sin duda una simplificación grosera. ¿Cuál es la superficie que puede transformarse? La respuesta a esta pregunta requiere,

de manera ineludible, una definición política: cuál es el nivel de reducción en la provisión de cada uno de los servicios que la sociedad está dispuesta a tolerar. En el ejemplo el nivel de reducción tolerable es el indicado con la flecha. Si la relación entre el nivel de transformación y el nivel de provisión del servicio es la de la Figura 2b la superficie será mayor que si la relación es la ejemplificada en la 2c.

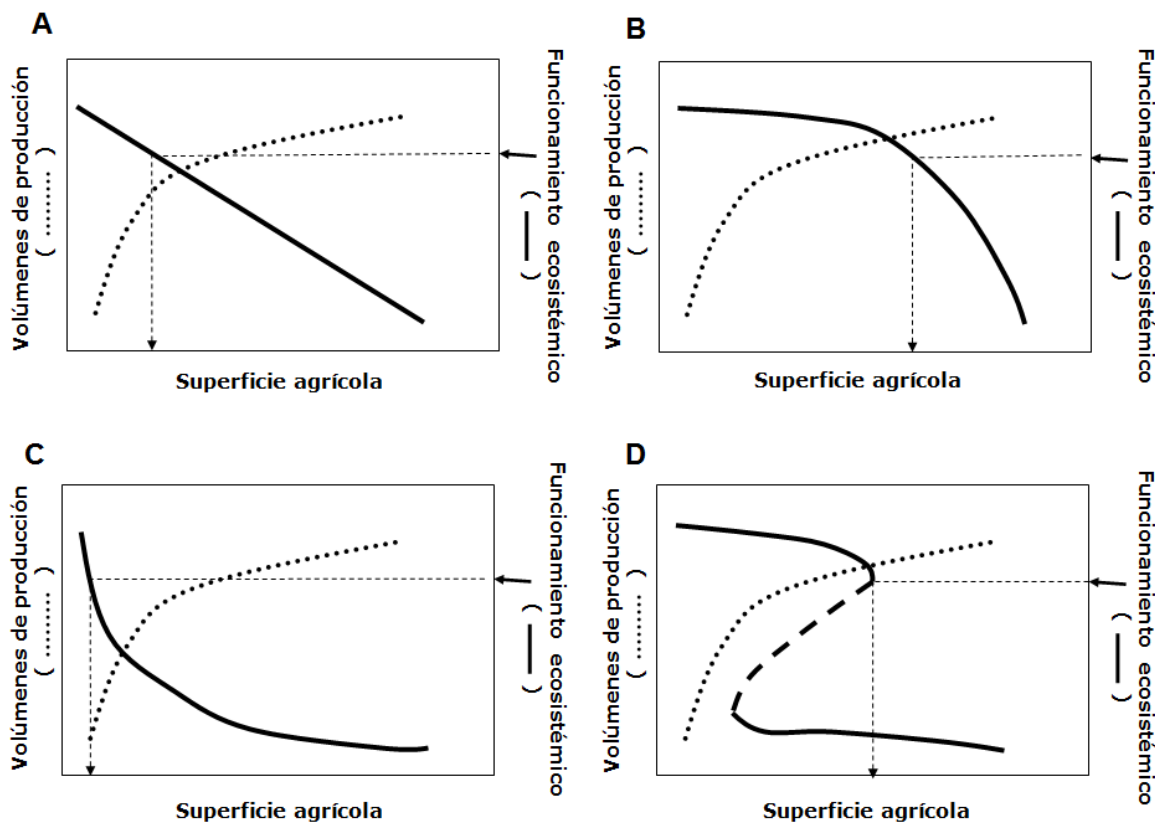


Figura 2. Cambios hipotéticos en el nivel de producción física de “commodities” y en el nivel de funcionamiento ecosistémico en función de la superficie cultivada de un paisaje. Para la producción física de commodities la relación con la superficie cultivada asume que primero se ocupan las tierras más productivas y a medida que la calidad de los sitios incorporados al cultivo disminuye baja la tasa de aumento de los volúmenes físicos producción. Para el funcionamiento ecosistémico se suponen cuatro formas de afectación por aumento de la superficie agrícola. La flecha sobre el eje Y corresponde al nivel tolerable de afectación del funcionamiento ecosistémico. La forma de la relación funcionamiento ecosistémicos-superficie agrícola definirá, dado el nivel de afectación, la superficie que podría ser cultivada.

Los estudios que proveen evidencias acerca de los efectos del cambio en el uso del suelo sobre los SE no incluyen juicios de valor del tipo ¿es “buena” o “mala” la forestación? La respuesta a esta pregunta necesita especificar el “para quién”. La percepción acerca de las bondades de un proceso de cambio en el uso del suelo variará de acuerdo a los grupos sociales o de interés que estemos considerando. La identificación de los grupos sociales que serán considerados actores e involucrados (“stakeholders”) (tercer aspecto de los considerados más arriba) tendrá una relación dialéctica con la definición de los impactos a evaluar. Algunos criterios que se deberían tener

en cuenta en la identificación de actores e involucrados incluyen los derechos sobre la tierra o los recursos, la continuidad de la relación (e.g., residentes vs. turistas), el conocimiento y las habilidades para el manejo/gestión del sistema, las pérdidas o daños asociados al impacto, la relación cultural e histórica con el sistema/recursos, el grado de dependencia económica y social de los recursos o el sistema, el compromiso e intereses en el manejo, la equidad en el acceso a los recursos y en la distribución de beneficios, la compatibilidad de los intereses del involucrado con objetivos de conservación o planificación a nivel político y el impacto presente o potencial de las actividades del involucrado en los recursos (Reed 2008).

La Figura 3 muestra un ejemplo simplificado de cómo considerar la apropiación de beneficios y perjuicios (el cuarto de los aspectos listados). Los valores incluidos son ficticios pero plausibles. La parte A de la matriz presenta tres conjuntos de bienes y servicios que se transa en mercados. Por un lado un grupo de bienes englobados en la categoría de "commodities" (i.e., que se comercian en un mercado global) y que incluirían carne, cereales, oleaginosas y madera. Por otro se incluyen actividades turísticas y la producción de bienes de consumo local (e.g., productos hortícolas o de granja). Se consideran a su vez tres usos alternativos del suelo: ganadero (que es tomado como la referencia en la medida en que representa el de menor grado de artificialización del sistema), forestal y agrícola. Para cada uno de esos bienes/servicios y usos del suelo se expresa el cambio en el nivel de provisión (efecto o valor) para cada uno de los usos. Este cambio puede ser expresado, por ejemplo, en unidades de emergía (ver un ejemplo de cálculo en Martin et al. 2006 y los artículos de Ferraro y Rótolo et al, capítulos 9 y 27 de este libro, respectivamente) a fin de tener una unidad común e independiente del aspectos subjetivos o coyunturales (e.g., fluctuaciones del mercado). Dado que se trata de bienes o servicios que tienen un mercado, en este caso es posible también valuarlos en términos económicos. La parte C de la tabla corresponde a (algunos) procesos ecológicos que determinan servicios ecosistémicos y a la magnitud del cambio bajo distintos usos (ver Figura 1a). Estos efectos corresponden a la variación relativa respecto de una situación de referencia, en este caso el uso ganadero de pastizales naturales. Obsérvese que este caso el valor consignado surge de considerar las funciones de afectación definida para cada proceso o SE.

La parte B de la matriz presenta los posibles actores sociales involucrados (el tercer aspecto a considerar). La lista no es exhaustiva y la definición de quienes califican como actores requiere de un análisis cuidadoso (Reed 2008) y también de definiciones políticas ya que la "visibilidad" de un actor dependerá de su peso político y de la actitud del estado hacia él. Una vez definidos estos actores puede calcularse de qué porción del valor de cada ítem se apropia cada uno de ellos en cada alternativa de uso. Esto dependerá del contexto social, económico y político. Así, por ejemplo, dependerá de los precios de los "commodities", de la presión fiscal, de las regulaciones estatales, etc. Nuevamente, el cálculo de la apropiación puede hacerse en base a valuaciones económicas o emergéticas. Con seguridad, los resultados serán diferentes y es importante considerar de manera conjunta ambas estimaciones. Para una misma actividad, la suma de la porción apropiada por cada actor suma 1. Por tratarse de bienes y servicios privados e integrados a un mercado hace que se comporten como apropiables y consumibles en donde un actor excluye a los otros de la

propiedad de la porción que se adueña y esa porción apropiada deja de estar disponible para los otros (Fisher et al. 2009).

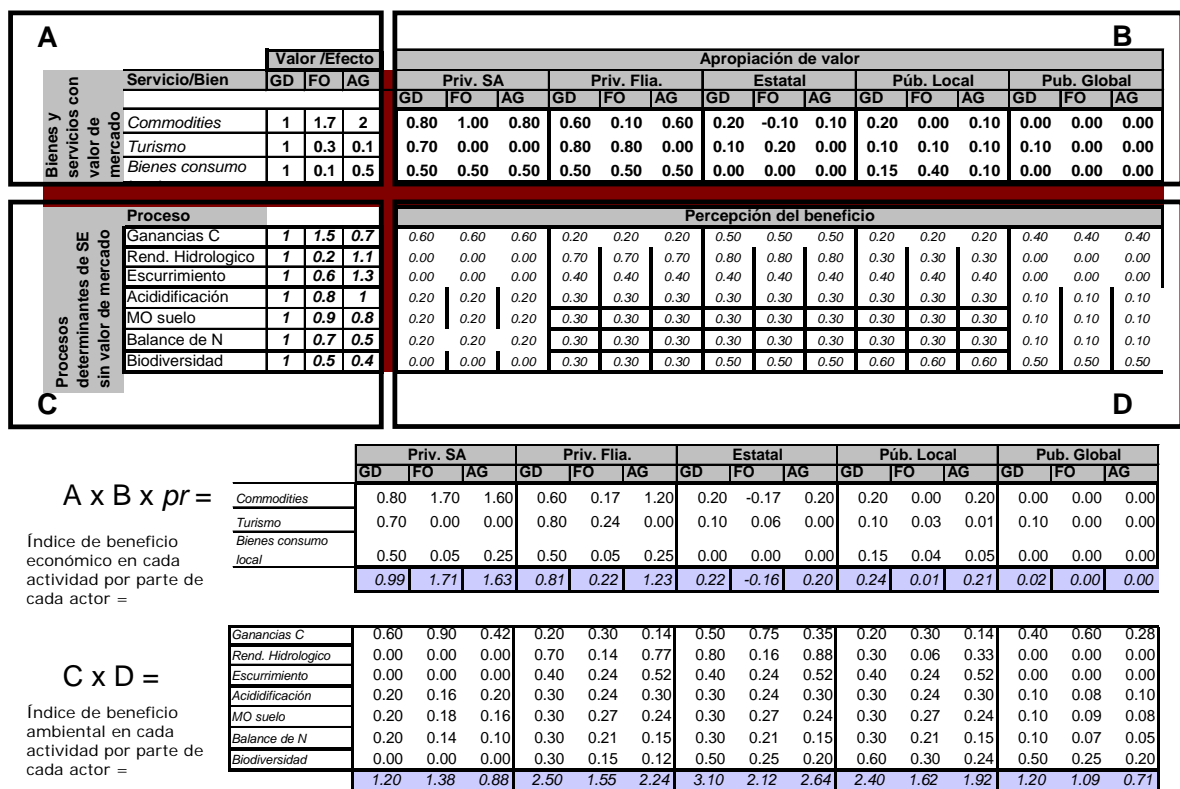


Figura 3. a) Grupo de bienes y servicios transables producidos en una dada región (filas) bajo distintos tipos de uso del suelo (ganadería (GD), cultivos anuales (AG) y forestaciones con eucaliptos o pinos (FO)) (columnas). Los niveles de producción física, expresados, por ejemplo, en unidades de energía, están relativizados respecto del uso que implica el menor grado de artificialización del paisaje (en este caso el ganadero). Se incluyen tanto bienes comercializables en un mercado global ("commodities") como bienes y servicios de consumo local. b) Nivel de apropiación de cada bien por parte de cada actor socioeconómico (Privado Sociedad Anónima, Privado Familiar, Sector Estatal, Público Local y Público Global) en cada situación de uso del suelo. c) Procesos ecosistémicos determinantes del nivel de apropiación de distintos servicios ecosistémicos (filas) y magnitud de cambio en el nivel del proceso en cada alternativa de uso del suelo respecto al uso ganadero. d) Percepción del beneficio que el proceso en cuestión tiene para cada grupo de actores en cada alternativa de uso del suelo.

La sumatoria para cada uno de los bienes de las columnas de la combinación de las matrices A y B (por un precio para cada bien o servicio) permite calcular un índice de beneficio económico para cada actor en cada alternativa de uso. Un índice de beneficio ambiental puede calcularse de manera análoga a partir de las matrices C y D.

Por último, la parte D de la matriz corresponde a la percepción del beneficio que cada proceso/SE genera para cada grupo de actores. La percepción del beneficio depende del nivel educativo, de la posibilidad de evitar perjuicios y de aspectos ideológicos, entre otros factores. La matriz permite ver no sólo la magnitud del efecto de un cambio en el uso del suelo sobre bienes y servicios con y sin valor de mercado sino también la repercusión de esos cambios en los distintos actores considerados. Un mismo actor en la matriz puede ser, en la denominación propuesta por Scheffer et al. (2000), afectador o beneficiario de un servicio. En este caso, los procesos variarían en cuanto nivel de a su nivel de apropiación y consumo constituyendo algunos bienes públicos puros (e.g., el beneficio asociado a la existencia en el caso de la biodiversidad).

Los valores incluidos en las distintas partes de la matriz de la Figura 3 presentan distintas dificultades para su estimación. Para un dado contexto fiscal, económico y político el cálculo de las partes A y B es relativamente directo y objetivo. El nivel de incertidumbre estará asociado a los cambios temporales en precios relativos, a la situación política o a la calidad de los datos de emergencia de los distintos insumos y procesos. En todos los casos son cantidades físicas, monetarias o energéticas cuantificables. La parte C (funciones de afectación de los SE o procesos ecosistémicos) puede estimarse de manera objetiva pero mucho más laboriosa que la parte A. Primero es necesario definir qué procesos incluir y luego estimar/medir el cambio que cada uso de suelo genera respecto de una situación definida como de referencia. Una dificultad básica deriva de la variación espacial y temporal de los procesos. Las ganancias de carbono varían entre tipos de ecosistemas (pastizales vs. bosques) pero también dentro de cada tipo de acuerdo a variaciones edáficas, historia previa, manejo, etc. Sin duda, la parte D es la de más difícil estimación debido a los componentes subjetivos entre y dentro de grupos. La percepción del beneficio no corresponde a la apropiación física de una cantidad sino a la importancia que cada actor le asigna a ese proceso como determinante de su bienestar. La generación de los coeficientes requiere de una estrategia de consultas y/o encuestas no exenta de dificultades, pero hacer explícitas las visiones de cada grupo en forma de coeficientes en una matriz puede representar una contribución fundamental al proceso de toma de decisiones.

La suma a través de bienes y servicios para cada columna de las matrices resultantes de la multiplicación aritmética, celda a celda entre A y B y entre C y D, permite calcular un índice de beneficio económico o ambiental en cada actividad por parte de cada actor (Figura 3). La matriz A-B consiste en la provisión de bienes incorporados al mercado, y puede ser multiplicada por un vector adicional (pr) que toma en cuenta los precios relativos de los bienes y servicios. De acuerdo a estos índices puede estimarse cómo una dada transformación del territorio impactará sobre cada actor social (Figura 4). De esta manera, los beneficios económicos serán mayores para los sectores productores privados que para el sector estatal o el público local con cualquier tipo de transformación. Para el Estado, considerando que se subsidia la actividad, un paisaje con el 100% de las tierras productivas dedicado a la forestación tendría un perjuicio económico (valor negativo del índice). Por supuesto, un aumento de las cargas tributarias modificaría la columna que corresponde al Estado en la porción A de la matriz A. En la medida en que el estado deba suplir los servicios que la modificación de los procesos ecosistémicos altera (e.g., defensa frente a inundaciones, provisión de agua, recuperación de especies amenazadas, etc.) será el actor con un índice de beneficio ambiental mayor.

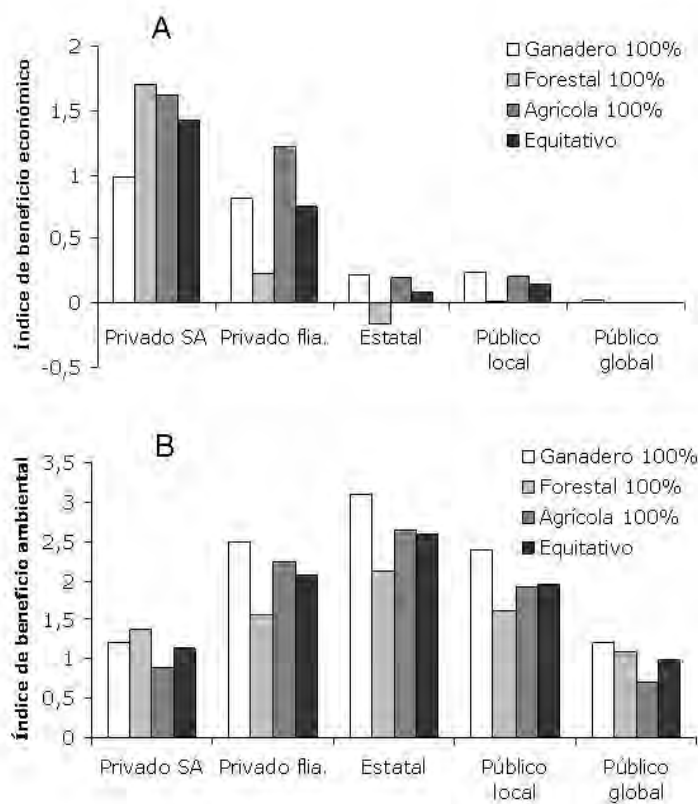


Figura 4. Índices de beneficio económico (A) y ambiental (B) (ver Figura 3) para distintas configuraciones del paisaje: dominado por ganadería, agricultura o forestación o con una distribución equitativa de esos usos. Los valores surgen de la suma de los beneficios de cada uso para cada actor ponderada por la proporción de ese uso en el paisaje.

CONCLUSIONES

La discusión anterior y el ejemplo desarrollado sugieren que reducir la valoración de los SE a la definición de un valor monetario no es un requisito para incorporar la dimensión ambiental a la toma de decisiones. Del ejemplo surge también que la decisión de cómo configurar el paisaje de la región no se deriva de manera inmediata del análisis presentado. En esta etapa deben considerarse valores de equidad, justicia y la viabilidad de un esquema de uso (en sus dimensiones sociales, políticas y económicas). Cuántos beneficios están dispuestos a resignar cada uno de los actores y hasta dónde la sociedad tolera pérdidas en el nivel de provisión de un dado servicio (y, en consecuencia, en calidad de vida) no son cuestiones a resolver en el plano técnico. Sin embargo, disponer de la mayor cantidad y calidad de información acota el margen de la discusión.

Mejorar el proceso de toma de decisiones requiere trabajar en varios planos, distintos pero relacionados. Por un lado, el plano ideológico (i.e., el conjunto de ideas, valores e intereses que definen el pensamiento y la acción de los individuos o de los grupos de actores), marcará los límites de buena parte de las discusiones. Entender desde qué pensamiento se plantean las propuestas o acciones permite una mejor evaluación de sus consecuencias indirectas. Como señalaba más

arriba, un análisis de costo-beneficio económico implica, en buena medida, asumir una perspectiva ideológica en donde la asignación de recursos se realiza según las leyes del mercado. Esto, por ejemplo, pone límites a la acción del Estado y define la importancia de los derechos de propiedad de los recursos naturales. En otro plano, la Ciencia tiene un papel fundamental en el proceso de toma de decisiones ya que de los marcos conceptuales que provee se derivarán, entre otras cosas, las técnicas que permitan identificar los SE involucrados, los actores sociales a considerar y el nivel de modificación en la provisión de SE. En esta tarea es crítico el aporte de las ciencias biofísicas y de las ciencias sociales para desarrollar modelos que permitan incorporar la interdependencia, los compromisos y las no linealidades en la provisión de distintos SE (Rodríguez et al. 2006).

Finalmente, la dimensión política (i.e., las relaciones entre los distintos grupos que disputan el control del gobierno, el Estado y el poder fáctico) definirán en última instancia las decisiones. Estos tres planos, se entrelazan y definen mutuamente de manera dialéctica. La omisión de cualquiera de ellos en el proceso de toma de decisiones disminuye la probabilidad de tomar decisiones que satisfagan los objetivos de preservación del ambiente y de equidad en la distribución de costos y beneficios en la sociedad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó a partir de la financiación del IAI CRN 2031 y de proyectos UBACYT y FONCYT. Agradezco la colaboración de María Vallejos y la lectura crítica de Esteban Jobbágy (UNSL), Antonio Castro (UAL, España), Javier Cabello (UAL, España) y Alice Altesor (UDELAR, Uruguay).

BIBLIOGRAFÍA

- Altesor, A., G. Eguren, N. Mazzeo, D. Panario y C. Rodríguez. 2008. La industria de la celulosa y sus efectos: certezas e incertidumbres. *Ecología Austral* 18:291-303.
- Baldi, G. y J.M. Paruelo. 2008. Land-Use and Land Cover Dynamics in South American Temperate Grasslands. *Ecology and Society* 13:6. www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/ (último acceso 12/10/2010).
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Bohlen, P.J., S. Lynch, L. Shabman, M. Clark, S. Shukla y H. Swain. 2009. Paying for environmental services from agricultural lands: an example from the northern Everglades. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:46-55.
- Brown, M.T. y S. Ulgiati. 2004. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecological Modelling* 178:201-213.
- Calcagno, A.E y E. Calcagno. 2000. Para entender la política. Ed. Catálogos. Buenos Aires. Argentina.
- Carpenter, S.R., M.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. DeFries, et al. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Science* 106:1305-1312.
- Chichilnisky, G. y G.M. Heal. 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature* 391:629-30.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 357:253-260.
- Cowling, R.W. et al. 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings National Academy of Science USA* 105:9483-9488.
- Daily, G.C., S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney, et al. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:21-28.
- Ferraro, D. Eficiencia energética y servicios ecosistémicos. Capítulo 9 de este libro.
- Fisher, B., R.K. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Fronzizi, R. 1992 *¿Qué son los valores?* Fondo de Cultura Económica. México.
- Goulden, L. y D. Kennedy. 1997. Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. Pp. 237-252 en: Daily, G. (ed.). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

- Hardin, G. 1993. *Living within limits*. Oxford: Oxford University Press. EE.UU.
- Heal, G. 2000. Valuing ecosystem services. *Ecosystems* 3:24-30.
- Jobbágy, E.G., M. Noretto, J.M. Paruelo y G. Piñeiro. 2006. Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia Hoy* 16:12-21.
- Luck, G.W., G.C. Daily y P.R. Ehrlich. 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 18:331-336.
- MEA. 2004. *Ecosystems and human well-being: our human planet*. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.
- Martin, J.F., S.W.A. Diemont, E. Powell, M. Stanton y L. Levy-Tacher. 2006. Emergy evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115:128-140.
- Marx, K. 2008. *Crítica de la economía política*. Ed. Claridad. Buenos Aires. Argentina. (edición original de 1858).
- Mooney, H.A. y P.R. Ehrlich. 1997. Ecosystem services: a fragmentary history. En: Daily, G.C. (ed.). *Nature's services*. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.
- Odum, H.T. 1996. *Environmental accounting: emergy and decision making*. John Wiley, New York, EE.UU.
- Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65:712-724.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman, G. Piñeiro, E.G. Jobbágy, S.R. Verón, et al. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencias* 10:47-61.
- Redman, C.L. 1999. *Human Impact on Ancient Environments*. University of Arizona Press, Tucson, EE.UU.
- Reed, M.S. 2008. Stakeholder participation for environmental management: a literature review. *Biological Conservation* 141:2417-2431.
- Rodríguez, J.P., T.D. Beard Jr., E.M. Bennett, G.S. Cumming., S. Cork, et al. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11:28. www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/ (último acceso 12/10/2010).
- Rótolo, G.C. Enfoque emergético en el análisis de los servicios ecosistémicos para la planificación regional. Capítulo 27 de este libro.

- Ruffo, S. y P.M. Kareiva. 2009 Using science to assign value to nature. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:3-3.
- Scheffer, M., W. Brock y F. Westley. 2000. Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis. *Ecosystems* 3:451-471.
- Viglizzo, E.F. y F.C. Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.
- Volkov, M., I. Smirnov y I. Faminsky. 1985. *Economía Política. Diccionario*. Editorial Progreso, Moscú. U.R.S.S.
- Wunder, S., S. Engel y S. Pagiola. 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65:834-852.

Capítulo 6

EL SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

José Paruelo¹, Domingo Alcaraz-Segura^{1,2} y José N. Volante³

¹Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección. Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, IFEVA y Facultad de Agronomía. UBA-CONICET. Av. San Martín 4453. (1417) Buenos Aires, Argentina. Email Paruelo: paruelo@agro.uba.ar - ²Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería, La Cañada de San Urbano. (04120)Almería, España. ³EEA INTA Salta. Cerrillos, Salta, Argentina.

Resumen. El seguimiento de los cambios en el nivel de provisión de los servicios ecosistémicos con una cobertura completa del territorio es un aspecto crítico en la implementación de planes de manejo y ordenamiento del territorio. En este capítulo se propone un sistema de seguimiento de los cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios a partir del cálculo de tipos funcionales de ecosistemas (TFEs). Los TFEs identifican grupos de ecosistemas que comparten características relacionadas con la dinámica de los intercambios de materia y energía entre la biota y la atmósfera y que, además, responden de manera semejante ante factores ambientales. Cada TFE puede ser caracterizado sobre la base de procesos ecosistémicos y, por lo tanto, puede reflejar el nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte. Los TFE pueden definirse a partir de atributos funcionales derivados de la dinámica estacional de índice espectrales registrados por sensores remotos. Los cambios en los TFE observados en el período 2000-2005 en área originalmente ocupadas por bosques chaqueños de Salta y Jujuy se asocian a una caída en la productividad primaria neta (PPN) y a un aumento de la estacionalidad (la variabilidad estacional en la PPN). Las transiciones observadas muestran que la PPN y la estacionalidad, dos descriptores del nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte, no se modificaron de manera sustancial en el conjunto de las unidades político-administrativas (UPAs) o en las áreas de referencia (áreas con bajo impacto antrópico). En cambio, la PPN y su variación estacional disminuyeron sensiblemente en áreas desmontadas. Las consecuencias de la agriculturización de áreas de los bosques chaqueños pueden entonces ser descriptas en términos de transiciones entre TFE y de caída en la PPN y aumentos en la estacionalidad, cuya influencia sobre los servicios finales de provisión o regulación dependerá a su vez de otros factores tales como las características de la cuenca o factores de manejo.

INTRODUCCIÓN: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y FUNCIONAMIENTO ECOSISTÉMICO

El proceso de toma de decisiones en cuestiones ambientales requiere no sólo de un inventario de los servicios ecosistémicos (SE) sino también de una estimación de la tasa de provisión y demanda de dichos servicios y de una evaluación de cómo las actividades antrópicas modifican su provisión. Los SE son evaluados frecuentemente a partir de mediciones o de indicadores estáticos y puntuales que no brindan una representación adecuada de todo el territorio y/o no captan la variación temporal en la tasa de provisión y demanda del servicio (Carpenter y Folke 2006). El objetivo de este capítulo es proponer un sistema de seguimiento de los cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios a partir de la caracterización y la estimación de la cobertura de tipos funcionales de ecosistemas (TFEs). El sistema propuesto se ejemplifica para bosques chaqueños de las provincias de Salta y Jujuy.

Uno de los atractivos del concepto de SE es su relación directa con el funcionamiento y la integridad estructural de los ecosistemas. Más aun, la definición de tipos de SE del MEA (2004) reconoce la existencia de servicios de soporte que se identifican de forma directa con el intercambio de materia y energía del ecosistema (e.g., la productividad primaria neta y el ciclado de materiales), es decir, con su funcionamiento (Virginia y Wall 2001). A su vez, varios servicios de provisión y regulación presentan una relación directa con procesos funcionales. Por ejemplo, la provisión de agua depende del rendimiento hidrológico de la cuenca en cuestión, y el rendimiento hidrológico resultará de la magnitud relativa de los flujos de evaporación, transpiración, drenaje y escorrentía. Evaluar cómo se modifica el nivel de provisión de este servicio implica monitorear alguno de estos procesos ecosistémicos. Díaz et al. (2007) identificaron para pastizales subalpinos una serie de SE y los procesos ecosistémicos a los que se asocian. Estos autores vinculan los cambios en el nivel de provisión de los distintos SE entre usos o coberturas, con cambios funcionales que a su vez se relacionan con la variación en la diversidad funcional de plantas. Esta diversidad funcional, en última instancia, es una expresión de la biodiversidad.

Fisher et al. (2009), partiendo de una definición algo distinta de SE, proponen una clasificación complementaria o adicional a la del MEA (2004). Estos autores separan los beneficios que obtiene la sociedad humana de los fenómenos ecosistémicos que los generan, y circunscriben la definición de SE a fenómenos (i.e., procesos y estructuras) del ecosistema. Así, la regulación hídrica, la productividad primaria o la formación de suelo son SE intermedios que determinan servicios finales (e.g., purificación del agua) de los cuales se derivan beneficios (e.g., agua potable).

Aquellos servicios relacionados de manera directa con la dinámica de la energía y de la materia son potencialmente cuantificables a partir de técnicas de teledetección de una manera rápida y continua en el tiempo y en el espacio. Una ventaja de estas aproximaciones es que permiten la cuantificación y el seguimiento de un determinado servicio en grandes extensiones usando el mismo protocolo de observación.

Un aspecto clave en la evaluación de los SE es cuantificar en qué medida un proceso determinado (e.g., el rendimiento hidrológico, el grado de apertura del ciclo del N, el balance de C) se ve afectado por cada tipo de intervención (implantación de bosques artificiales, construcción de una carretera, expansión agrícola) y cómo se reparten los beneficios económicos y ambientales entre los distintos actores socioeconómicos (Paruelo 2010, este volumen). En la planificación del

uso del territorio, la identificación de los procesos ecosistémicos resulta un punto clave de cara a evaluar compromisos en el nivel de provisión de SE (Rodríguez et al. 2006). En varios capítulos de este libro se exponen alternativas para su evaluación. En la mayoría de los casos, para que estas evaluaciones se tornen operativas, deben realizarse en una escala compatible con el ámbito de acción de los actores involucrados y de las posibles decisiones a tomar.

ESCALAS EN LA EVALUACIÓN DE SE

La definición de la escala espacial y temporal de análisis es uno de los aspectos críticos de cualquier estudio ecológico (O'Neill et al. 1986, Peterson et al. 1998, García 2008). Los servicios del ecosistema tienen asociada, en mayor o menor medida, una escala espacial. Esta escala puede no ser la misma para el proceso ecosistémico que para el SE que de él deriva. Por ejemplo, la capacidad de procesar y de detoxificar residuos o de regular la emisión de metano u óxidos de N con efecto invernadero resulta de la actividad de microorganismos. Los mecanismos que subyacen a estos procesos involucran pasos metabólicos complejos que suceden a nivel subcelular. Aun cuando los mecanismos ocurren a una escala microscópica, el resultado neto de la actividad de estos microorganismos adquiere significado en términos de los servicios provistos a escalas de mucho menor detalle. Para el caso de la regulación de la composición atmosférica, la escala relevante puede ser, incluso, la global. Por otra parte, muchos de los beneficios asociados a un servicio dado se perciben a distancias considerables del ecosistema que los está proveyendo o en configuraciones espaciales particulares (e.g., aguas abajo) (Fisher et al. 2009). El control de la erosión del suelo que realiza un ecosistema dado ejemplifica cómo la correcta evaluación de ese servicio requiere de una cierta perspectiva espacial. Si bien el tipo y grado de cobertura vegetal, la pendiente y la textura del suelo de un lote en particular son elementos clave para evaluar su susceptibilidad a la erosión, el contexto geográfico del lote es esencial. Así, su posición relativa en el paisaje, las características de los lotes vecinos y las perturbaciones a su alrededor son determinantes importantes de lo que ocurrirá en ese lote. En un contexto geográfico heterogéneo, lo que ocurre en un parche de vegetación depende de lo que ocurre en los parches contiguos. Si bien los procesos de sucesión, extinción local o lixiviación ocurren en un sitio particular, la dinámica de ese sitio rara vez resulta crítica en sí misma. Estos ejemplos destacan la importancia de evaluar los servicios a nivel de paisaje. Aun cuando los paisajes pueden tener tamaños diversos, su extensión varía en general entre 10 y 10⁴ ha.

Sin embargo, no sólo debe considerarse la dimensión biofísica a la hora de definir la escala del análisis de los SE, también hay que tomar en cuenta la dimensión administrativa. La extensión del análisis de los SE variará entonces entre el municipio (partido o departamento) y la provincia. Más aun, en muchas circunstancias es imprescindible trabajar sobre la coordinación entre distintas unidades administrativas (López-Hoffman et al. 2010). La resolución espacial debería permitir identificar los distintos tipos de ecosistemas y coberturas del suelo (parches del paisaje) y las unidades de manejo (establecimientos o potreros).

EL SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE SE

Además de ayudar en el proceso de toma de decisiones, la caracterización de los SE es un elemento clave en programas de seguimiento. Carpenter et al. (2009) resaltan la importancia de mantener y mejorar sistemas de seguimiento de los SE. Estos sistemas son muy importantes en la evaluación de la sustentabilidad y salud ecosistémica (Rapport et al. 1998a, b).

El seguimiento del nivel de provisión de SE debería basarse sobre el registro de procesos o de funciones ecosistémicas (servicios intermedios) de los cuales se deriven servicios finales y beneficios para la sociedad. Las variables a incluir en estos instrumentos de seguimiento deben seguir algunos principios básicos (Costanza et al. 1992, Grumbine 1994, Ludwig et al. 2004, Zorn et al. 2001) para ser capaces de: 1) poder registrarse a nivel de ecosistema, a lo largo de grandes áreas y en tiempo real, 2) tener un tiempo de respuesta que permita la detección temprana de los impactos para servir de guía a una gestión adaptativa efectiva; 3) poder ser medidas de forma fácil, económica y directa, 4) capturar la variabilidad espacio-temporal causada tanto por los regímenes naturales de cambio como por las perturbaciones humanas; 5) permitir el establecimiento de valores cuantitativos de referencia o control; 6) poder ser comparadas no sólo a nivel local sino también a escala regional, y 7) poder establecer relaciones entre ellas a través de diferentes escalas espaciales.

EL CONCEPTO DE TIPO FUNCIONAL DE ECOSISTEMA (TFE) Y SU USO EN LA EVALUACIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL NIVEL DE PROVISIÓN DE LOS SE

La posibilidad de estimar flujos de C y agua mediante sensores remotos brinda enormes posibilidades en estudios ecológicos regionales ya que permite cuantificar variables ecosistémicas de manera directa sobre áreas extensas sin necesidad de recurrir a protocolos de extrapolación de mediciones puntuales (Paruelo et al. 2001). En buena medida, el uso de estas herramientas permite satisfacer varios de los requisitos para variables a incluir en programas de seguimiento listados en el punto anterior. El uso de estimaciones de variables ecosistémicas funcionales derivadas de la teledetección tiene muchos antecedentes en la literatura (ver Kerr y Ostrowsky 2003, Petorelli et al. 2005, Paruelo 2008). La curva estacional del índice de vegetación normalizado (IVN), en tanto un estimador de las ganancias de C, permite estimar una serie de atributos capaces de discriminar el comportamiento funcional de distintos ecosistemas (Figura 1). Petorelli et al. (2005) resumen los atributos que pueden calcularse a partir de las curvas estacionales de índices de vegetación derivadas de datos provistos por plataformas con alta resolución temporal (e.g., AVHRR/NOAA o MODIS) (Tabla 1).

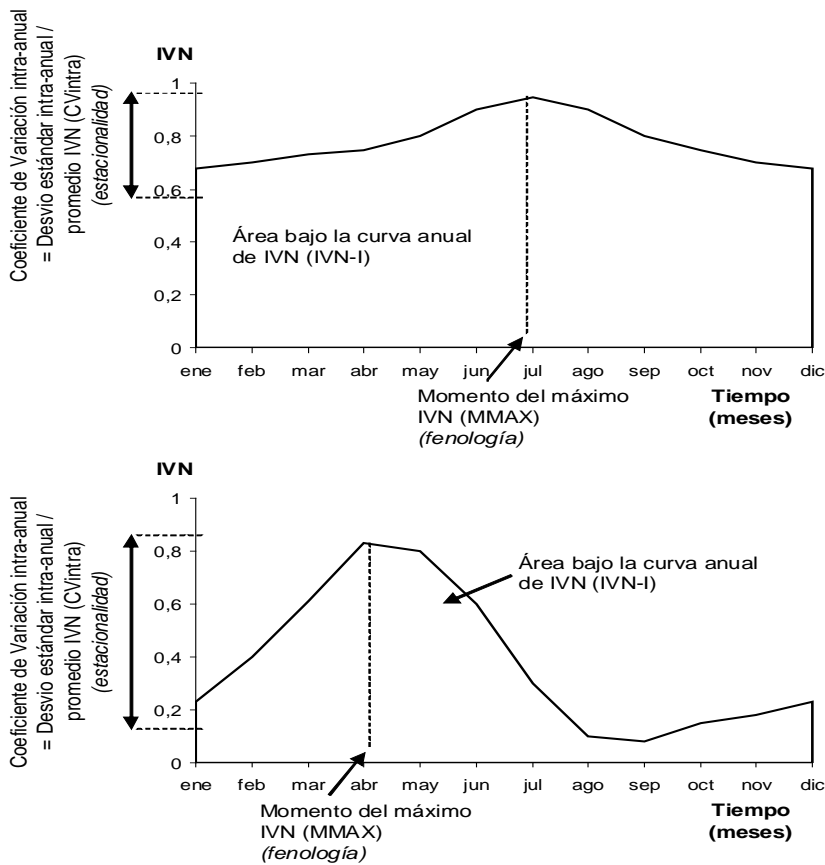


Figura 1. Dinámica estacional del índice de vegetación normalizado (IVN) a lo largo del año y atributos descriptores del funcionamiento ecosistémico para dos ecosistemas que difieren en la integral del IVN, la fecha del máximo y la variabilidad estacional. Ver tabla 1 para detalles de los atributos que pueden derivarse de la curva estacional de IVN.

Tabla 1. Atributos derivados de la curva estacional del índice de vegetación normalizado (IVN) y sus características (modificado de Pettorelli et al. 2005).

Atributo	Tipo de medida	Definición	Proceso ecosistémico o servicio intermedio	Comentarios
IVN-I	Productividad total y biomasa	Suma de valores positivos de IVN en un período de tiempo	Productividad anual de la vegetación	No es importante cuando la calidad es tan importante como la cantidad (e.g., herbívoros muy selectivos)
Máximo IVN	Productividad total y biomasa	Máximo IVN en el año	Productividad anual de la vegetación	Sensible a falsos picos y "ruido"
Rango relativo de IVN	Variabilidad intra-anual en productividad	(Máximo IVN - Mínimo IVN) / IVN-I	Estacionalidad de las ganancias de C	Sensible a falsos rangos debidos a datos marginales
Tasa de incremento o decremento de IVN	Fenología	Pendiente entre valores de IVN en diferentes fechas; Pendiente de la curva logística de una serie temporal de valores de IVN	Tasa de cambio de la productividad primaria y de la senescencia	Sensible a falsos picos y "ruido"
Fecha de comienzo o final de estación de crecimiento	Fenología	Fechas estimadas a partir de valores umbral o con el método de medias móviles	Fenología	La precisión esta ligada a la escala temporal de los datos (mayor frecuencia trae aparejado peor calidad de datos)
Duración de la estación de crecimiento	Fenología	Tiempo con valores de IVN > 0 o período entre inicio y final de estación de crecimiento	Fenología	Sensible a falsos picos y "ruido"
Momento de máximo IVN	Fenología	Fecha en la que se registra el valor máximo de IVN	Fenología	Sensible a falsos picos y "ruido"

Soriano y Paruelo (1992) introducen el concepto de "biozonas" o "tipos funcionales de ecosistemas" (TFE). Los TFE identifican grupos de ecosistemas que comparten características relacionadas con la dinámica de los intercambios de materia y energía entre la biota y la atmósfera y que, además, responden de manera semejante ante factores ambientales (Paruelo et al. 2001). Los TFE equivalen a los tipos funcionales de plantas (TFP) pero definidos a un nivel de organización jerárquico superior. La identificación de TFE ha permitido describir los patrones regionales de las ganancias de carbono por parte de la vegetación y la diversidad funcional de los ecosistemas templados en Sudamérica (Paruelo et al. 1998, 2001, Baeza et al. 2006) y en la Península Ibérica (Alcaraz-Segura et al. 2006). En estos trabajos, los TFE fueron definidos a partir del índice de vegetación normalizado (IVN) obtenido de imágenes provistas por los satélites AVHRR/NOAA para el período 1982-1999. Cada unidad de muestreo se caracterizó por medio de la curva estacional de IVN promedio para el período. La categorización de los gradientes de los atributos de las curvas de IVN y su posterior combinación permitió agrupar los píxeles en unidades funcionales (TFE) que integran en un solo mapa los patrones de intercepción de radiación descriptos.

El concepto de TFE se vincula de forma estrecha con la idea de unidades funcionales de paisaje propuesta por Valentini et al. (1999). La definición de estas unidades o de los TFE puede basarse sobre distintas combinaciones de atributos funcionales de los ecosistemas. Los atributos a utilizar deberían integrar los aspectos básicos del funcionamiento ecosistémico y presentar baja correlación entre sí. Los atributos de la curva estacional del IVN enunciados más arriba satisfacen esas condiciones (McNaughton et al. 1989, Paruelo y Lauenroth 1998).

El estrés y/o las perturbaciones, tanto naturales como antrópicas, que experimenta una región afectan al funcionamiento de sus ecosistemas y, por tanto, modifican su composición de TFE. De esta manera, la transformación agrícola de pastizales templados húmedos genera TFE con menor productividad, mayor estacionalidad y picos de máxima productividad más tempranos o más tardíos. Cada TFE puede ser caracterizado en base a procesos ecosistémicos, reflejando por lo tanto el nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte. Por ejemplo, el TFE cuya dinámica estacional se grafica en la Figura 1a es más productivo y menos estacional que el representado en la Figura 1b. Esto se verá reflejado en el nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte, tales como la captación de C (debido a diferencias en productividad) y la regulación hídrica o climática (debido a diferencias en la variación estacional de la productividad y por ende de la evapotranspiración). Un punto crítico en el proceso de tornar operativo el concepto de SE es la definición explícita de estas "funciones de producción", es decir de la relación entre procesos ecosistémicos (la productividad primaria o la evapotranspiración) y servicios intermedios (regulación hídrica) y finales (control de inundaciones).

DEFINICIÓN DE SITUACIONES DE REFERENCIA PARA EVALUAR CAMBIOS EN LA TASA DE PROVISIÓN DE SERVICIOS

El impacto antrópico sobre los ecosistemas puede ser cuantificado a partir del registro de las diferencias en el funcionamiento ecosistémico entre áreas alteradas y áreas sin (o con mínima) alteración. Las áreas protegidas (la red de Parques Nacionales, provinciales y las reservas privadas) son candidatas ideales para funcionar como situaciones de referencia (Schonewald-Cox 1988). Varios estudios comparan el funcionamiento de áreas protegidas y su entorno (Stoms y Hargrove 2000, Cridland y Fitzgerald 2001, Garbulsky y Paruelo 2004, Paruelo et al. 2005, Alcaraz-Segura et al. 2009). Estos análisis proveen evidencias cuantitativas del impacto de los cambios en el uso y la cobertura del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico. En los ecosistemas templados de Sudamérica, la comparación de áreas agrícolas con áreas poco modificadas muestra cómo la agricultura reduce las ganancias de C de sistemas muy productivos y las aumenta en los poco productivos (Paruelo et al. 2001). Esta comparación muestra a su vez un aumento fuerte de la estacionalidad en las ganancias de C debido al uso antrópico.

Si bien las situaciones de referencia deberían ubicarse en áreas donde el impacto humano sea mínimo, tales como las áreas protegidas, muchos tipos de ecosistemas, tanto singulares como comunes, no se encuentran representados en dichas áreas (Cabello et al. 2008). Blanco et al. (2008) buscan situaciones de referencia para evaluar el impacto del pastoreo sobre la vegetación de los Llanos de La Rioja sobre la base de la distancia a la aguada. En las estepas graminosas del oeste de la Patagonia, Paruelo (2005) define dichas situaciones de referencia a partir de las diferencias fisonómicas (proporción de pastos y arbustos y cobertura total) de los distintos estados

alternativos de la secuencia de deterioro de esos ambientes. La definición y la localización de áreas de referencia es un punto crítico en el seguimiento del nivel de provisión de SE tanto por los efectos de la transformación del territorio, como por los de cambios en el clima y la composición atmosférica. Las estrategias para llevar a cabo esta definición variarán con el tipo de ecosistema y el contexto geográfico.

SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE SE A PARTIR DE LA DINÁMICA DE LOS TFE: ESQUEMA METODOLÓGICO

El vínculo entre los SE y el funcionamiento ecosistémico, junto a la posibilidad de registrar cambios en este último aspecto mediante percepción remota, abre la posibilidad de diseñar sistemas automatizados para monitorear la tasa de provisión de SE en extensiones grandes. De ningún modo estos sistemas pueden reemplazar la evaluación a campo o soslayar otros aspectos funcionales y estructurales de los ecosistemas. Sin embargo, sí constituyen una valiosa herramienta de diagnóstico y seguimiento, complementaria de la evaluación a campo.

Un sistema de seguimiento del nivel de provisión de SE (intermedios o de soporte) basado sobre el concepto de TFE debe partir de la identificación de las unidades político-ambientales (UPA) (Figura 2a). En las UPA se evaluará el SE con un grano que variará según el objetivo y las características particulares de la región. El máximo detalle del grano del análisis quedará definido por el sensor que provee los datos espectrales con una resolución temporal adecuada. Por ejemplo, MODIS provee datos con una resolución de 250 x 250 m. Estas UPA resultan de la intersección entre unidades que describen la heterogeneidad ecosistémica (e.g., unidades biogeográficas) y unidades político administrativas (e.g., departamentos o municipios). La definición del nivel o escala de las unidades ambientales y políticas debe tener en cuenta la escala a la cual se perciben los SE (ver párrafos anteriores). Para cada una de esas UPA deben identificarse "situaciones de referencia" (SR) que, al ser comparadas con el resto del territorio, representen áreas de mínima artificialización y que, al ser comparadas en el tiempo, constituyan la línea de base sobre la que se analicen las tendencias y los cambios temporales. Cada una de las SR debe tener asociada una porción de la UPA de acuerdo con algún criterio de representatividad. Por ejemplo, el uso de polígonos de Thiessen permite calcular la zona de influencia de cada SR (Figura 2b). A continuación, deben identificarse los tipos funcionales de ecosistemas presentes en el área de estudio en cada año. La evolución temporal de los TFE presentes será indicadora de cambios funcionales y, por tanto, de variaciones en el nivel de provisión de SE (ya sean por causas naturales o mediadas por el uso humano). Por último, el análisis comparado de la variación espacial y temporal de los TFE en las UPA y en las SR permitirá estimar qué cambios están asociados al uso antrópico y cuáles a la variabilidad propia del sistema.

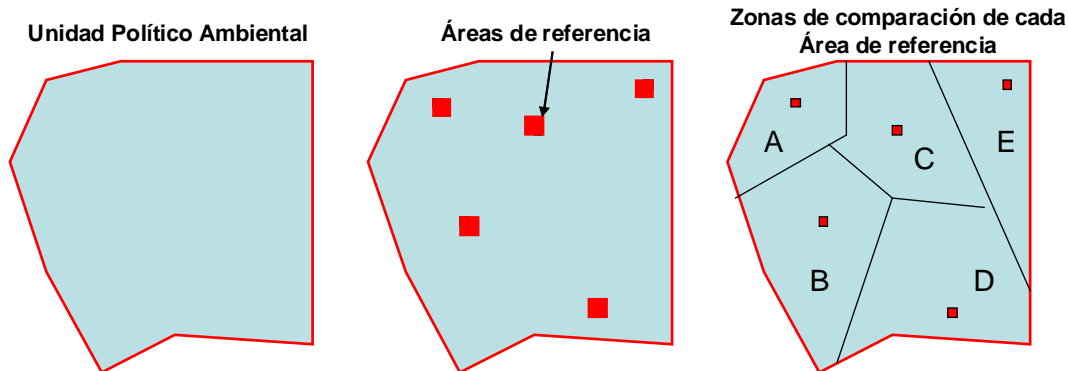
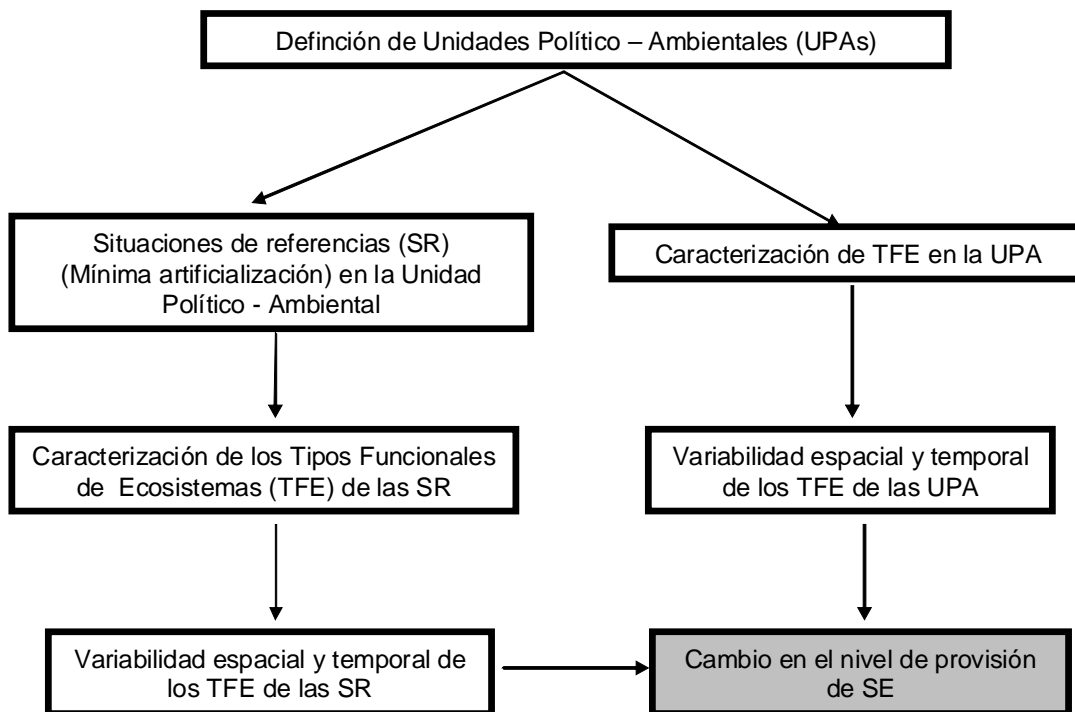


Figura 2. a) Esquema que describe los pasos para la evaluación del cambio en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos en unidades político ambientales. b) Esquema de evaluación de porciones de una unidad político-ambiental a partir de la definición de áreas de referencia.

UN EJEMPLO PARA LAS PROVINCIAS DE SALTA Y JUJUY (ARGENTINA)

Las provincias del Salta y Jujuy están sufriendo un proceso acelerado de transformación del uso del suelo (Grau et al. 2005). La transformación involucra el reemplazo de bosques chaqueños

y de Yungas por cultivos anuales y/o por pasturas de gramíneas megatérmicas. Los cambios estructurales derivados de esta transformación pueden ser evaluados usando teledetección (ver www.inta.gov.ar/prorenea); sin embargo, los impactos que estas transformaciones tienen sobre el nivel de provisión de servicios no surgen de manera inmediata de estos estudios centrados en aspectos estructurales. En esta sección presentamos una evaluación de la evolución de la provisión de servicios ecosistémicos intermedios en el este de Salta y Jujuy a partir de la caracterización de TFE mediante imágenes de satélite. Estos análisis se realizan para una de las unidades ambientales de la zona: el bosque chaqueño. Para esas zonas se identificaron situaciones de referencia, es decir, áreas que han sufrido un menor impacto antrópico que el resto del territorio. En este ejemplo, y al sólo efecto de simplificar, se consideró a las provincias de Salta y Jujuy como la unidad político-administrativa. Queda así definida una UPA correspondiente a los bosques chaqueños de Salta y Jujuy.

Definición de tipos funcionales de ecosistemas (TFE)

Para la identificación de tipos funcionales de ecosistemas se siguió la propuesta de clasificación con límites fijos desarrollada por Alcaraz-Segura et al. (2006) a partir de los tres atributos de la curva estacional de IVN promedio sugeridos por Paruelo et al. (2001): la integral anual, un estimador de la productividad primaria; el coeficiente de variación intraanual, un indicador de la estacionalidad; y el momento del máximo IVN, un descriptor de la fenología (Figura 1). La curva estacional de IVN para el año promedio se obtuvo a partir de la serie temporal 2000-2005 de imágenes de compuestos MODIS cada 16 días con 1 km de resolución espacial (producto MOD13A2 Colección 4). Es decir que en este análisis el grano del análisis fue de 100 ha, una superficie menor que el tamaño modal de las unidades de manejo del área. El rango de variación de cada atributo se dividió en cuatro intervalos. En el caso de IVN-I y CV, se usaron los percentiles 25, 50 y 75 de sus histogramas como límites entre clases. En el caso del momento del máximo, los cuatro intervalos se eligieron en correspondencia con las cuatro estaciones del año que ocurren en los ecosistemas templados. De este modo, se obtuvieron un total de $4 \times 4 \times 4 = 64$ TFEs posibles. Los TFEs se designan a partir de un código de 2 letras y un número (Tabla 2). La primera letra, en mayúscula, indica el nivel de IVN-I, la clase A es la de mayor valor y la clase D la de menor valor. La segunda letra indica la estacionalidad siendo "a" el menos estacional y "d" el más variable a lo largo del año. El número designa la estación en donde ocurre el pico de productividad (Tabla 2)

Al tener límites fijos que no varían en función del tiempo, se pudieron evaluar los cambios en la extensión de cada TFE a lo largo de los años para relacionarlos con los cambios experimentados por los factores ambientales y los usos del territorio entre 2000 y 2005.

Tabla 2. Rangos de los atributos funcionales empleados en la identificación de tipos funcionales de ecosistemas. Integral anual de IVN (IVN-I), coeficiente de variación intraanual (CV) y momento del máximo anual (MMAX). El código en mayúsculas corresponde a la IVN-I, y varía entre la A y la D de bajo a alto IVN-I. Las minúsculas muestran el coeficiente de variación intraanual, y también varían entre la a y la d, de menor a mayor. Los números indican la estación del año donde ocurre el máximo de IVN.

	Código del TFE	Límite inferior	Límite superior
NDVI-I Integral anual	A	0.0136	0.3581
	B	0.3581	0.5750
	C	0.5750	0.6942
	D	0.6942	0.9075
CV Coeficiente de variación intraanual	a	0.0080	0.0928
	b	0.0928	0.1588
	c	0.1588	0.2507
	d	0.2507	0.6988
MMAX Momento del máximo	1	Primavera (fechas 18 a 22)	
	2	Verano (fechas 23 a 5)	
	3	Otoño (fechas 6 a 11)	
	4	Invierno (fechas 12 a 17)	

Los TFEs de Salta y Jujuy y sus cambios en el tiempo

Siete TFEs ocupan más de 75% de la superficie correspondiente a los bosques chaqueños (Tabla 3, Figura 3). Los más abundantes fueron el Cc2 y el Cb2, es decir TFEs con una productividad relativamente alta, una estacionalidad media y con el pico de área foliar en verano. Estos TFEs fueron a su vez los más abundantes en las situaciones de referencia (Tabla 3). El tercer TFE en abundancia de toda la UPA, el Bd2 (menos productivo y más estacional que los anteriores), no tuvo una presencia cuantitativamente importante en las situaciones de referencia.

La extensión de los TFEs de una determinada extensión de terreno es variable en el tiempo como consecuencia de diversos factores que modifican el funcionamiento de un año a otro: la dinámica interna de ese ecosistema (la sucesión autogénica), la variabilidad climática, las perturbaciones (naturales y antrópicas) y el manejo. El análisis de la tendencia en el tiempo de los TFE y de la variabilidad temporal de las situaciones de referencia y sometidas a distinto manejo permite discriminar, de forma parcial, la influencia de estos factores. El análisis de la dinámica temporal de la abundancia de estos TFE muestra que los TFE Cc2 y el Cb2 presentan para el período 2000-2005 una tendencia negativa (pendiente de la relación entre la abundancia relativa y el tiempo) en toda el área (Tabla 3, Figura 3 y 4). Sin embargo no se observan cambios en las situaciones de referencia (Tabla 3, Figura 4). En las áreas que sufrieron desmontes (Volante et al. en preparación) la tendencia negativa en estos TFE es más marcada que cuando se considera toda la UPA. Esta caída ocurre a expensas del

aumento de otros TFE, fundamentalmente Bd2 y Bd3. Estas dos unidades tienen una tendencia a aumentar durante el período 2000-2005 mucho más marcada en las áreas desmontadas.

Tabla 3. Tipos funcionales de ecosistemas (TFE) presentes en dos unidades político-ambientales (UPA): el área chaqueña y de Yungas de las provincias de Salta y Jujuy. Para cada área se presenta la proporción del área ocupada (promedio 2000-2005) y la tendencia temporal [pendiente de la relación entre la proporción del área ocupada (ha) y el tiempo (años)]. Se consignan también los TFE, su proporción y la tendencia temporal en situaciones de referencia (SR) y las áreas desmontadas en el período 2000-2005. Ver Tabla 2 para código de los TFEs.

	Bosques Chaqueños		
Total UPA	TFE	Promedio	Tendencia
	Cc2	29.96	-1.36
	Cb2	11.24	-0.91
	Bd2	11.12	1.59
	Bc2	8.34	-0.13
	Cc3	7.64	-0.30
	Db2	5.52	-0.48
	Bc3	4.35	0.92
SR			
	Cc2	31.30	0.83
	Cb2	26.57	0.02
	Db2	16.64	1.15
Desmontes '00-'05			
	Cc2	25.31	-5.22
	Bd2	21.35	6.15
	Bd3	9.84	2.72
	Cb2	7.94	-1.61
	Cc3	5.92	-0.78
	Bc2	4.98	0.40

Los cambios en el tiempo en la abundancia de TFE observados implican una caída en la PPN y un aumento de la estacionalidad (la variabilidad estacional en la PPN): cambios en PPN de D y C a B, y en estacionalidad de b y c a d. La observación de la ubicación de los TFE menos productivos y más estacionales coincide con la distribución de las áreas desmontadas cartografiadas a partir de imágenes LANDSAT por Volante et al. (en preparación) (Figura 3). A su vez, la observación de la Figura 4 muestra la importancia de analizar la tendencia en plazos mayores a un año y respecto de una situación de referencia (espacial y/o temporal) dada la sensibilidad de los atributos funcionales que definen los TFE a variaciones interanuales de los factores ambientales (e.g., el clima).

2000

2005

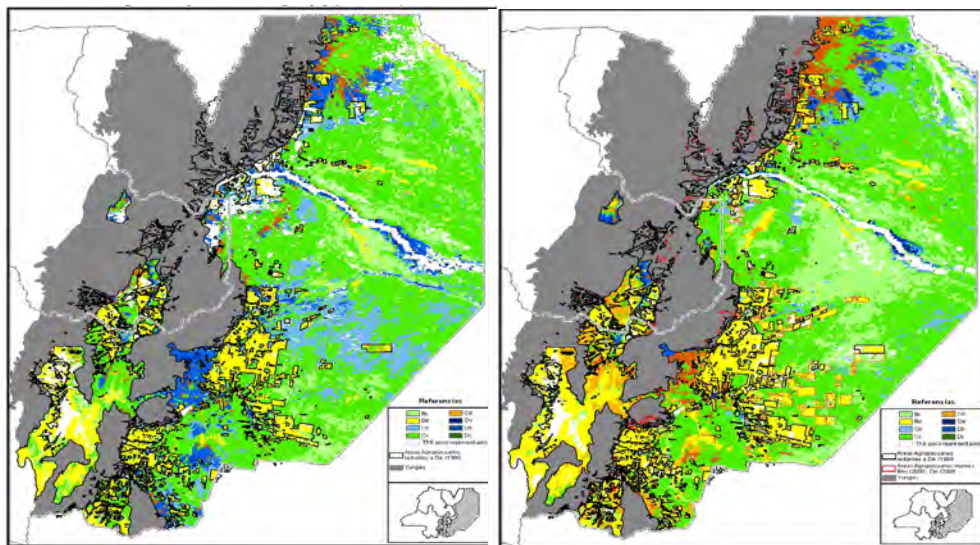


Figura 3. Tipos funcionales de ecosistemas que cubren 75% de la superficie de la unidad político-ambiental que corresponde a los bosques chaqueños de Salta y Jujuy en los años 2000 y 2005. El área en gris corresponde a la región de las Yungas. Los polígonos grises y rojos corresponden a áreas desmontadas antes de 2000 y entre 2000-2005, respectivamente. Consultar la versión a color en el Cap. 33.

Bosques Chaqueños

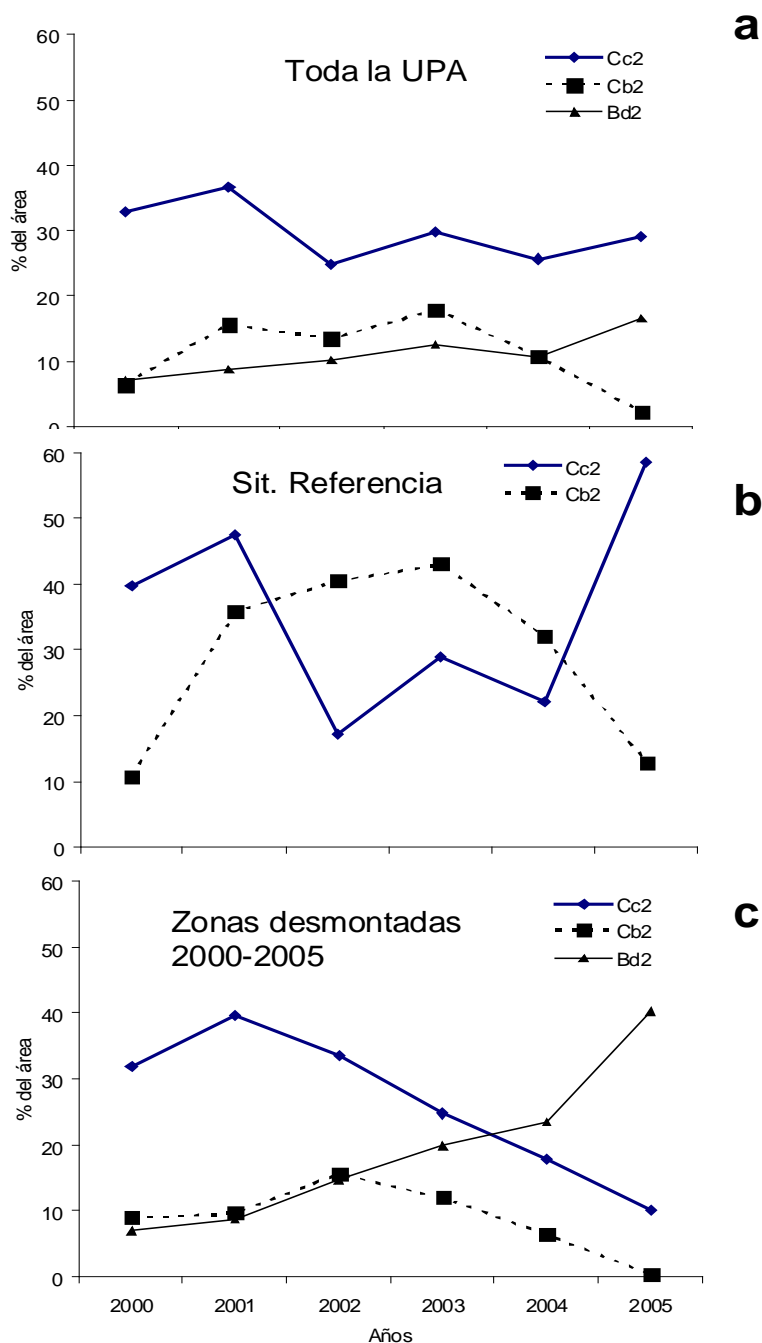


Figura 4. Cambios en la proporción ocupada por tres TFE en la totalidad de la unidad político-ambiental a) en las áreas de referencia, b) en las áreas desmontadas entre 2000-2005, y c) durante el periodo 2000-2005.

ALGUNAS CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

¿Qué implican estos cambios en términos de provisión de SE? Las transiciones observadas muestran que la PPN y la estacionalidad, dos descriptores del nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte (Fisher et al. 2009), no se modificaron de manera sustancial en el conjunto de las UPAs o en las áreas de referencia. En cambio se redujeron sensiblemente en áreas desmontadas. Gracias a este análisis, las consecuencias de la agriculturización de áreas de los bosques chaqueños puede entonces describirse en términos de transiciones entre TFE que representan caídas en la PPN y aumentos en la estacionalidad. La consecuencia de estos cambios sobre los servicios finales de provisión o regulación dependerá de otros factores tales como las características de la cuenca o los factores de manejo. Sin embargo, la descripción de los cambios en los atributos que definen los TFE provee una base cuantitativa insoslayable en su evaluación.

Aun dentro de las situaciones de referencia, un ecosistema determinado puede cambiar de TFE en el tiempo. La dinámica temporal de los TFEs es una fortaleza del concepto ya que permite seguir cambios en los ecosistemas usando un descriptor con un corto tiempo de respuesta. El seguimiento de los cambios en TFE permite caracterizar y monitorear de manera sintética, espacialmente explícita y con un mismo protocolo de observación, el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios (Fisher et al. 2009). Esta información puede ser integrada con otros datos (e.g., modelos digitales de elevación del terreno, suelos, infraestructura, uso del suelo, variables sociales, etc.) o modelos conceptuales para calcular servicios directos (e.g., provisión de agua, regulación de inundaciones, etc.) y los beneficios y perjuicios para distintos grupos de actores e involucrados.

Nuestro análisis puso el énfasis en servicios intermedios; sin embargo, se necesitan dos pasos más para obtener estimaciones de bienes y servicios que, de manera directa, generen beneficios a los seres humanos. Primero es necesario calcular los servicios ecosistémicos finales (e.g., la regulación hídrica, la producción de forraje o la protección del suelo). Para derivar “funciones de producción” de los servicios finales es necesario disponer de datos adicionales (e.g., modelos digitales de elevación del terreno, suelos, infraestructura, uso del suelo, variables sociales, etc.) y de modelos conceptuales como los presentados por Viglizzo et al. (Capítulo 1 en este libro). Para estimar los beneficios es necesario, además, una caracterización detallada de los actores y de los beneficiarios. No obstante, los servicios ecosistémicos intermedios, y en particular aquellos relacionados con la dinámica del C, son un buen subrogado de esos beneficios. Por ejemplo, Costanza et al. (1998) mostraron que a escala global el valor económico de los servicios provistos por distintos biomas mostraba una relación lineal y positiva con su productividad primaria, uno de los servicios ecosistémicos intermedios que determina el TFE de un área en particular.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz-Segura, D., J.M. Paruelo y J. Cabello. 2006. Current distribution of Ecosystem Functional Types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography* 15:200-210.
- Alcaraz-Segura, D., J.M. Paruelo y J. Cabello. 2009. Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology* 202:13-29.
- Baeza, S., J.M. Paruelo y A. Altesor. 2006. Caracterización funcional de la vegetación del Uruguay mediante el uso de sensores remotos. *Interciencia* 31:382-387.
- Blanco, L.J., M.O. Aguilera, J.M. Paruelo y F.N. Biurrun. 2008. Grazing effect on NDVI across an aridity gradient in Argentina. *Journal of Arid Environments* 72:764-776.
- Cabello, J., D. Alcaraz-Segura, A. Altesor, M. Delibes y E. Liras. 2008. Funcionamiento ecosistémico y evaluación de prioridades geográficas en conservación. *Ecosistemas* 17(3):53-63.
- Carpenter, S.R. y C. Folke. 2006. Ecology for transformation. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21:309-315.
- Carpenter, S.R., M.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. DeFries, S. Díaz, T. Dietz, A.K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboahi, H.M. Pereira, C. Perrings, W.V. Reid, J. Sarukhanm, R.J. Scholes y A. Whyte. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Science* 106:1305-1312.
- Costanza, R., B.G. Norton y B.D. Haskell. 1992. *Ecosystem health: New goals for environmental management*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton y M. Van den Belt. 1998. The value of ecosystem services: putting the issue in perspective. *Ecological Economics* 25:67-72.
- Cridland, S.W. y N.J. Fitzgerald. 2001. Apparent stability in the rangelands using NDVI-derived indicators. *Geoscience and Remote Sensing Symposium* 6:2640-2641.
- Díaz, S., S. Lavorel, F. de Bello, F. Quétier, K. Grigulis y T.M. Robson. 2008. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments *Proceedings of the National Academy of Science* 104:20684-20689.
- Fisher, B., R.K. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Garbulsky, M.G. y J.M. Paruelo. 2004. Remote sensing of protected areas. An approach to derive baseline vegetation functioning. *Journal of Vegetation Science* 15:711-720.

- García, D. 2008. El concepto de escala y su importancia en el análisis espacial. Pp: 663-675 en: Maestre, F., A. Escudero y A. Bonet (eds.). *Análisis espacial en Ecología, métodos y aplicaciones*. Servicio de Publicaciones Universidad Rey Juan Carlos. ISBN:978-84-9849-308-5.
- Grau, H., N. Gasparri y T.M. Aide. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32:140-148.
- Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management. *Conservation Biology* 8:27-28.
- Kerr, J.T. y M. Ostrovsky. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* 18:299-305.
- López-Hoffman, L., R.G. Varady, K.W. Flessa y P. Balvanera. 2010. Ecosystem services across borders: A framework for transboundary conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:84-91.
- Ludwig, J.A., D.J. Tongway, G.N. Bastin y C.D. James. 2004. Monitoring ecological indicators of rangeland functional integrity and their relation to biodiversity at local to regional scales. *Austral Ecology* 29:108-120.
- McNaughton, S.J., M. Oesterheld, D.A. Frank y K.J. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341:142-144.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2004. *Ecosystems and human well-being: our human planet*. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.
- O'Neill, R.V., D.L. DeAngelis, J.B. Waide y T.F.H. Allen. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. *Monographs in population Biology* 23. Princeton University Press, Princeton. Pp. 253.
- Paruelo, J.M. y W.K. Lauenroth. 1998. Interannual variability of NDVI and their relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography* 25:721-733.
- Paruelo, J.M., E.G. Jobbagy y O.E. Sala. 1998. Biozones of Patagonia (Argentina). *Ecología Austral* 8:145-153.
- Paruelo, J.M., E.G. Jobbagy y O.E. Sala. 2001 Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4:683-698.
- Paruelo, J.M. 2005. ¿Cuanto se han desertificado las estepas patagónicas? Evidencias a partir de la memoria del sistema. En "La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas". Pp. 303-318 en: Oesterheld, M., M.R. Aguiar, C. Ghersa y J.M. Paruelo (eds.). Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires. Argentina.
- Paruelo, J.M., G. Piñeiro, C. Oyonarte, D. Alcaraz-Segura, J. Cabello y P. Escribano. 2005. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Applied Vegetation Science* 8:93-102.

- Paruelo, J.M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17:3.
- Paruelo, J.M. 2010. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero? (Capítulo 5 en este libro).
- Peterson, G., C.R. Allen y C.S. Holling. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1:6-18.
- Pettorelli, N., J.O. Vik, A. Mysterud, J.M. Gaillard, C.J. Tucker y N.C. Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* 20:503-510.
- Rapport, D., R. Costanza, P.R. Epstein, C. Gaudet y R. Levins. 1998a. Ecosystem health. Blackwell Scientific, Malden, MA. EE.UU. Pp. 373.
- Rapport, D.J., R. Costanza y A.J. McMichael. 1998b. Assessing ecosystem health. *TREE* 13:397-402.
- Rodríguez, J.P., et al. 2006. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society* 11:28. www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/ (último acceso: 11/11/2010).
- Schonewald-Cox, C. 1988. Boundaries in the protection of nature reserves. *BioScience* 38:480-486.
- Stoms, D.M. y W.W. Hargrove. 2000. Potential NDVI as a baseline for monitoring ecosystem functioning. *International Journal of Remote Sensing* 21:401- 407.
- Soriano, A. y J.M. Paruelo. 1992. Biozones: Vegetation units of functional character identifiable with the aid of satellite images. *Global Ecology and Biogeography Letters* 2:82-89.
- Valentini, R., D.D. Baldocchi y J.D. Tenhunen. 1999. Ecological controls on land's surface atmospheric interactions. In: *Integrating Hydrology, Ecosystem Dynamics, and Biogeochemistry in Complex Landscapes*. Pp. 117-146 en: Tenhunen, J.D. y P. Kabat (eds.). Chichester, John Wiley and Sons.
- Viglizzo, E.F., L.V. Carreño, J. Volante y M.J. Mosciaro. Valoración de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? (Capítulo 1 de este libro).
- Virginia, R.A. y D.H. Wall. 2001. Ecosystem function. Pp. 345-352 en: Levin, S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, EE.UU.
- Zorn, P., W. Stephenson y P. Grigoriev. 2001. An ecosystem management program and assessment process for Ontario national parks. *Conservation Biology* 15:353-362.

Capítulo 7

SERVICIOS HÍDRICOS DE LOS ECOSISTEMAS Y SU RELACIÓN CON EL USO DE LA TIERRA EN LA LLANURA CHACO-PAMPEANA

Esteban G. Jobbágy

Grupo de Estudios Ambientales - IMASL, Universidad Nacional de San Luis
y CONICET. Av. Ejército de los Andes 950, (5700)San Luis, Argentina. Email:
jobbagy@unsl.edu.ar.

Resumen. Sobre la base de antecedentes locales y de otras regiones del mundo se discuten la relación entre la generación de servicios hídricos de los ecosistemas (provisión de agua y regulación hidrológica) y los cambios en el uso de la tierra que en la actualidad experimenta la producción agrícola en la llanura chaco-pampeana de Argentina. La intensificación agrícola en la Región Pampeana podría vincularse a una mayor vulnerabilidad a la inundación. Sólo en los sectores más intensificados se presentan indicios de deterioro de la calidad química de los acuíferos. Respecto a los bosques del Chaco y Espinal, existen evidencias de ecosistemas similares en Australia, África y Norteamérica que sugieren que su reemplazo masivo por cultivos de secano causa ascensos de nivel freático y transporte de sales a la superficie; esto provoca un deterioro de los recursos hídricos y de los suelos. En nuestro país, estos procesos han sido poco explorados. Otros conflictos posibles entre la producción agropecuaria y los servicios hídricos pueden emerger tras el avance del riego complementario con agua subterránea en sectores semiáridos y ante el drenaje y la forestación de humedales en el Delta del Paraná. La conectividad elevada que aporta el ciclo del agua obliga a articular intereses percibidos en distintas escalas y por distintos actores, y demuestra la vinculación entre la producción agropecuaria y los servicios de los ecosistemas.

INTRODUCCIÓN

Como cualquier otro componente vivo del Sistema Tierra, la población humana depende de una red compleja de funciones de los ecosistemas (Lovelock 2007). Estas funciones pueden traducirse, no sin simplificaciones arriesgadas, en una lista de bienes y servicios que entregan los ecosistemas; esto hace que la vida humana sea posible y agradable (Daily et al. 1997). Aire y agua de buena calidad, alimento, ámbitos de vida seguros y confortables, materiales para vestimenta, vivienda y utensilios varios, fuentes de energía, son sólo algunos de los bienes y servicios que los ecosistemas proveen y que poseen un valor incuestionable para los humanos. Esta lista crece a medida que indagamos de manera más profunda las necesidades de nuestras sociedades y muta según el contexto histórico y cultural en el que lo hacemos (Daily et al. 1997).

La demanda creciente de bienes y servicios por parte de una población humana que aumenta en número y en deseos y capacidad de consumo pone de manifiesto los límites del Sistema Tierra (Lovelock 2007, Imhoff et al. 2004). El hecho de que la tasa de generación de bienes y servicios de los ecosistemas sea finita es una obviedad termodinámica ignorada con frecuencia a través de la historia y sólo percibida cuando se agotan las posibilidades de incrementar la producción de bienes o cuando se evidencian compromisos entre esta producción y la generación de servicios indispensables o muy valorados. ¿Es posible alcanzar la máxima generación de productos vegetales y animales comercializables por hectárea y a la vez maximizar la generación de agua y aire de calidad? La creciente transformación de los sistemas de producción naturales en artificiales ¿puede ser compatible con el mantenimiento de la diversidad biológica? ¿Cómo se vinculan los beneficios y las pérdidas bajo distintos esquemas de uso de los ecosistemas? ¿En qué medida se pueden identificar las relaciones óptimas? Responder a este tipo de preguntas exige combinar perspectivas de los ecosistemas tradicionalmente desconectadas. Estas perspectivas incluyen las de tipo agronómicas, enfocadas en la producción de bienes primarios, las de tipo ambiental, concentradas en la producción de algunos servicios (e.g., secuestro de carbono, generación de agua potable), las de la conservación, preocupadas por la preservación de lo "natural", y las sociales, interesadas en cómo los humanos perciben, valoran, y tratan a los ecosistemas. En este artículo se discuten los posibles compromisos y sinergias que existen entre la generación de servicios hídricos de los ecosistemas (i.e., provisión de agua y regulación hidrológica) y la producción agrícola en la llanura chaco-pampeana de Argentina. El enfoque se concentra en contrastar perspectivas agronómicas y ambientales, y deja en un segundo plano los aspectos sociales asociados y el problema de la conservación de los ecosistemas naturales "per se".

LA VEGETACIÓN COMO FACTOR HIDROLÓGICO

El reconocimiento del papel de los ecosistemas como reguladores del ciclo hidrológico ha crecido en las últimas tres décadas (Eagleson 2002). La biota en general, y en particular la estructura y la dinámica de la vegetación, influyen sobre procesos y atributos hidrológicos que antes se consideraban controlados sólo por variables abióticas; entre estas variables, al clima y a la topografía/litología se los consideraba reguladores principales (ver Dingman 1997). Las intervenciones humanas para el aprovechamiento productivo de los ecosistemas, incluyendo reemplazos del tipo de vegetación y/o cambios en la frecuencia y la intensidad de intervenciones drásticas [e.g., cosecha de biomasa, el pastoreo, o el fuego (disturbios)], implican una nueva impronta de la

biota sobre la dinámica hidrológica; esto puede alterar la prestación de sus servicios hídricos a la sociedad. Desde la perspectiva humana, los servicios hídricos involucran no sólo la provisión de agua para distintos usos (e.g., consumo humano, industria, riego, esparcimiento) sino también la regulación de los flujos de agua como fuerzas destructoras y/o contaminantes [e.g., crecientes, inundaciones, salinización, contaminación de reservas de agua (Postel y Carpenter 1997, MA 2005)]. Al menos estas dos facetas “utilitarias” del ciclo hidrológico deben ser consideradas al explorar compromisos o sinergias con distintos usos posibles de la tierra.

Una influencia principal de los ecosistemas sobre la circulación de agua es la partición de las precipitaciones en “flujos evaporativos”, que retornan a la atmósfera, y “flujos líquidos”, que alimentan cuerpos superficiales y subterráneos de agua y que, eventualmente, alcanzan el océano (Jackson et al. 2001, Bradshaw et al. 2007). En esta partición juegan un papel importante atributos de la vegetación tales como su despliegue estacional de follaje (área foliar), su estructura aérea (i.e., distribución vertical de las hojas y rugosidad del canopeo) y subterránea (i.e., distribución vertical de raíces, profundidad máxima). Estos atributos definen la capacidad de acceder al agua del suelo y entregarla a la atmósfera a través de la transpiración (Calder 1998, Jackson et al. 2000). Otro aspecto importante del efecto de la biota sobre el ciclo del agua es el direccionamiento de los excesos hídricos hacia vías subterráneas (drenaje profundo) vs. vías superficiales (escurrimiento), con un efecto fuerte sobre la temporalidad de los caudales de los ríos y las pérdidas de nutrientes y sedimentos (Allan 2004). En este caso juegan un papel muy relevante los atributos del ecosistema capaces de influir sobre las tasas de infiltración de los suelos, particularmente sensibles a intervenciones como la labranza, el sobrepastoreo, el fuego, el tránsito de maquinarias, o la pavimentación, entre otros (Allan 2004).

A los efectos que el uso de los ecosistemas tiene sobre la partición de las precipitaciones en vapor vs. líquido y del líquido en aportes superficiales vs. subterráneos a la red hidrológica deben sumarse los posibles efectos sobre la precipitación misma. En este sentido, la ocurrencia e intensidad de precipitación convectiva puede ser afectada por la vegetación a través de su control del intercambio de humedad y energía con la atmósfera (Pielke y Avissar 1990). En este caso, el ámbito de influencia de las transformaciones de la cubierta de la tierra puede ser local, regional o continental. En la actualidad se especula que la evapotranspiración de la selva amazónica suministra humedad a la corriente de chorro de capas bajas de la atmósfera del Chaco (i.e., “low level jet”) (Vera et al. 2006), lo cual favorece la formación de tormentas estivales en el oeste de la llanura chaqueña (Vera et al. 2006). En este caso, los servicios hídricos de un gran bioma alcanzarían a otro vecino a miles de kilómetros. También existen efectos más locales como los que podrían tener lugar a través de la generación de focos de mayor temperatura superficial que faciliten el ascenso convectivo y la formación temprana de tormentas en áreas desmontadas (más calientes) dentro de una matriz boscosa (más fría) (Pielke y Avissar 1990, Jackson et al. 2005). Si bien estos efectos son muy poco conocidos en nuestro territorio, podrían tener una influencia muy fuerte sobre la provisión de agua y la regulación hidrológica en distintas escalas.

Por último, además de regular la magnitud y la estacionalidad del intercambio de agua entre la superficie terrestre, la atmósfera, y el sistema hidrológico, la vegetación influye sobre la calidad del agua al afectar también los flujos de materiales suspendidos o disueltos que la acompañan, incluyendo la carga total de sales, la presencia de contaminantes naturales y artificiales, la concentración de nutrientes y la abundancia de sedimentos. De este modo, los ecosistemas contribuyen a determinar la cantidad y la calidad del agua que circula en un determinado territorio y su variación en el tiempo.

SERVICIOS HÍDRICOS DE LOS ECOSISTEMAS

Mientras que algunos servicios ecosistémicos, tales como la oferta de leña o la protección del suelo, se generan y se apropian en la escala de lote o unidad productiva, otros, como la regulación de la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera, pueden generarse en territorios muy distantes pero se apropian a nivel global. Los servicios hídricos se ubican entre estos dos extremos, ya que las acciones sobre los ecosistemas de una parcela contribuyen a generar cambios en la cantidad y la calidad del agua de toda la cuenca a la cual pertenecen. Así, las acciones de los agricultores de zonas altas de una cuenca pueden afectar el riesgo de inundación de sus pares en zonas bajas o también comprometer la disponibilidad de agua potable en centros urbanos. Sin llegar al grado de conexión continental o global que pueden generar los ecosistemas sobre la atmósfera, la influencia sobre la red hidrológica plantea la conexión entre la producción de bienes y servicios de los ecosistemas en escalas concordantes con unidades administrativas como municipios y provincias, en las que las sociedades suelen tener instituciones y organizaciones activas capaces de articular intereses y necesidades encontradas. En estas escalas, los servicios hídricos pueden generar, además, un puente entre los actores rurales y urbanos sobre el cual construir una visión y ordenamiento más claro y justo del territorio.

Otra dimensión relevante a la hora de determinar como se articula la producción primaria de los ecosistemas con su prestación de servicios hídricos a la sociedad, es la de su incumbencia pública y privada. Mientras que la gestión de la producción primaria y la obtención de sus beneficios suele recaer en el sector privado, las iniciativas de provisión de agua o de regulación hidrológica son típicamente motorizadas por el sector público y benefician en forma directa a la mayoría de los habitantes de un territorio. Esta asimetría sectorial obliga a articular en forma ingeniosa, consensuada y políticamente madura los servicios hídricos y la producción. Se destaca, entonces, la ventaja que representa para el conjunto de la sociedad el estar muy bien informada acerca de cuáles son los costos y los beneficios que están en juego y quiénes los perciben. Un ejemplo valioso de la conexión entre ámbitos (rurales y urbanos) y sectores (privado y públicos) y entre producción y servicios hídricos lo brindaron la ciudad de Nueva York y su entorno rural en las montañas Catskill durante la década del '90. Las agencias estatales y mixtas de esa urbe llevaron adelante una negociación con los propietarios de las tierras de una parte importante de la cuenca que la abasteció históricamente de agua potable. En los años ochenta, el uso y manejo de las tierras altas de la cuenca comprometían de manera muy seria la calidad de este recurso. En un acuerdo sin precedentes la ciudad adquirió tierras y derechos en la cuenca (por un valor mucho menor al de la opción alternativa de construir una planta de tratamiento más poderosa), garantizó la provisión de agua de buena calidad y se favoreció con la prestación de otros servicios ambientales (e.g., la disponibilidad de ámbitos de esparcimiento) (Chichilnisky y Heal 1998). En este caso el servicio de provisión de agua se tradujo en un precio asignado a las tierras y la transacción integró ámbitos y sectores con intereses distintos sobre un mismo territorio. Alcanzar una valoración de mercado para todos los servicios hídricos de los ecosistemas puede no ser factible o deseable (Paruelo, Capítulo 5 de este libro). En comparación con la provisión de agua, la regulación hidrológica es un servicio mucho más difícil de valorar en términos económicos.

PARTICULARIDADES HÍDRICAS DE LOS PAISAJES DE LLANURA

Las planicies sedimentarias de baja pendiente regional suelen presentar características hidrológicas y respuestas a los cambios de vegetación muy particulares, que se diferencian de aquellas observadas en paisajes más ondulados con cuencas bien definidas (Jobbágy et al. 2008). La pendiente regional escasa en estos territorios limita la evacuación de los excesos hídricos y de las sales tanto de origen atmosférico como litológico (Toth 1999), lo cual favorece la inundación por anegamiento y la salinización de aguas y tierras. Por otra parte, la presencia de niveles freáticos muy cercanos a la superficie en estas situaciones favorece el acople entre ecosistemas y agua subterránea; esto permite el consumo de agua freática por la vegetación no sólo en corredores ribereños, áreas bajas y/o humedales, sino en la mayor parte del paisaje. El intercambio recíproco de agua y solutos que puede darse entre la vegetación y el sistema hidrológico subterráneo en una gran fracción del paisaje es entonces una particularidad más de las llanuras que debe considerarse a la hora de explorar cómo los cambios en el uso de la tierra pueden comprometer la regulación hidrológica, el rendimiento hídrico y la calidad del agua (Heupermann 1999, Jobbágy y Jackson 2007, Portela et al. 2009).

La vulnerabilidad hidrológica de las llanuras ante cambios en el uso de la tierra es aun mayor bajo climas semiáridos a subhúmedos, en los cuales los rendimientos hídricos son bajos y la acumulación de sales alta (Jobbágy et al. 2008). En estas condiciones la evapotranspiración es el principal componente de pérdidas del balance de agua. Su complemento, el rendimiento hídrico, es una fracción pequeña que puede variar en un orden de magnitud, o más, ante cambios sutiles en la evapotranspiración, lo cual afecta de manera importante la cantidad de agua líquida que circula por el paisaje (Wilcox et al. 2003). Por otra parte, la acumulación elevada de sales que existe en las llanuras semiáridas a subhúmedas plantea el riesgo de la redistribución vertical y horizontal de las mismas, pues ello puede afectar en pocos años o décadas la calidad de los suelos y de las aguas (Sapanov 2000, Schofield et al. 2001, Jobbágy y Jackson 2004, Nosetto et al. 2007). La llanura chaco-pampeana de Argentina representa una de las áreas sedimentarias de clima subhúmedo a semiárido más planas del planeta, con una porción muy grande del territorio con pendientes menores a 0.1% (Jobbágy et al. 2008). Esta llanura es más plana aun que la mayor parte de las Grandes Planicies del medio-oeste de Estados Unidos, o las llanuras de Europa Occidental.

Las transformaciones de la vegetación y los cambios en el uso de la tierra que experimenta la llanura chaco-pampeana pueden jugar un papel importante sobre los servicios hídricos que prestan sus ecosistemas. En este sentido es conveniente distinguir aquellos cambios de amplia distribución geográfica (e.g., la deforestación y establecimiento de cultivos agrícolas en bosques secos del Chaco y Espinal, o el reemplazo de la rotación con pasturas perennes por agricultura continua en la Región Pampeana) de aquellos de distribución restringida y enfocada pero de alto impacto hidrológico local (e.g., el establecimiento de macizos forestales en tierras de pastizal, la aplicación de riego complementario, o la instalación de núcleos de concentración animal) (Tabla 1). En las siguientes secciones se revisan estos distintos casos y sus efectos hidrológicos conocidos o esperables sobre la base de evidencia local, cuando existe, o de otras regiones del mundo con características similares.

Tabla 1. Síntesis de los procesos de cambio en el uso de la tierra y sus posibles impactos sobre los servicios hídricos de los ecosistemas en la llanura chaco-pampeana. Se indican los cambios de uso más importantes, las regiones donde son más relevantes y los mecanismos ecológicos que los vinculan a la prestación de servicios hídricos. Se presentan los servicios hídricos más importantes para la sociedad y los efectos esperados y/u observados.

Proceso territorial	Región	Mecanismos	Servicios			
			Provisión / cantidad	Provisión / calidad	Regulación	Otros relacionados
Intensificación agrícola, eliminación de rotación con pasturas	Región Pampeana	Recarga más estacional, menor control de anegamiento por evapotranspiración		Contaminación local, regional si alcanza acuíferos (e.g., Puelche), carga de sedimentos y agroquímicos a cursos de agua	Inundación por anegamiento (lento)	
Establecimiento de focos forestales en pastizales	Tierras no agrícolas pampeanas	Aumento de la evapotranspiración, descarga freática localmente intensa	Disminución de recarga y de rendimiento en cursos de agua	Salinización local	Si la expansión es masiva, descenso de niveles freáticos, menor frecuencia de anegamiento	Si la expansión es masiva, pérdida de humedales
Reemplazo de bosques y arbustales por pasturas y agricultura	Chaco/ Espinal	Inicio de recarga subterránea, movilización de sales hacia napas	Efecto leve, cuenta naturalmente con muy escasos recursos	Salinización local (si bien muchas aguas son inicialmente saladas), aumento de carga agroquímicos y sedimentos en cursos de agua	Inundación + salinización por anegamiento (lento) - inundación por escurrimiento (rápido)	
Riego complementario con agua subterránea	Región Pampeana oeste, Chaco/ Espinal	Aumento de descarga regional de acuíferos, aumento de recarga freática local	Pérdida de reservas subterráneas	Salinización local (raro)		Pérdida de humedales u otros sistemas naturales de descarga aguas abajo
Riego complementario con agua superficial	Chaco/ Espinal	Consumo de agua fluvial, aumento de recarga freática local	Menor disponibilidad para otros usos	Anegamiento y salinización local		
Drenaje y endicado de humedales	Delta del Paraná	Menor interacción río-humedal, oxidación de tierras	Puede aumentar por menor evapotranspiración	Pérdida de poder "descontaminante" del humedal - oxidación libera nutrientes hacia el río	Menor amortiguación de crecientes	Pérdida de stock de carbono por oxidación de suelos
Intensificación ganadera, focos de concentración animal y suplementación	Región Pampeana oeste, Chaco/ Espinal	Focos puntuales de alto aporte de nitrógeno y fósforo a aguas	Competencia con consumidores locales de agua	Contaminación (N, P, otros)		

INTENSIFICACIÓN DE LA AGRICULTURA PAMPEANA

La Región Pampeana ha estado sujeta a notables sequías e inundaciones cuyo impacto económico y social se vislumbra en diversos documentos generados durante los últimos tres siglos (Moncaut 2001). En un contexto de niveles freáticos cercanos a la superficie y de cuerpos de agua intermitentes que pueden llegar a cubrir una gran fracción del paisaje o desaparecer por años, resulta importante preguntarse qué papel juegan los ecosistemas y el diseño de su aprovechamiento sobre la regulación hidrológica. Como suele observarse en otras regiones de pastizales subhúmedos de llanura, tales como los que ocupan Siberia Occidental, la gran llanura húngara, o las grandes planicies canadienses, en la Región Pampeana los niveles freáticos son cercanos a la superficie (Fuschini Mejía 1994). Esta condición favorece la inundación por anegamiento cuando se acumulan excesos hídricos y trae aparejados grandes trastornos no sólo para la producción primaria sino también para la infraestructura y la actividad económica en general (Degioanni et al. 2002, Aradas et al. 2002). ¿En qué medida la intensidad y la frecuencia de las inundaciones pampeanas son controladas únicamente por las fluctuaciones climáticas, o también por el tipo de cobertura y uso del territorio? Tradicionalmente se ha identificado al clima, más específicamente a los períodos plurianuales de precipitaciones elevadas, como el principal responsable de las inundaciones por anegamiento en la Región Pampeana. Esta visión “abiótica” del problema ha sustentado la formulación de soluciones hidráulicas a las inundaciones que buscan evacuar los excesos hídricos, en contraste con acciones de ordenamiento territorial que busquen prevenir la generación de tales excesos hídricos y la presencia sostenida de niveles freáticos superficiales. Los excesos hídricos responden no sólo a los flujos de ingresos de agua por precipitación sino también a los egresos, cuya vía principal en la llanura es la evapotranspiración (Bradshaw et al. 2007, Ward et al. 2007). Este hecho señala que el uso de la tierra afecta el régimen de inundaciones por sus efectos sobre este último flujo.

El avance agrícola en la Región Pampeana puede tener efectos múltiples sobre la evapotranspiración. Si bien no está claro en qué medida este reemplazo puede haber contribuido a exacerbar los dos fuertes ciclos de inundaciones severas que afectaron a la Pampa Interior (picos de 1987 y 2001) en los últimos veinticinco años (Viglizzo et al. 1997, 2009), se puede especular que existe una tendencia a generar mayores excesos hídricos en la trayectoria histórica que va desde pastizales naturales (dominantes hasta principios del siglo XX) a rotaciones de pasturas y cultivos anuales (típicas hasta a la década del '80) a cultivos anuales continuos (preponderantes en la actualidad) (Paruelo et al. 2005). A pesar de que las tasas máximas de evapotranspiración de los cultivos anuales pueden superar a las de pasturas cultivadas y éstas a las de las especies del pastizal natural, es importante destacar que en el mismo orden aumenta la frecuencia temporal y espacial de períodos de inactividad de la vegetación (barbechos planificados, siembras fallidas o evitadas por anegamiento o sequía). El balance de agua (precipitación-evapotranspiración) anual y plurianual puede, entonces, volverse más positivo en el sentido pastizal-rotación agroganadera-agricultura continua, y así estimular los excesos y el anegamiento (Viglizzo et al. 2009) (Tabla 1). Muchas de las estrategias que disminuyen el riesgo de sequía en agricultura (e.g., el caso de la acumulación de rastrojos y siembra directa) apuntan a la conservación del agua y pueden favorecer la generación de excesos hídricos. Otras como el establecimiento de cultivos de cobertura o el doble cultivo trigo-soja, que apuntan a maximizar la productividad y el uso de agua, pueden disminuir los excesos hídricos.

El análisis de estos efectos requiere contemplar las probables retroalimentaciones entre el nivel freático y la evapotranspiración de los ecosistemas (Ridolfi et al. 2006, Degioanni et al. 2006), incluyendo en ellas el comportamiento de los humanos que los manejan. En el caso de la Pampa Interior, la ocurrencia de períodos muy lluviosos bajo los escenarios contrapuestos de cultivos anuales vs. pasturas perennes podrían generar distintos tipos de retroalimentaciones. En ambos casos las napas tenderían a elevarse causando anegamientos; sin embargo, las respuestas de la evapotranspiración a este cambio podrían diferir (Jobbágy et al. 2008) (Tabla 1). En el caso de los cultivos, el anegamiento impide la siembra y limita la transpiración de los cultivos ya establecidos al dañarlos. Ello genera una retroalimentación positiva sobre la inundación, al cerrarse parcialmente la vía transpirativa de evacuación de agua. Bajo pasturas perennes, la transpiración podría limitarse parcialmente por anegamiento, pero la cobertura vegetal perenne se mantiene y, si el anegamiento es prolongado, los procesos sucesionales (reemplazo espontáneo de especies) pueden conservar las tasas de transpiración.

Estos mecanismos hipotéticos todavía no han sido evaluados en la región y, en general, han sido poco explorados a nivel global. Un ejercicio de simulación simple basado sobre un modelo numérico que permite acoplar el acuífero freático al (agro)ecosistema (Jobbágy et al. 2009) sugiere que las rotaciones agrícolas, en contraste con pasturas de alfalfa, tendrían dos dominios de atracción en cuanto a sus niveles freáticos (modo anegado y modo no anegado), manifiestos en una distribución bimodal y más superficial de niveles. La situación bajo alfalfa mantendría niveles más profundos fundamentalmente por su mayor profundidad de raíces y en raras ocasiones alcanzaría el estado de anegamiento. Nuestras herramientas poseen escaso poder para cuantificar la vulnerabilidad a la inundación bajo distintos escenarios de uso de la tierra, pero las evidencias disponibles asignan a la vegetación un papel significativo en la regulación hidrológica de la Región Pampeana.

La dinámica de las sales en la llanura puede verse muy afectada por los ciclos de anegamiento. En los períodos secos que sigan al de inundación, las sales pueden acumularse por descarga evaporativa de agua freática y así deteriorar de manera temporal la productividad de las tierras. Nuevos períodos húmedos que hereden niveles freáticos profundos tras la sequía podrían favorecer el lavado temporal de las sales y así restablecer la productividad de la tierra. La intensidad y el ritmo de este tipo de ciclos, así como los usos de la tierra, serían determinantes de esta dinámica poco explorada en la Pampa (ver Noretto et al. 2007 para ejemplos en Hungría). De la discusión anterior emerge el tema de la salinización de los suelos. Los posibles efectos del uso agrícola sobre la dinámica hidrogeológica de sales y la salinización de aguas subterráneas de gran valor para consumo humano (e.g., acuífero Puelche) aún no han sido muy explorados.

En los sistemas agrícolas intensificados del hemisferio norte la exportación de agroquímicos (i.e., fertilizantes y pesticidas) a la red hidrológica es una consecuencia común de obvio impacto sobre la generación de agua potable. En la llanura pampeana el uso de fertilizantes es aún relativamente bajo en comparación con aquellos sistemas, pero va en rápido aumento (Viglizzo et al. 2001). Si bien se ha documentado la migración de nitrógeno soluble en suelos bajo distintos usos de la tierra en la región (Abril et al. 2007, Rimsky-Korsakov et al. 2004), no existen (hasta donde el autor pudo indagar) estudios que cuantifiquen el transporte de nitrógeno derivado de fertilizantes a acuíferos y cuerpos superficiales de agua (Tabla 1). Sin embargo, existen descripciones de las concentraciones de formas solubles de nitrógeno para zonas de actividad agrícola intensa en el sudeste de Buenos Aires, donde se han identificado niveles elevados en aguas subterráneas asociados con irrigación y fertilización con dosis altas (Costa et al. 2002). En la Pampa Ondulada

aproximadamente 40% de unos 150 pozos relevados que accedían al acuífero Pampeano contenían nitratos por encima de 45 ppm, nivel recomendable para consumo humano (Carbó et al. 2008). En la misma región, el seguimiento hidroquímico de la cuenca del arroyo Durazno, en una zona agrícola, muestra concentraciones <1 ppm de nitratos durante cuatro años (Arreghini 2005). Es posible que los aportes de fertilizantes influyan sobre estos patrones, pero cabe destacar que las observaciones de Portela et al. (2006) en lisímetros sugieren que la mineralización de materia orgánica del suelo jugaría un papel más importante que la fertilización, exportando nitrógeno soluble en suelos típicos de la Pampa Interior y Ondulada. En qué medida las prácticas agrícolas actuales comprometen la calidad de agua para consumo humano no es cuantificable de manera clara pero debe prestarse especial atención al efecto combinado que la agricultura tiene añadiendo nitrógeno soluble (fertilización y, en menor medida, fijación), mineralizando materia orgánica (labranza) y facilitando eventos intensos de recarga (barbechos). Debe sumarse a la contaminación por fertilizantes la de plaguicidas, especialmente herbicidas. En este caso, la atrazina resulta uno de los productos de mayor impacto por su movilidad y perdurabilidad (Costa et al. 2003). El glifosato requiere especial atención por su uso muy extendido y ha sido hallado en arroyos de la Pampa Ondulada (Peruzzo et al. 2008) en concentraciones aun mayores que las reportadas en las planicies de Norteamérica (Scribner et al. 2003). Aplicaciones (concentraciones altas) en microcosmos acuáticos demuestran un impacto fuerte sobre la composición algal y sobre la concentración de fósforo (Pérez et al. 2007). Otros estudios en cuencas de esta región indican la presencia de una gran diversidad de productos, algunos de los cuales alcanzan concentraciones riesgosas para la biota acuática (Jergentz et al. 2005).

FORESTACIÓN EN ÁREAS DE PASTIZAL Y AGRICULTURA

El establecimiento de forestaciones en sistemas de pastizales introduce cambios significativos en la dinámica del agua, asociados a su mayor demanda hídrica (Kelliher et al. 1993), y pueden dejar su impronta en los patrones de acumulación de sales en el ecosistema. Comparados con los pastos, los árboles presentan mayor capacidad evaporativa (Kelliher et al. 1993). Cuando esta mayor capacidad para evapotranspirar se expresa a expensas del consumo de agua subterránea, el establecimiento de árboles sobre pastizales puede ocasionar la salinización de suelos, zonas vadosas y acuíferos (Heuperman 1999, Jobbágy y Jackson 2004) (Tabla 1), y comprometer la sustentabilidad del propio sistema forestal. Esto resulta de la combinación de la descarga freática generada por la forestación, la cual está sustentada por flujos subterráneos laterales desde áreas vecinas (no forestadas) y por la exclusión de solutos que realizan las raíces durante la absorción de agua. El proceso de salinización de suelos y agua subterránea, asociado con el consumo de agua freática, ha sido informado en diversas regiones del mundo, bajo distintas especies de árboles (deciduos y siempreverdes, coníferas y latifoliados) y en un amplio rango de climas (George et al. 1999, Heuperman 1999, Sapanov 2000, Vertessy et al. 2000, Jobbágy y Jackson 2004, Noretto et al. 2007). En los pastizales del Río de la Plata se ha observado, a partir de una combinación de aproximaciones que involucran estimaciones satelitales, modelado del agua edáfica y freática y sensores de flujo de savia, que el establecimiento de forestaciones de eucalipto aumenta las pérdidas evapotranspirativas en 40-80% en comparación con los pastizales (Noretto et al. 2005). Estas diferencias están explicadas en gran medida por un aporte importante de agua freática, el cual llega a suplementar las precipitaciones en 25-50% (Engel et al. 2005, Jobbágy y Jackson 2007). Si bien el aporte freático representa una mejora significativa en la productividad de las forestaciones,

también desencadena una acumulación fuerte de sales en el suelo, zona vadosa y acuífero, y hasta puede alcanzar 6 kg/m² de sales (Jobbágy y Jackson 2003, 2007). Ello impone un riesgo de deterioro de los recursos hídricos y edáficos. Situaciones de forestación masiva en la llanura podrían generar descensos regionales del nivel freático y afectar humedales cercanos (Tabla 1).

El mayor uso de agua de las forestaciones y, en particular, el eventual consumo de agua freática de las mismas ofrece oportunidades y riesgos para la actividad forestal y para el manejo de tierras. Por un lado, el consumo de agua freática mejora la productividad y permite mantener los niveles freáticos más deprimidos, y esto disminuye los riesgos de inundaciones. Por otro lado, la caída en el rendimiento hídrico (caudal anual por unidad de superficie de la cuenca) de las cuencas forestadas puede comprometer otros usos del agua, y la acumulación de sales puede amenazar la productividad en el largo plazo así como la integridad de los recursos hídricos y edáficos.

Está disponible una combinación de estrategias de manejo y planeamiento, desde la escala regional a la de parcela, para aprovechar los beneficios del consumo de agua subterránea, al mismo tiempo que disminuye sus efectos negativos. En el nivel regional, el ordenamiento territorial de las forestaciones debería orientarse hacia las regiones más húmedas (con balances hídricos más positivos) ya que esto no sólo determinaría mayores tasas de crecimiento, sino que también se minimizarían los impactos hidrológicos negativos (Farley et al. 2005) y los riesgos de salinización (Nosetto et al. 2008). Si bien las forestaciones en regiones húmedas conducirían a mayores reducciones del rendimiento hídrico de las cuencas en términos absolutos, el impacto relativo sobre el rendimiento hídrico (i.e., la fracción del caudal erogado por cursos de agua que se perdería por forestar) sería máxima en zonas (semi)áridas; así, en estas zonas (semi)áridas aumentaría el riesgo de deterioro de la provisión de agua (Scott y Lesch 1997, Farley et al. 2005).

DEFORESTACIÓN Y AVANCE AGRÍCOLA EN EL ESPINAL Y EN EL CHACO

El reemplazo masivo de bosques secos (precipitación entre 400 y 800 mm/año) por cultivos de secano ha generado cambios hidrológicos fuertes en las llanuras del oeste y sudeste australiano, del Sahel y del sudoeste de Norteamérica. En estos sistemas, la vegetación leñosa nativa utiliza de forma exhaustiva los aportes de la precipitación y genera drenajes profundos prácticamente nulos (<5 mm/año) y un escurrimiento superficial limitado. Su reemplazo por cultivos altera esta situación y causa reducciones en la evapotranspiración; aún siendo proporcionalmente pequeñas, estas reducciones generan aumentos fuertes en la recarga de acuíferos y ascensos graduales pero constantes en el nivel freático. El proceso de avance agrícola en el oeste y sudeste de Australia fue iniciado más de un siglo atrás y sus efectos sobre la agricultura y la sociedad han sido muy negativos. Allí, el creciente drenaje profundo ha arrastrado hacia los acuíferos sales acumuladas durante milenios en el perfil profundo del suelo/sedimento (George et al. 1997). Estos acuíferos, al alcanzar la superficie varias décadas más tarde, han transportado las sales y desencadenado una intensa salinización de suelos. Como resultado de este proceso, Australia ha perdido 60000 km² de tierras agrícolas, superficie que amenaza con triplicarse y alcanzar una área equivalente a todo Uruguay para 2050 (NLWRA 2001).

En los bosques secos del Sahel el avance agrícola se han traducido en aumentos de escorrentía y posterior recarga de acuíferos por drenaje profundo en zonas bajas del paisaje, y se ha registrado el ascenso de niveles freáticos de 0.4 m/año en el último medio siglo (Leduc et al. 2001). Un proceso equivalente al mencionado para Australia se ha documentado en las planicies arbustivas del noroeste de Texas y Nueva México tras su conversión a cultivo de secano (Scanlon et al. 2005). Es interesante destacar que en este caso el proceso parece haberse atenuado parcialmente por la expansión posterior de sistemas de riego por pivote central abastecidos con agua subterránea. En las tres regiones del mundo descritas hasta aquí los ascensos freáticos han ocurrido bajo regímenes de precipitación relativamente constantes o decrecientes, que apoyan la idea de que el cambio en el uso de la tierra y no el del clima son su causa principal.

Evidencias aún poco organizadas sugieren una creciente recarga subterránea y escorrentía superficial en la porción subhúmeda y semiárida de la llanura chaco-pampeana, originalmente ocupada por bosques secos. Casos como el ascenso de más de cinco metros en los últimos 30 años en el nivel de la laguna Mar Chiquita (Córdoba), sin precedentes durante los últimos dos siglos y medio (Piovano et al. 2004), apuntan a una tendencia de magnitud regional. Si bien estos cambios hidrológicos son simultáneos al avance de la agricultura en la región (Paruelo et al. 2005), la causalidad también puede atribuirse al aumento regional de las precipitaciones. Perfiles profundos (8 m) de distribución de solutos y humedad en bosques secos de San Luis indican que a pesar de los aumentos en la lluvia (30% en cien años para la zona), parcelas de bosques de caldén han mantenido un drenaje profundo nulo hasta el presente, mientras que otras vecinas dedicadas a la agricultura han recargado sus perfiles de humedad hasta la máxima profundidad alcanzada por los muestreos (Jobbágy et al. 2008, Santoni et al. manuscrito en revisión) (Tabla 1). En algunos sectores vecinos a la zona de estudio se observan ascensos freáticos de una decena de metros en tres décadas. Se propone que los aumentos de las precipitaciones en los bosques secos de la llanura chaco-pampeana no han modificado la recarga hidrológica "per se", pero sí lo han hecho en concierto con el avance de la agricultura que, posiblemente, han contribuido a estimular. La pobre red de escurrimiento superficial de varias porciones de la llanura y la presencia de suelos naturalmente salinos permiten suponer un alto riesgo de deterioro de la productividad agrícola y una intensificación de las inundaciones ante ascensos regionales de napas (Tabla 1). Es necesario reconocer el papel que los vertiginosos cambios en el uso de la tierra actuales pueden jugar sobre este proceso y reconocer los problemas (ascenso de napas y salinización) y oportunidades (sinergia riego-secano) que podrían acompañarlos.

OTROS CASOS DE IMPORTANCIA LOCAL

Al margen de las situaciones antes descritas, surgen otros conflictos posibles entre la producción agropecuaria y los servicios hídricos de los ecosistemas en la región. De especial interés son a) el avance del riego complementario basado sobre agua subterránea en sectores semiáridos de la llanura, b) el drenaje y uso forestal o agrícola de humedales del Delta del Paraná, y c) la multiplicación de focos de actividad ganadera concentrada (e.g., "feed-lots"). En el caso del riego complementario, debe destacarse que si bien el uso de agua subterránea ha crecido en importancia en los últimos años (Salinas et al. 2004), Argentina aún mantiene porcentajes de área regada muy inferiores a los del resto del mundo (Doll y Siebert 2002). La presencia de acuíferos de buena calidad y oferta de agua al pie de las Sierras Pampeanas (San Luis y Córdoba) ha permitido

una rápida expansión del riego con sistemas de pivote central. Aún no se conocen en la mayoría de los casos los límites de esta oferta de agua y es muy incipiente la discusión de sus funciones alternativas tales como el abastecimiento con agua subterránea a áreas urbanas (e.g., Ciudad de Córdoba) o su importancia ecológica en la alimentación de humedales en sectores de descarga natural de estas aguas subterráneas. En el futuro, la expansión del riego puede despertar conflictos en este sentido, lo que requerirá un cuidadoso análisis de costos y beneficios para productores y demás beneficiarios del recurso (Tabla 1).

El Delta del Paraná es parte de la región de interés y tiene una ubicación crucial como posible regulador de la calidad de agua que llega a las principales zonas de captación del conglomerado urbano de la ciudad de Buenos Aires y alrededores. Se ha propuesto a los humedales como los ambientes de mayor valor económico en cuanto a los servicios ecosistémicos que proveen (Costanza et al. 1997). En el caso del Delta del Paraná sus efectos sobre la calidad del agua que alcanza el estuario del Río de la Plata pueden ser importantes. La intrincada red superficial y subterránea de este sistema facilita el intercambio biogeoquímico del agua del río con ecosistemas ribereños y palustres que pueden reducir la carga de contaminantes y sedimentos (Tabla 1). La magnitud de estas funciones no está cuantificada hasta dónde el autor pudo indagar, pero puede presumirse importante (Turner y Rabalais 2003), y también debe sumarse a ella la regulación de caudales. El procedimiento de endicado y drenaje de "islas" del Delta para su ocupación con plantaciones forestales de álamo tiene el incentivo de habilitar una producción maderera de mayor valor (álamo) que la de la alternativa inundada (sauce). Este uso de la tierra, sin embargo, minimiza el contacto del agua ribereña con el territorio de las islas. Este "by-pass" del humedal puede afectar la calidad de las aguas que llegan al estuario y disminuir la regulación del caudal. El drenaje del humedal, más allá de los altos costos ambientales en relación al carbono del suelo perdido, puede también generar una liberación de nutrientes hacia las aguas resultante de la oxidación intensa de la materia orgánica (Tabla 1). El impacto de estas prácticas sobre la calidad de agua podría arrojar una relación muy desproporcionada entre beneficios forestales y costos hídricos.

Así como la, hasta ahora, austera economía del nitrógeno en sistemas agrícolas pampeanos parece haber mantenido bajos los niveles de contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la región, la aparición creciente de sistemas de concentración animal, puede volver importante este tipo de contaminación y la de fósforo en acuíferos y aguas superficiales a nivel local (Mallin y Cahoon 2003). Además del diseño, una cuidadosa "zonificación" de las áreas destinadas a "feed-lots" que considere las condiciones hidrogeológicas y la distribución y necesidades hídricas de las poblaciones cercanas, debería guiar el avance de estos sistemas de producción animal que se ven favorecidos por el avance agrícola y la pérdida de pasturas de alta calidad en la Región Pampeana (Ham y DeSutter 2000).

CONCLUSIONES

Los servicios hídricos de los ecosistemas no sólo comprenden la provisión de agua en cantidad y calidad, sino también la regulación hidrológica. Este último aspecto cobra gran importancia en las llanuras, donde la vegetación y el uso de la tierra pueden jugar un papel relevante al afectar la generación de excedentes hídricos e inundaciones. Los mecanismos principales son la partición de

la precipitación en a) escurrimiento superficial e infiltración y b) la partición del agua infiltrada en evapotranspiración y drenaje profundo. Ambos mecanismos intervienen en la provisión de agua y en la regulación hidrológica

En la llanura chaco-pampeana deben contemplarse los posibles efectos de la creciente expansión e intensificación agrícola sobre varios aspectos del ciclo hidrológico. En la Región Pampeana, el reemplazo de pasturas perennes por agricultura continua puede generar episodios más intensos de drenaje profundo y recarga freática, lo cual limitaría la regulación de las inundaciones. Puede esperarse que las mismas se vuelvan más intensas y frecuentes en respuesta a estos cambios, si bien aún falta conocer mejor el sistema. La mayor recarga subterránea junto al creciente ingreso de fertilizantes y pesticidas pueden interactuar favoreciendo los procesos de contaminación de acuíferos y arroyos, a pesar de que las evidencias actuales indican que estos procesos son sólo incipientes. En las regiones del Chaco y Espinal, la agricultura avanza reemplazando bosque secos. En esta situación son esperables cambios más intensos en la recarga subterránea, que es normalmente nula bajo la vegetación natural. El inicio de la recarga puede traer acompañada la redistribución de sales hacia los acuíferos y de éstas a los suelos en las zonas más bajas del paisaje, lo que afectaría los recursos hídricos locales y podría favorecer aquí también la inundación. Este proceso, causante de severos daños en Australia, debe ser revisado y monitoreado con mucho detenimiento en nuestras llanuras boscosas.

La forestación, un uso menos común de las áreas de pastizal pampeano, pero importante en la escala local, tiene efectos sobre los recursos hídricos subterráneos (descenso de niveles y salinización) y superficiales (disminución de caudales, reducción de humedales). Este mismo uso de la tierra en áreas desmontadas de bosques secos podría tener efectos restauradores. Otras actividades agropecuarias como el riego complementario y el drenaje de humedales en el Delta del Paraná sugieren importantes compromisos con los servicios hídricos de los ecosistemas.

La influencia de los ecosistemas, y especialmente de los usos y transformaciones a las que lo someten los humanos, sobre el ciclo hidrológico plantea una conexión de intereses percibidos en distintas escalas geográficas y por distintos actores. De esta manera pueden surgir compromisos entre los beneficios de la producción agropecuaria (que se perciben en un predio) y los servicios hídricos que perciben las personas que habitan la periferia del predio (e.g., salinización), la cuenca (e.g., regulación de caudales en ríos), la región (e.g., regulación de grandes inundaciones) o aun el continente (e.g., regulación de las precipitaciones). Esta conectividad que aporta el ciclo del agua puede verse como un problema al obligar a articular intereses encontrados, pero puede representar también una oportunidad, capaz de demostrar a la sociedad la estrecha vinculación que existe entre la producción agropecuaria y otros servicios que los ecosistemas le brindan.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado por subsidios de la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Nación (Argentina) y el Inter American Institute for Global Change Research (IAI).

BIBLIOGRAFÍA

- Abril, A., D. Baleani, N. Casado-Murillo y L. Noe. 2007. Effect of wheat crop fertilization on nitrogen dynamics and balance in the Humid Pampas, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119:171-176.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35:257-284.
- Aradas, R.D., J. Lloyd, J. Wicks y J. Palmer. 2002. Groundwater problems in low elevations regional plains: The Buenos Aires province example. Pp. 613-623 en: E. Bocanegra, D. Martínez y H. Massone (eds.), *Groundwater and Human Development*.
- Arreghini, S., L. de Cabo, R. Seoane, N. Tomazin, R. Serafini, et al. 2005. Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the "Pampa Ondulada" (Buenos Aires, Argentina). *Limnetica* 24:225-236.
- Bradshaw, C.J.A., N. Sodhi, K. Peh y B. Brook. 2007. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. *Global Change Biology* 13:2379-2395.
- Calder, I.A. 1998. Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiology* 18:625-631.
- Carbó, L.I., M.C. Flores y M.A. Herrero. 2008. Well site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semiconfined aquifer of Buenos Aires, Argentina. *Environmental Geology* DOI 10.1007/s00254-008-1426-6.
- Chichilnisky, G. y G.M. Heal. 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature* 391:629-30.
- Costa, J.L., F. Bedmar, P.E. Daniel y V.C. Aparicio. 2003. Nitrate and atrazine leaching from corn in the Argentinean humid pampas. Presentado en el 2nd International Workshop on Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites and Intergrated Soil and Water Protection, Tübingen, Alemania, 20-21 de marzo de 2003.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 357:253-260.
- Daily, G.C., S. Alexander, P.R. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, et al. 1997. Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology* 2:1-18.
- Degioanni, A., J. Cisneros, A. Cantero y A. Camarasa. 2002. Las inundaciones en la Provincia de Córdoba (Argentina) y las tecnologías de información geográfica: Ejemplos de la Aplicación. *Serie Geográfica* 10:143-163.
- Degioanni, A., J. Cisneros, A.G. Cantero y H. Videla. 2006. Modelo de simulación del balance hídrico en suelos con freática poco profunda. *Ciencia del Suelo* 24:29-38.

- Dingman, S.L. 1997. *Physical Hydrology*. Prentice Hall. Pp. 646.
- Doll, P. y S. Siebert. 2002. Global modelling of irrigation water requirements. *Water Resources Research* 38:10.1029/2001WR000355.
- Eagleson, P.S. 2002. *Ecohydrology: Darwinian expression of vegetation form and function*. Cambridge University Press. Pp. 443.
- Engel, V., E.G. Jobbágy, M. Stieglitz, M. Williams y R.B. Jackson. 2005. The hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. *Wat. Resour. Res.* 41:W10409, doi:10.11029/12004WR003761.
- Farley, K.A., E.G. Jobbágy y R.B. Jackson. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11:1565-1576.
- Fuschini Mejía, M.C. 1994. *El agua de las llanuras*. UNESCO/ORCYT. Montevideo, Uruguay. Pp. 58.
- George, R.J., D.J. McFarlane y R.A. Nulsen. 1997. Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia. *Hydrogeology Journal* 5:6-21.
- George, R.J., R.A. Nulsen, R. Ferdowsian y G.P. Raper. 1999. Interactions between trees and groundwaters in recharge and discharge areas - A survey of Western Australian sites. *Agricultural Water Management* 39:91-113.
- Ham, J.M. y T.M. DeSutter. 2000. Toward site-specific design standards for animal-waste lagoons: Protecting ground water quality. *Journal of Environmental Quality* 29:1721-1732.
- Heuperman, A. 1999. Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems. *Agricultural Water Management* 39:153-167.
- Imhoff, M.L., L. Bounoua, T. Ricketts, C. Loucks, R. Harriss, et al. 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429:870-873.
- Jackson, R.B., H.J. Schenk, E.G. Jobbágy, J. Canadell, G.D. Colello, et al. 2000. Belowground consequences of vegetation change and its treatment in models. *Ecological Applications* 10:470-483.
- Jackson, R.B., S.R. Carpenter, C.N. Dahm, D.M. McKnight, R.J. Naiman, et al. 2001. Water in a changing world. *Ecological Applications* 11:1027-1045.
- Jackson, R.B., E.G. Jobbágy, R. Avissar, S.B. Roy, D. Barrett, et al. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310:1944-1947.
- Jergentz, S., H. Mugni, C. Bonetto y R. Schulz. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere* 61:817-826.

- Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 54:205-229.
- Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology* 10:1299-1312.
- Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2007. Groundwater and soil chemistry changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 112-10.1029/2006JG000246.
- Jobbágy, E.G., M.D. Noretto, C.S. Santoni y G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana. *Ecología Austral* 18:305-322.
- Jobbágy, E.G., M.D. Noretto, S. Contreras López, R.B. Jackson y S.D. Calderón. 2009. Evaporative groundwater discharge in humid plains: The role of climate, vegetation, and farmers. *Eos Trans. AGU.* 90(52), Fall Meet. Suppl., Abstract H31G-03.
- Kelliher, F.M., R. Leuning y E.D. Schulze. 1993. Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. *Oecologia* 95:153-163.
- Leduc, C., G. Favreau y P. Schroeter. 2001. Long-term rise in a Sahelian water-table: the Continental Terminal in South-West Niger. *Journal Hydrol.* 243:43-54.
- Lovelock, J. 2007. *The Revenge of Gaia*. Basic Books, New York. Pp. 177.
- Mallin, M.A. y L.B. Cahoon. 2003. Industrialized animal production - A major source of nutrient and microbial pollution to aquatic ecosystems. *Population and Environment* 24:369-386.
- MA. 2005. *Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute, Washington, D.C. EE.UU.
- Moncaut, C.A. 2001. *Inundaciones y Sequías en la Pampa Bonaerense: 1576-2001*. Editorial El Aljibe, City Bell (Argentina). Pp. 102.
- Noretto, M.D., E.G. Jobbágy y J.M. Páruelo. 2005. Land use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in Central Argentina. *Global Change Biology* 11:1101-1117.
- Noretto, M.D., E.G. Jobbágy, T. Toth y C.M. Di Bella. 2007. The effects of tree establishment on water and salts dynamics in naturally salt-affected grasslands. *Oecologia* 152:695-705.
- NLWRA. 2001. *Australian dryland salinity assessment 2000: extent, impacts, processes, monitoring and management options*. National Land and Water Resources Audit, The Natural Heritage Trust, Commonwealth of Australia.

- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23.
- Paruelo, J.M. Capítulo 5 en este libro.
- Pérez, G.L., A. Torremorell, H. Mugni, P. Rodríguez, M. Solange Vera, et al. 2007. Effects of the herbicide roundup on freshwater microbial communities: A mesocosm study. *Ecological Applications* 17:2310-2322.
- Piovano, E.L., D. Ariztegui, S.M. Bernasconi y J.A. McKenzie. 2004. Stable isotopic record of hydrological changes in subtropical Laguna Mar Chiquita (Argentina) over the last 230 years. *The Holocene* 14:525-535.
- Peruzzo, P.J., A.A. Porta y A.E. Ronco. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina, *Environmental Pollution* 156:61-66.
- Pielke, R.A. y R.A. Avissar. 1990. Influence of landscape structure on local and regional climate. *Landscape Ecology* 4:133-155.
- Portela, S.I., A.E. Andriulo, M.C. Sasal, B. Mary y E.G. Jobbágy. 2006. Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: 15N application in field lysimeters. *Plant and Soil* 289:265-277.
- Portela, S.I., A.E. Andriulo, E.G. Jobbágy y M.C. Sasal. 2009. Water and nitrate exchange between ecosystems and groundwater in a cultivated landscape of the Rolling Pampas. Manuscrito no publicado.
- Postel, S. y S. Carpenter. 1997. Freshwater ecosystem services. Pp. 392 en: Daily, G.C. (ed.), *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. EE.UU.
- Ridolfi, L., P. D'Odorico y F. Laio. 2006. Effect of vegetation-water table feedbacks on the stability and resilience of plant ecosystems. *Water Resources Research* 2:W01201 doi:10.1029/2005WR004444.
- Rimsky-Korsakov, E., G. Rubio y R.S. Lavado. 2004. Potential Nitrate Losses under Different Agricultural Practices in the Pampas Region, Argentina. *Agric. Water Management* 65:83-94.
- Salinas, A., E. Martellotto, P. Salas, J. Giubergia, S. Lingua, et al. 2004. Resultados económicos en riego suplementario. Proyecto Regional de Agricultura Sustentable e Impacto Ambiental. INTA Manfredi. Boletín No. 3.
- Sapanov, M.K. 2000. Water uptake by trees on different soils in the Northern Caspian region. *Eurasian Soil Science* 33:1157-1165.

- Scanlon, B.R., R.C. Reedy, D.A. Stonestrom, D.E. Prudic y K.F. Dennehy. 2005. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology* 11:1577-1593.
- Schofield, R., D.S.G. Thomas y M.J. Kirby. 2001. Causal processes of soil salinization in Tunisia, Spain and Hungary. *Land Degradation & Development* 12:163-181.
- Scott, D.F. y W. Lesch. 1997. Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South Africa. *Journal Hydrology* 199:360-377.
- Scribner, E.A., W.A. Battaglin, J.E. Dietze y E.M. Thurman. 2003. Reconnaissance data for glyphosate, other selected herbicides, their degradation products, and antibiotics in 51 streams in nine Midwestern States, 2002: U.S. Geological Survey Open-File Report 03-217. Pp. 101.
- Toth, J. 1999. Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeology Journal* 7:1-14.
- Turner, R.E. y N.N. Rabalais. 2003. Linking Landscape and Water Quality in the Mississippi River Basin for 200 Years. *BioScience* 53:563-572.
- Vera, C., J. Báez, M. Douglas, C.B. Emmanuel, J. Marengo, et al. 2006. The South American Low-Level Jet Experiment. *Bulletin of the American Meteorological Society* 87:63-77.
- Vertessy, R., L. Connell., J. Morris, R. Silberstein, A. Heuperman, et al. 2000. Sustainable hardwood production in shallow watertable areas. RIRDC publication 00-163, Rural Industries Research and Development Corporation, Barton.
- Viglizzo, E.F., F. Lértora, A.J. Pordomingo, J.N. Bernardos, Z.E. Roberto, et al. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:65-81.
- Viglizzo, E.F., Z.E. Roberto, F. Lértora, E. López Gay y J. Bernardos. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66:61-70.
- Viglizzo, E.F., E.G. Jobbagy, L.V. Carreño, F.C. Frank, R. Aragón, et al. 2009. The dynamics of cultivation and floods in arable lands of central Argentina. *Hydrology and Earth System Science* 13:491-502.
- Ward, P.J., H. Renssen, J.C.J.H. Aerts, R.T. Van Balen y J. Vandenberghe. 2007. Strong increases in flood frequency and discharge of the River Meuse over the late Holocene: Impacts of long-term anthropogenic land use change and climate variability. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 4:2521-2560.

Wilcox, B.P., M.S. Seyfried y D.D. Breshears. 2003. The water balance on rangelands. Pp. 791-794 en: B.A. Stewart y T.A. Howell (eds.). Encyclopedia of Water Science. Marcel Dekker, New York.

Capítulo 8

RIQUEZA, OCUPACIÓN Y ROLES FUNCIONALES POTENCIALES DE LAS AVES EN RELACIÓN A LOS USOS DE LA TIERRA Y LA PRODUCTIVIDAD DE LOS AGROECOSISTEMAS: UN EJEMPLO EN LA ECORREGIÓN PAMPEANA

María E. Zaccagnini¹, Jeffrey J. Thompson¹, Jaime Bernardos², Noelia Calamari³,
Andrea Goijman¹ y Sonia Canavelli³

¹Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Instituto de Recursos Biológicos. De los Reseros y Las Cabañas s/n. (1712)Castelar, Argentina. Email Zaccagnini: mzaccagnini@cnia.inta.gov.ar - ²Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). EEA Ing. Agr. Guillermo Covas. Ruta Nac. 5, km 580, C.C. 11, (6326)Anguil, La Pampa. Argentina - ³Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). EEA Paraná. Ruta Nac. 11, km 12.5, (3101)Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.

Resumen. Los agroecosistemas constituyen paisajes en mosaico en los que se integran usos múltiples de la tierra en función de las actividades productivas que allí se desarrollan. En la Región Pampeana central, la estructura y composición del paisaje se ha simplificado, por lo cual es posible que se haya visto afectado el estado de conservación de las aves. Las aves cumplen servicios ecosistémicos como la provisión de recursos, la regulación de poblaciones de especies perjudiciales, el soporte de procesos ecosistémicos (como la polinización) y dan bases para actividades culturales. En el ámbito agropecuario, estos servicios ecosistémicos suelen pasar desapercibidos, con el riesgo de perderlos aun antes de que puedan ser evaluados y valorados. Nuestro objetivo es analizar las comunidades de aves en agroecosistemas de la agroecorregión pampeana en relación al uso de la tierra y la productividad, como un modo de inferir los impactos potenciales de la agriculturización sobre la salud ambiental. Así mismo, analizamos los servicios ecosistémicos que, en términos potenciales, podrían brindar las comunidades de aves en esta región, y destacamos la utilidad de un monitoreo regional anual para su seguimiento e, indirectamente, los servicios que podrían estar prestando. Analizamos las variaciones en la riqueza específica de comunidades en un área de 255000 km² de la agroecorregión pampeana entre los años 2003 y 2008. Las 244 especies de aves detectadas fueron clasificadas en 12 grupos tróficos funcionales y agruparon en 3 grupos: insectívoras, rapaces (depredadoras y carroñeras) y granívoras. Sobre la base de esta clasificación estimamos la ocupación proporcional de los grupos funcionales y modelamos su distribución espacio-temporal en relación a la proporción de área con cultivos y al índice de vegetación normalizado (IVN). El análisis de ocupación demuestra una relación negativa significativa entre la presencia de gremios tróficos y el área cubierta de cultivos anuales, y una baja relación con la productividad primaria. Este patrón es similar al presentado en trabajos previos para la agroecorregión pampeana. Por último, se considera que una mayor diversidad y redundancia ecológica conllevaría a niveles mayores de provisión de servicios; presentamos que una reducción en la riqueza de aves en la agroecorregión pampeana está relacionada con el incremento de áreas con cultivos anuales, lo que se traduciría en una pérdida de servicios provistos por la biodiversidad. De este modo, esperamos contribuir al desarrollo de estrategias agrícolas que valoren tanto la provisión de bienes cultivables como los atributos naturales de los agroecosistemas.

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas en ecosistemas productivos, como los agroecosistemas, generan cambios que pueden afectar, o afectan, el estado de las poblaciones de especies silvestres y el funcionamiento ecológico de las comunidades a las que pertenecen. La producción de cultivos de agroalimentos y las futuras demandas por bioenergía generan y generarán mayores cambios estructurales en los ecosistemas, con modificaciones en la composición y en la configuración de los ambientes naturales, ya sea por la modificación y/o por el reemplazo de las coberturas vegetales como por su disposición espacio-temporal en los ecosistemas (Dale et al. 2010). Estos cambios alteran la aptitud y la extensión de los hábitats para las especies silvestres (Bennet et al. 2006) y sus interacciones (Sekercioglu et al. 2004, Wiens et al. 2002, Wiens y Moss 2005).

Uno de los factores de disturbio asociados a los procesos productivos es el uso de insumos tecnológicos para incrementar la productividad (fertilizantes) o controlar efectos negativos de plagas y enfermedades (plaguicidas). Estas sustancias, de diferente naturaleza y nivel de toxicidad, pueden afectar no sólo las condiciones del hábitat y el estado de las poblaciones silvestres (Hooper et al. 2002, Zaccagnini 2006) sino que, a través de estos efectos, pueden alterar la composición y el funcionamiento ecológico de las comunidades a las que pertenecen dichas poblaciones (Devictor y Jiguet 2007). En consecuencia, podrían producirse cambios en los servicios ecosistémicos que brindan las especies silvestres, aun antes de que estos puedan ser cuantificados y valorados de manera adecuada para cada tipo de agroecosistema (Alcamo et al. 2003, Lant et al. 2008).

Enfocar el manejo de los agroecosistemas en la producción de múltiples servicios ecosistémicos podría significar una oportunidad para controlar o revertir los impactos de la agriculturización sobre las especies silvestres y sus roles funcionales (Kremen y Ostfeld 2005). De este modo, los productores podrían beneficiarse con incentivos que generen condiciones para la sustentabilidad de sus propias actividades y el ambiente (Robertson y Swinton 2005). A través del manejo de un sistema productivo se pueden privilegiar diversos procesos ecosistémicos, y a ese fin es preciso mejorar el hábitat para una mayor cantidad de especies necesarias para un funcionamiento integral del mismo, dado que diferentes especies suelen influir en diferentes funciones (Hector y Bagchi 2007). Para ello, es necesario comprender las relaciones entre las especies y los elementos paisajísticos y tecnológico-productivos del ambiente, los que sin dudas interactúan para brindar los servicios ecosistémicos de interés, y el rol de la diversidad dentro de los grupos funcionales para la provisión de dichos servicios (Moonen y Barberi 2008).

La información generada en monitoreos sistemáticos de grupos biológicos sensibles, como las aves, permitiría seguir los cambios en las comunidades en función de los cambios ambientales y, de manera indirecta, predecir la provisión de servicios ecosistémicos brindados por las comunidades resultantes en los agroecosistemas. Dicha información podría utilizarse en la toma de decisiones de manejo, el diseño de los paisajes productivos y la selección de estrategias tecnológico-productivas que minimicen los impactos y maximicen los beneficios funcionales del sistema productivo (Taylor Lovell y Johnston 2009). De este modo, la información generada por el monitoreo contribuiría a una mayor sustentabilidad productiva y ambiental.

La intensificación agrícola y los impactos sobre las comunidades de aves y su funcionalidad

En ciertos lugares del mundo, la intensificación agrícola ha generado una declinación amplia en las poblaciones de varios grupos taxonómicos asociados a ambientes agrícolas. En una escala regional, estas declinaciones han estado asociadas a cambios en las prácticas agrícolas, las que modificaron la disponibilidad de recursos y generaron efectos asociados con las poblaciones de insectos y de aves (Benton et al. 2003). La intensificación agrícola generó no sólo la disminución en la abundancia poblacional de algunas especies de aves, sino también sobre una significativa contracción en su rango de distribución en el último cuarto del siglo XX, en Europa en particular (Gaston 2010). Estos efectos han sido más notables en países del oeste europeo que en los del este debido a políticas y a condiciones tecnológicas que favorecieron la intensificación (Donald et al. 2001).

Procesos de agriculturización como los documentados en Europa están ocurriendo en muchos países del mundo. En Argentina suceden no sólo dentro de las áreas tradicionalmente agrícolas, sino también en regiones marginales y de fronteras agrícolas, donde se ven procesos de extensificación que aún no han entrado en etapas de intensificación como las que se dan dentro de la región pampeana central, en las que la pérdida de diversidad de ambientes es ya indiscutible (Oesterheld 2005, Paruelo et al. 2005, Bilenca et al. 2009).

La constatación de procesos de reducción de la superficie y calidad de hábitats motivan la necesidad de comprender las causas y efectos sobre grupos de la biodiversidad (Gaston 2010). Para ello se analizan variables de nivel tecnológico y se desarrollan modelos que permitan predecir la tendencia poblacional y la distribución de un conjunto de especies que, "a priori", se evalúan como sensibles a los procesos de intensificación agropecuaria (Donald et al. 2001). Estos abordajes brindan líneas de base para explorar estudios en mayor detalle, enfocados en especies para las cuales se podrían generar datos y detectar impactos con mayor detalle. Por ejemplo, mediante modelos de naturaleza multivariada es posible comprender las interacciones entre las prácticas agrícolas y las múltiples vías por las cuales las aves son impactadas, e indicar los aspectos del manejo que deberían ser corregidos a fin de permitir la viabilidad poblacional de las mismas (Benton et al. 2003). La comprensión de los efectos indirectos de los plaguicidas sobre las poblaciones permitiría modificar aspectos específicos del manejo agrícola que generen beneficios para especies o para grupos de especies particulares. Así mismo, la pérdida de heterogeneidad, el nivel de perturbación y la fragmentación en los agroecosistemas generan impacto sobre muchas otras taxas y, por lo tanto, los impactos sobre las aves podrían insinuar declinaciones en biodiversidad así como de procesos de homogeneidad funcional en las comunidades (Devictor y Jiguet 2007).

Las aves como indicadoras de salud en los ecosistemas

La variedad de procesos biológicos a monitorear en los agroecosistemas son numerosos, por lo que es esencial identificar indicadores sensibles a los cambios y usarlos como herramientas de monitoreo para el manejo sostenible de los sistemas productivos. "En biología, un indicador es un organismo que está tan asociado con condiciones ambientales particulares de modo que su presencia indica la existencia de esas condiciones" (Caro y O'Doberty 1999). Dentro de los grupos biológicos más sensibles para detectar cambios en los ecosistemas se encuentran los invertebrados. Sin embargo, debido a la elevada complejidad de su monitoreo, en especial en las

escalas de paisaje y/o regional, se propone a las aves como indicadores válidos de la salud de los ecosistemas y, a su vez, posibles de ser monitoreados (Balmford 2002).

El uso de las aves como bioindicadoras es un concepto muy discutido pero aceptado por motivos ecológicos y operativos: su ecología es mejor entendida que la de muchos otros grupos de vertebrados silvestres. Están distribuidas ampliamente como grupo en un extenso rango de tipos de hábitats, hay asociaciones claras entre las comunidades de aves y los tipos de cobertura vegetal, tienen una cobertura amplia de los diferentes niveles de la pirámide ecológica en todos los ambientes, son estables taxonómicamente y son fáciles de detectar, se las suele relevar con métodos confiables y existen herramientas analíticas muy variadas para verificar su credibilidad (Balmford 2002, Padoa-Schioppa et al. 2006). Las aves pueden ser, por ejemplo, muy buenas indicadoras para evaluar el impacto de los cambios en el uso de la tierra o del cambio climático sobre la biodiversidad. Estos son procesos continuos y lentos que representan fuerzas directrices de grano grueso en la escala regional, pero que determinan procesos y flujos que pueden afectar de forma notable el funcionamiento del ecosistema. Las aves, por su capacidad de volar y de moverse con velocidad entre sitios a gran distancia, pueden captar rápidamente diferencias en la disponibilidad de recursos. Sin embargo, por estas mismas razones, su valor como indicadoras para captar efectos de tasa rápida de ocurrencia y en la escala local sería discutible (Lemoine et al. 2007).

Las aves ¿son buenas indicadoras de conservación del resto de la biodiversidad? Nuevamente, es posible que las aves sean buenas indicadoras en escalas de poco detalle, en las que sus requisitos de hábitat cubran los requisitos de otras especies (Balmford 2002). En escalas de mayor detalle, por las razones expuestas en el párrafo anterior, es preciso considerar junto con las aves otros grupos sensibles de condiciones locales, como invertebrados, peces y plantas con flores. No obstante esto, las aves constituirían un grupo muy versátil para indicar condiciones ambientales y efectos sobre otros grupos de la biodiversidad (Gregory et al. 2003).

Importancia del hábito alimentario para comprender la provisión de servicios

Como grupo, las aves comprenden una gran diversidad de especies con hábitos y requisitos de hábitat muy diferentes. Esto hace que a través de la comprensión de su ecología como del uso de recursos en el ambiente se puedan identificar diversos servicios ecosistémicos de importancia para la producción agropecuaria o para la integridad del ambiente. Por ejemplo, el comportamiento alimentario define en gran medida los ensambles de comunidades por grupos funcionales tróficos o gremios. Estos pueden ser subgrupos de la comunidad en la cual los individuos utilizan recursos similares de una manera análoga (Beltzer 2003, Azpiroz 2003). Los grupos funcionales y sus interrelaciones tróficas entre especies por lo general resultan de la conjunción entre la morfología del ave y los tipos de presas, tamaños, forma y eficiencia de captura (Remsen y Scott 1990). Así mismo pueden darse cambios estacionales de modo que especies de aves que son granívoras en otoño e invierno sean insectívoras en primavera y verano, durante la época reproductiva, y que suelen reaccionar rápidamente ante la disponibilidad de grandes ofertas de insectos en campos de cultivos e instalar sus nidos en ambientes muy cercanos a los campos. También pueden existir mecanismos tróficos en cascada cuando porciones de las cadenas alimentarias son removidas del sistema y generan cambios poblacionales en otros niveles tróficos (Sekercioglu 2006). Por otro lado, el comportamiento social de alimentación en bandadas numerosas, interespecíficas, o en formas aisladas en pares reproductivos, pueden generar impactos muy diferentes sobre el

ambiente (Whelan et al. 2008). En consecuencia, para valorar y entender la provisión de servicios ecosistémicos, es necesario comprender la complejidad de las relaciones ecológicas entre las poblaciones de distintos grupos que componen las tramas tróficas y el uso de recursos que estos hacen en los ecosistemas (Whelan et al. 2008).

Las aves y la provisión de servicios ecosistémicos

Las aves son uno de los grupos más diversos entre los vertebrados que intervienen en la provisión de servicios ecosistémicos, con respecto a procesos naturales que benefician a los humanos (diferentes de los servicios ambientales de procesos que sirven a la propia naturaleza) (Alcamo et al. 2003). Si bien las aves no contribuyen en gran medida a la productividad total de los ecosistemas, por el lugar que ocupan en las tramas alimentarias (Wiens 1976) sus funciones ecológicas pueden impactar de manera significativa en el funcionamiento de los ecosistemas (i.e., desde crear condiciones en el suelo hasta jugar roles como depredadoras, polinizadores, carroñeras, dispersoras de semillas e ingenieras de ecosistemas) (Sekercioglu 2006, Whelan et al. 2008). Por ejemplo, en los servicios ecosistémicos de "provisión", están involucradas al ser utilizadas en la dieta de humanos como fuente proteica, su piel para marroquinería, piezas de caza deportiva y de subsistencia, plumas para abrigos y ornamentación, etc. Las aves depredadoras y carroñeras, están comprometidas con los servicios de "regulación", contribuyen a controlar poblaciones de insectos plagas de cultivos, de roedores transmisores de enfermedades virales y a eliminar cadáveres al evitar la proliferación de agentes patógenos y así prevenir enfermedades. Así mismo, las aves asisten a servicios de "soporte" a través de sus comportamientos alimentarios, pues polinizan y dispersan semillas y contribuyen al mantenimiento de distintos tipos de ecosistemas. Por último, dentro de los servicios "culturales brindados por el ecosistema" son fuentes de inspiración al arte, la fotografía, la observación de aves, los cultos religiosos (Sekercioglu 2006, Whelan et al. 2008).

La provisión de "servicios ecosistémicos por consumo de recursos" se expresa de varias formas: control biológico de plagas (i.e., malezas, insectos e indirectamente enfermedades), saneamiento de cadáveres por especies carroñeras, depredación de semillas y animales, dispersión de frutos y semillas y polinización de pasturas y cultivos (ver Sekercioglu 2006, Whelan et al. 2008).

Control biológico

El rol como controladoras biológicas de especies de insectos plagas va más allá de la consideración del consumo por parte de las aves. Lo importante es que ese consumo signifique realmente un cambio en la reducción del daño o el incremento en el rendimiento del cultivo afectado por la plaga, debido a la extracción que las aves hacen de los insectos plaga. Hay ejemplos de reducción en el número de artrópodos en ensayos de exclusión de aves en diversos esquemas productivos que demuestran el rol funcional de las aves como controladoras de insectos plaga (Tremblay et al. 2001, Jones et al. 2005). Así mismo, algunas especies de aves consideradas plagas de cultivos fueron controladas en masa para reducir los daños que causaban a esos cultivos. Dicho control generó incrementos en plagas insectiles antes controladas por las aves, como en el caso del control de gorriones en China, que generó una explosión demográfica de insectos plaga que devastaron cultivos y generó la hambruna de los años 1958-1962, con miles de muertos (Whelan et al. 2008). El valor de las aves como controladoras de tucuras y langostas, así como los factores que operan para la eficiencia de la interacción funcional, también han sido muy bien descriptos (Kirk et al. 2001). En particular, esto es importante para el manejo dada la ocurrencia de estas

especies tanto en cultivos como en pasturas cultivadas y naturales en muchas partes del mundo. De forma similar, la depredación de pájaros carpinteros sobre coleópteros plagas de pinos fue capaz de regular las poblaciones de esa plaga forestal (Fayt et al. 2005). Sin embargo, a pesar de la importancia del control biológico para la agricultura y la forestación, estos servicios son rara vez percibidos por los productores agropecuarios.

Saneamiento de cadáveres

El servicio de saneamiento por consumo de carroña alcanza a todos los ecosistemas, incluso a los agroecosistemas, dado que hay muchas fuentes de generación de carroña (e.g., mortandades naturales, envenenamiento o contaminación, colisiones, enfermedades, electrocución en torres o cables eléctricos, entre otras causas). Las aves carroñeras son sólo uno de los grupos de organismos que brinda este servicio en los agroecosistemas, y por ser muy conspicuos, su rol suele ser valorado mejor. Dentro de las aves, los jotes de los géneros *Cathartes* y *Coragyps* son carroñeros especialistas, pero muchas otras rapaces lo hacen en forma oportunista o facultativa (Devault et al. 2003, Whelan et al. 2008). Las aves oportunistas o facultativas no pueden sobrevivir sólo de carroña, y poseen la capacidad de cazar sus propias presas. Gracias a la presencia de carroñeros, la desaparición de cadáveres es muy rápida (Rivera Milan et al. 2004), lo cual indica que sin la presencia de estos organismos, los restos de animales muertos se acumularían. Asimismo, la mayor oferta fácilmente disponible de alimentos posiblemente generaría una explosión demográfica de roedores o de otros carnívoros, los que suelen ser reservorios y vectores de enfermedades virales, leptospirosis, rabia, fiebre hemorrágica o mal de los rastrojos, hanta virus; algunas de estas enfermedades son endémicas en amplias zonas de la Región Pampeana (Piacenza et al. 2009). Además, los animales muertos se infectan con bacterias potencialmente patogénicas, así como toxinas del botulismo, y pueden ser el foco de muchas enfermedades peligrosas para la salud humana, para la ganadería y para otras especies de la fauna silvestre. En áreas con restricciones ecológicas, las acciones antrópicas podrían complicar la provisión de servicios por las aves y otros organismos. Por ejemplo, en ambientes estables de humedad y temperatura (e.g., ecosistemas tropicales) se favorecerían la ocurrencia de microcarroñeros (microbios descomponedores) sin verse alterados por la ausencia de macrocarroñeros como las aves. Sin embargo, en ecosistemas templados, la ocurrencia de aves carroñeras sería vital para la remoción de carroña y su conservación debería considerarse prioritaria (Whelan et al. 2008).

Depredación de animales y semillas

La preponderancia de roedores en la dieta de muchas especies de rapaces (tanto halcones como lechuzas) permitiría considerar que estas aves cumplen un rol como prestadoras de un servicio a la agricultura y a la salud humana debido a la remoción por depredación de organismos de especies herbívoras dañinas de cultivos y de organismos peligrosos por ser huéspedes de enfermedades peligrosas. Existen evidencias de que las aves (junto a otros depredadores) podrían generar efectos denso-dependientes sobre la densidad de roedores, con lo cual ejercerían controles eficientes en la regulación de las poblaciones. A pesar de la importancia de conocer estas relaciones para el manejo adecuado de los agroecosistemas, es escasa la evidencia de la efectividad de estos servicios ecosistémicos como base para el control integrado de las plagas, con el consiguiente beneficio ambiental por el menor uso de sustancias tóxicas utilizadas en el control de los roedores (Williams et al. 2000, Brown et al. 2007). En contraste, el rol de los roedores y de los invertebrados como grandes consumidores de semillas de malezas en agroecosistemas ha sido bien documentado

y existen evidencias del rol de las aves granívoras en este mismo sentido, aunque en menor proporción. Cabe destacar que los consumos por todos los grupos biológicos es aditivo; estos grupos suelen remover gran proporción de las semillas en la superficie del suelo (Whelan et al. 2008).

Dispersión de semillas y frutos y conservación de bosques

La dispersión de semillas y frutos que realizan las aves es una de las funciones ecológicas que afecta a gran cantidad de especies. En la restauración natural de los bosques tropicales, por ejemplo, las aves son uno de los grupos dispersores de semillas por excelencia, en particular para árboles tropicales de sucesiones tardías y con semillas grandes (Uhl 1989).

Servicio ecosistémico de polinización de pasturas y cultivos

El rol de las aves como polinizadoras no es tan importante como los procesos funcionales que hemos listado anteriormente. Sin embargo es preciso conocer en mayor detalle y de manera empírica el impacto para las plantas de la supresión de especies polinizadoras (Sekercioglu 2006).

Las pérdidas de hábitat y contaminación vinculadas a las prácticas agropecuarias pueden afectar la satisfacción de los requerimientos básicos de vida tanto de las poblaciones como de las tramas ecológicas que se establecen, y pone en riesgo la provisión de los servicios previamente descriptos. Otras alteraciones ambientales, como el cambio climático, pueden exacerbar estos efectos antrópicos. Por ejemplo, el 80% de las proyecciones climáticas basadas sobre escenarios de bajas emisiones de gases invernaderos resultarían en la pérdida local de al menos 10% de la fauna de vertebrados (i.e., aves, mamíferos y anfibios) sobre gran parte de Norte y Sudamérica (Lawler et al. 2009). Por ello, es imprescindible monitorear los cambios en las comunidades de aves y la provisión por las mismas de servicios ecosistémicos en agroecosistemas, como una herramienta de acompañamiento al proceso de agricultura sustentable (Zaccagnini et al. 2010).

COMUNIDADES DE AVES EN AGROECORREGIÓN PAMPEANA Y SUS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS POTENCIALES

Monitoreo de aves en la escala regional en la Región Pampeana central de Argentina

Cualquiera sea el valor del servicio ecosistémico que se desea evaluar, es preciso generar datos cuantitativos que permitan valorar el beneficio potencial del mismo. Una primera aproximación para evaluar el valor de los servicios ecosistémicos prestados por las aves en una determinada región es considerar la riqueza de especies o su ocurrencia. Estos registros pueden ser traducidos en estimaciones de ocupación de los agroecosistemas y, a través de los roles funcionales de las especies, usarse como indicadoras de la potencial provisión de servicios ecosistémicos (en cualquiera de sus modalidades). En este trabajo presentamos un programa de monitoreo regional de aves que se conduce anualmente en la Región Pampeana analizando los resultados desde el punto de vista de algunos de los servicios ecosistémicos potenciales brindados por las aves.

El monitoreo de aves en la Región Pampeana se estableció en el año 2002 con la finalidad de contar con una línea de base sobre la cual evaluar los efectos de la intensificación agrícola, principalmente traducidos por los cambios en la composición y configuración de los ambientes productivos o el uso de agroquímicos, ambos expresados en la escala regional (Zaccagnini 2006). Así mismo, el monitoreo constituye una herramienta de predicción de efectos y de proyección de cambios en las poblaciones de aves a largo plazo, tanto por los cambios en el uso de la tierra como de los cambios en las condiciones ambientales y climáticas (Zaccagnini et al. 2010). Por último, como intentaremos demostrar en este trabajo, el monitoreo regional podría contribuir a inferir los servicios ecosistémicos potenciales que las aves podrían estar brindando en la región.

En el monitoreo se registra la abundancia de 20 especies consideradas focales y la presencia de todas las aves vistas o oídas relevadas anualmente en la región central de Argentina (Canavelli et al. 2003, Calamari et al. 2005). Las especies seleccionadas cumplieron al menos con unos de los siguientes criterios: particularmente sensible (documentada en mortandades masivas), fácilmente detectable, migratoria, recurso o plaga.

El área cubierta por el muestreo comprende porciones de 5 provincias pampeanas (Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba, La Pampa y Buenos Aires) (Figura 1). La misma aumentó con los años desde 115000 km² en 2003-2004 a 255000 km² en 2007-2008, a fin de captar una mayor heterogeneidad de ambientes y sistemas de producción dentro de la Región Pampeana central. En función de las regiones agroestadísticas definidas por sus características agroproductivas (INDEC, Encuesta Nacional Agropecuaria) se estableció un esquema de muestreo estratificado por región. Los 8 estratos resultantes se dividieron en cuadrículas de 30 x 30 km y dentro de cada cuadrícula se recorrieron transectas de 30 km en cantidad proporcional al tamaño del estrato. En cada una de las transectas, establecidas en caminos secundarios y terciarios elegidos al azar, se ubicó un punto fijo de observación a cada kilómetro de recorrido. En cada punto de observación se registró la presencia de todas las aves vistas u oídas (se excluyeron las aves acuáticas), dentro de los períodos de 06:00-11:00 h y 15:00-20:00 h, y se describieron los usos del suelo y la proporción de cada tipo estimada dentro de un radio de 200 m del punto de observación (Canavelli et al. 2003, Calamari et al. 2005, Schrag et al. 2009, Zaccagnini et al. 2010). En enero de cada año, entre el 2002 y el 2008, se recorrieron entre 48 y 90 rutas (48 en 2003 y 2004, 64 en 2005, 86 en 2006 y 90 en 2007 y 2008). De esta manera se totalizaron 426 transectas en 6 años.

Diversidad de aves en relación al uso de la tierra, productividad y heterogeneidad de paisaje

El programa de monitoreo regional de aves comprende al menos 4 tipos de usos del suelo bien diferenciados: una zona muy agriculturizada comprendida por el sureste de Córdoba, sur de Santa Fe, este de Entre Ríos y norte de Buenos Aires, una zona de usos mixtos ubicada en el sur de Córdoba y centro-oeste de Buenos Aires (en esta zona la agricultura avanzó sobre pastizales naturales con uso ganadero extensivo), otra zona caracterizada por algunas pasturas perennes para uso ganadero (lechería e internada) en el centro de Santa Fe, y una zona donde aún hay relictos de monte nativo, en el centro-este de Entre Ríos (Figura 2). A pesar de estas diferencias, el uso predominante de la tierra en la región es agrícola-ganadero, con dominancia de de cultivos anuales (55.6%), pasturas anuales (1.5%) y pasturas perennes (6.2%), campos en descanso (24.2%), campos arados (0.4%) y montes (12.2%) (Figura 3). Estos usos no variaron demasiado

entre los años de estudio, lo que muestra que el área es estable en cuanto al uso agropecuario dentro de este período de tiempo.

Entre 2003 y 2008 se detectaron 244 especies de aves en la región, con un total de especies para cada año que osciló entre 148 (en 2003), 185 (en 2006), 176 (en 2007) y 180 (en 2008).

Para comprender la dinámica de renovación de las especies entre años, se calculó la matriz de similaridad de especies entre las mismas rutas entre años, y a medida que se amplió el área de muestreo la comparación se realizó entre las rutas nuevas del área ampliada en años subsiguientes. El índice de similaridad de Jaccard fue de 0.8 para la misma cantidad de rutas, y la menor encontrada entre años fue entre los años 2003 y 2008 (0.694) (Tabla 1). Esto sugiere que existiría un recambio de especies dentro del área de estudio.

Tabla 1. Matriz de similaridad de especies entre años en base al índice de Jaccard.

	2003	2004	2005	2006	2007
2003					
2004	0.773				
2005	0.745	0.833			
2006	0.694	0.736	0.817		
2007	0.704	0.745	0.817	0.802	
2008	0.694	0.745	0.804	0.802	0.815

El sur de Entre Ríos y el oeste de Buenos Aires fueron las regiones más diversas (Figura 4), coincidentes con la mayor proporción de ambientes de monte (Figura 3). En función de la riqueza de aves, la región menos diversa fue la zona muy agriculturizada comprendida por el sureste de Córdoba, el centro-sur de Santa Fe y el centro-noroeste de Buenos Aires (Figura 4).

En un estudio preliminar (Schrag et al. 2009) con los datos de 4 años del monitoreo regional de aves, entre 2003 a 2006 analizamos la distribución espacial de la riqueza de aves en relación al uso de la tierra, a variables climáticas (i.e., temperatura y precipitaciones) y al índice de vegetación normalizado (IVN). Para este último se emplearon los datos provistos por el Inventario Global de la NASA y se estimaron a través de radiómetros de alta resolución. De cada ruta de observación se seleccionó el punto medio a través del muestreo de un área de 3 x 3 píxeles (cada píxel tiene 1 km²) para la que se calculó el promedio de los valores de las 9 celdas. La riqueza estuvo asociada de manera negativa a la proporción de áreas con cultivos anuales, y de forma positiva a las áreas con vegetación natural (pasturas y monte nativo). De manera similar, se encontraron correlaciones positivas mayores a 50% entre la riqueza y las temperaturas máximas y mínimas y las precipitaciones, así como con el IVN de primavera y verano. No obstante, la variabilidad observada fue importante.

Sobre la base de la importancia del uso de la tierra sobre la riqueza de especies, tal como lo ilustran Schrag et al. (2009), se condujo un ejercicio de modelado adicional para investigar de manera más específica la relación entre la riqueza de especies y el uso de la tierra. Se utilizó una clasificación diferente del uso de la tierra, y se mantuvieron la productividad primaria y los factores climáticos. Así mismo se incluyeron los datos climáticos de temperaturas mínimas, máximas y precipitaciones.

El uso de la tierra se categorizó en cultivos anuales, pasturas anuales, pasturas perennes, campos abandonados, campos arados y montes.

Se determinó un conjunto de 42 modelos "a priori" que incluyeron una combinación de factores considerados de importancia para determinar la riqueza de especies. Se analizaron usando un modelo lineal generalizado, con el paquete estadístico R 2.11.0 (R Development Core Team 2010). Estos modelos difieren de los desarrollados por Shrag et al. (2009) en que no todos los modelos incluyen el efecto de la temperatura o de la precipitación y, además, contienen menos parámetros. Los mejores modelos se seleccionaron sobre la base del criterio de información de Akaike (AIC) (Akaike 1973) y, a su vez, para determinar el peso relativo de cada modelo en el conjunto de modelos seleccionados se utilizó AICc ajustado por el tamaño de las muestras (Burnham y Anderson 2002). Tres modelos que contuvieron cultivos anuales, campos arados y montes, representaron 98% del peso de los modelos para explicar la riqueza específica (Tabla 2). Las pasturas perennes y el IVN de invierno tardío/primavera temprana (agosto-octubre) constituyeron factores adicionales en los modelos seleccionados de entre los mejores modelos.

Tabla 2. Modelos seleccionados para explicar la riqueza específica en relación al uso de la tierra y a la producción primaria.

Modelo	AICc	Δ AICc	Peso
Cultivos anuales + campos arados + monte	368.12	0	0.65
Cultivos anuales + campos arados + monte + IVN (ago-oct)	370.42	2.30	0.20
Cultivos anuales + pasturas perennes + campos arados + monte	371.32	3.20	0.13

Se utilizó el promedio de los 3 mejores modelos, donde el peso relativo mínimo del menor fue de 10% del mejor modelo ("sensu" Royall 1997). Los factores que ilustran un efecto significativo en la riqueza de especies (error estándar de los valores beta no incluyen 0) fueron el área proporcional en cultivos anuales (efecto negativo) y el área proporcional de montes (positivo). Con los exponentes de los valores beta del modelo promedio se calculó la razón de "log-odds", lo que indicó que los montes tuvieron un efecto 1.6 veces mayor que los cultivos anuales en explicar la riqueza de especies.

Este ejercicio de modelado es consistente con las conclusiones de Schrag et al. (2009), en las que se muestra que la principal fuerza directriz de la riqueza específica de aves es el uso de la tierra sobre factores climáticos o la productividad primaria. El presente análisis y el de Schrag et al. (2009) pueden estar potencialmente sesgados pues presentarían una detectabilidad incompleta de las especies (Anderson 2001). Para subsanar este posible sesgo se realizaron análisis adicionales que incorporan esta variabilidad en las estimaciones de riqueza de especies.

Ocupación de la agroecorregión pampeana por grupos tróficos funcionales de aves

Los modelos de ocupación utilizan muestreos repetidos en el espacio o en el tiempo para desarrollar las historias de detección (conocidas por lo general como presencia/ausencia) de las especies que se utilizan para estimar la detectabilidad y la ocupación proporcional de cada sitio, tomando en cuenta la detectabilidad incompleta de estas (MacKenzie et al. 2006). Por esta razón se utilizaron los modelos de ocupación para estimar la composición de la comunidad de aves y, además, para incorporar las diferencias interespecíficas en la detectabilidad. En el caso de la riqueza de especies, las comunidades se definen "a priori" y se estima la ocupación proporcional de dicha comunidad por medio de la historia de detecciones y no detecciones de especies para cada sitio (MacKenzie et al. 2006). Al integrar las fuentes de error y brindar estimaciones no sesgadas de cambios en la diversidad biológica, las estimaciones de ocupación (en lugar del tradicional método rápido de presencia-ausencia de organismos) otorgarían una mayor credibilidad a la información generada por los programas de monitoreo y la posibilidad de hacer comparaciones entre años sobre una base mejor conformada (Yoccoz et al. 2001, Mackenzie 2005, Nichols y Williams 2006).

En el caso de estudios para una sola especie, la ocupación es un buen sustituto de la abundancia, un parámetro que es bastante más difícil y costoso de estimar en forma cuantitativamente rigurosa (MacKenzie y Nichols 2004, Mackenzie et al. 2006). Es posible realizar estimaciones insesgadas del área proporcional ocupada por una especie debida a covariables, tal como en el caso del hábitat y realizar inferencias del efecto de dichas covariables en la abundancia de la especie en estudio (MacKenzie y Nichols 2004). En el caso de la riqueza específica, la composición proporcional de la comunidad en un sitio es análoga a la ocupación de especies (MacKenzie et al. 2006). Además, tal como para una especie, la ocupación proporcional de una comunidad puede estar relacionada con covariables de sitio, donde una alta proporción presente de la comunidad sugiere preferencias en relación a dichas covariables.

Las 244 especies relevadas en los 6 años de monitoreo se agruparon por grupos tróficos funcionales considerando el uso de hábitat de alimentación, en 12 categorías originales, usando algunos criterios e información descriptos por Azpiroz (2003) y Beltzer (2003) y observaciones del comportamiento de forrajeo realizadas en el campo. Luego, estas categorías fueron reagrupadas en categorías en las que sólo se consideró el recurso alimenticio principal, seleccionando 114 especies definidas con claridad en 3 grupos: insectívoras, rapaces (carnívoras y carroñeras) y granívoras típicas (Anexo 1). Las omnívoras no fueron incluidas debido a que están presentes en toda el área y podrían enmascarar los patrones generales de relación entre los roles funcionales y las características del uso del suelo que pretendemos describir. De forma similar, las aves acuáticas no se incluyeron dado que se las registra sólo en el caso en el que un humedal tiene lugar en la ruta, pero el diseño de muestreo regional no fue diseñado para estimar aves acuáticas.

Para estimar la riqueza relativa o composición de la comunidad de aves de los 3 grupos tróficos, proporcional entre años y corrigiendo por la detección incompleta en los relevamientos de campo, se estimó la "ocupación proporcional de cada grupo" (MacKenzie et al. 2006). Se usó a cada ruta como una repetición espacial, cada ruta representó un relevamiento y se registró la detección o no detección de cada especie por grupo.

Basados sobre un análisis previo de los datos (Schrag et al. 2009) y en la experiencia personal, se eligió investigar la relación entre la ocupación del grupo trófico y la proporción de área con cultivos anuales y el índice de vegetación mejorado ("enhanced vegetation index", IVM). El IVM brinda una comparación permanente y consistente de los cambios temporales y espaciales de la vegetación. Se calculó utilizando la serie de 6 años (enero de 2003 a enero de 2008) de imágenes IVM con una resolución espacial de 250 m del producto MOD13 Q1 (imagen cada 16 días) del sensor MODIS ("moderate-resolution imaging spectroradiometer"). Para cada año se realizó un mosaico correspondiente al área de estudio, sobre el que se superpusieron los puntos de cada ruta de observación de aves y se estimó el índice IVM para cada punto. Luego se estimó una media del índice por ruta y por año.

Para explorar la relación entre la ocupación de aves y la proporción de área con cultivos anuales y el índice de vegetación, las rutas de observación de aves se estratificaron en 3 clases: áreas con <50%, 50-75%, >75% de cultivos anuales (con excepción de 2008, cuando para mantener las 3 clases se utilizó <50%, 50-70%, >70% debido a la disminución de la superficie con cultivos dentro del área de estudio). Para el IVM se estratificaron las rutas en 5 clases: <0.4, 0.41-0.5, 0.51-0.6, 0.61-0.7, >0.7. En 2008, debido a una disminución en los valores IVM, para mantener las 5 clases se dividió la clase <0.4 para incluir los valores de <0.3 y 0.31-0.4.

La ocupación proporcional estimada de cada grupo funcional, por las variables de clases, se estimó usando el programa PRESENCE 2.2 (Hines 2006). Se graficó la ocupación estimada para cada grupo trófico y variable de clase en relación al valor medio de cada una, y se ajustaron modelos de regresión a esos datos. A partir de estos modelos, se extrapolaron las estimaciones de ocupación por ruta en relación a la proporción del área con cultivos e IVM por ruta. Se usó ArcGIS 9.2 (ESRI 2006) para mapear las estimaciones de ocupación por grupos tróficos funcionales en relación a dichas covariables las que georeferenciadas se interpolaron espacialmente usando "inverse distance weighting" (IDW) dentro del área de estudio.

Los grupos funcionales de insectívoras, rapaces y granívoras revelan una asociación negativa significativa con la proporción de área con cultivos anuales ($R^2=0.62$, $P=0.0001$; $R^2=0.42$, $P=0.0035$; $R^2=0.65$, $P<0.0001$, respectivamente) (Figura 5, columna derecha). Estas asociaciones son consistentes entre años (Figura 5, columna izquierda). Sin embargo, la asociación del grupo de las rapaces es más variable que el de las insectívoras, y la pendiente de la regresión menos acentuada que las granívoras, lo cual mostraría una relación ligeramente más débil.

Se modeló espacialmente la estimación de ocupación por porcentaje (%) de área cultivada para el área de estudio para los 3 grupos tróficos funcionales (Anexo 2). Los mapas generados permiten visualizar la ocupación estimada y traducir, eventualmente, la importancia del grupo en relación con los usos de la tierra u otras variables que se pudieran correlacionar con esta estimación (Figuras 6, 7 y 8). La ocupación del grupo de las insectívoras sería mayor en las áreas dominadas por pasturas, pastizales y bosques, y menor en zonas altamente agriculturizadas (Figura 6). de manera similar, la ocupación del grupo funcional de las rapaces, tanto las carnívoras activas como las carroñeras, sería menor (aunque más variable) en las áreas muy agriculturizadas, pero estaría distribuida de manera más homogénea en las áreas ocupadas por los otros tipos de cobertura considerados (Figura 7). El patrón de ocupación por las aves granívoras sería similar que las anteriores, con una menor ocupación en las zonas intensamente agriculturizadas (zona este de Córdoba, sur Santa Fe y norte de Buenos Aires, en particular). Este patrón parecería tener una estabilidad espacio-

temporal entre el período 2007-2008, cuando tanto insectívoras y rapaces parecerían contraer su ocupación espacial (Figura 8).

Un análisis similar, pero relacionando la estimación de ocupación de los 3 grupos funcionales y el índice de vegetación (IVM), nos permitiría poner a prueba la hipótesis que en áreas con estructura de vegetación más compleja (representando condiciones de hábitat más ricos y disponibilidad de recursos positivos), habría una mayor ocupación por las aves de los 3 grupos. La asociación entre la estimación de ocupación de aves insectívoras, rapaces y granívoras e IVM son muy débiles ($R^2=0.20$, $R^2=0.03$ y $R^2=0.15$), respectivamente (Figura 9, columna derecha). Se observa gran variabilidad tanto a escala del gradiente espacial como temporal (Figura 9 columna izquierda). Esto podría significar una gran heterogeneidad en el período del año considerado (enero de cada año), que coincide con los cultivos de verano, con variabilidad en sus estados fenológicos (desde vegetativo a maduro, dependiendo de los cultivos). Por ende, desde el punto de vista de las aves, parecería que la relación con el tipo de cobertura resulta más importante que con las características estructurales de esos tipos de ambientes.

COMENTARIOS FINALES

En la Región Pampeana central, sobre la base de 6 años de datos, no se notaría una declinación muy acentuada en la riqueza de especies de aves con los años. Es preciso considerar que el estudio se llevó a cabo en una región donde las actividades agrícolas se han desarrollado por más de 100 años de manera continua, y es posible que las comunidades se hayan estabilizado a lo largo del tiempo. Probablemente podríamos observar cambios en la riqueza en áreas donde están operando los cambios más notables, en plazos temporales más cortos. Sin embargo, se observa con una primera aproximación de modelado que existe una fuerte relación positiva de la riqueza específica con la cobertura de montes y negativa con la cobertura de cultivos. Harían falta series de datos de más años para poder detectar cambios en el tiempo y/o estudios en escalas espaciales más pequeñas para captar factores que expliquen con mayor detalle las posibles variaciones en la riqueza de aves. Las mismas podrían estar relacionadas, por ejemplo, con características agrícolas en escalas más detalladas, como el tipo de cultivo, presencia de bordes o terrazas con vegetación natural, la presencia de ganado o la altura de las pasturas (Filloy y Bellocq 2007, Codesido et al. 2008, Goijman y Zaccagnini 2008).

Al analizar la ocupación proporcional de las aves en la región en función de los grupos tróficos, observamos que a medida que aumenta el porcentaje del área con cultivos anuales disminuye la ocupación por aves insectívoras y rapaces. Las aves insectívoras constituyeron el grupo más numeroso de especies relevadas en la región estudiada. Este grupo podría resultar afectado por la simplificación ambiental y por la pérdida de hábitat ejercidas por la intensificación de los cultivos (Filloy y Bellocq 2007, Goijman et al. 2008, Goijman y Zaccagnini 2008). Asimismo, las aves insectívoras podrían ser afectadas por el uso excesivo de insecticidas que alteran de manera directa la disponibilidad de recurso alimenticio (Goijman et al. 2008). Este grupo de aves es muy vulnerable a los insecticidas debido a su rol funcional de consumir artrópodos, y a pesar que las aves insectívoras pueden estar alimentándose en varios tipos de ambientes, los ambientes en los que no se aplicaron agroquímicos estarían sujetos a la deriva de estos venenos. En las áreas cultivadas de la Región Pampeana, el uso de agroquímicos para el control de plagas insectiles

es muy importante, no sólo en sus dosis recomendadas, sino también en dosis inadecuadas, en función del porcentaje elevado (>60%) de uso incorrecto de selección de principios activos en la región (Zaccagnini 2006). Por último, el grupo de aves insectívoras podría verse afectado por el uso excesivo de los herbicidas, que afectan extensas áreas no cultivables de bajos, bordes, campos en descanso, etc., y destruyen así el hábitat para gran variedad de aves que utilizan dichos ambientes como refugio, sitios de alimentación, conectores y en especial para reproducción. De esta manera se impide que las aves mantengan sus poblaciones en niveles suficientes como para ejercer sus servicios ecosistémicos. Los impactos de pérdida de hábitat y efectos directos o indirectos no deseados de agroquímicos, ponen claramente en riesgo a las aves insectívoras y, en consecuencia, a las posibilidades de proveer el servicio de depredación y control de plagas.

Las aves rapaces (carnívoras y carroñeras) son frecuentes en los agroecosistemas pampeanos, pero menos en la zona eminentemente agrícola. Estos grupos son sensibles a la disponibilidad y a la dinámica de las presas de las que se alimentan. Esto sugiere que ciertos factores que operan sobre dicha disponibilidad podrían afectar su distribución y abundancia. Estos factores podrían ser de grano grueso, como las características del paisaje, complejidad estructural de mismo, características climáticas, o de grano fino, como la disponibilidad de presas, control de plagas de invertebrados y vertebrados, disponibilidad y heterogeneidad de hábitats y de vegetación (Smallwood et al. 1996). Por otro lado, los efectos del uso de la tierra sobre éste grupo podrían estar enmascarados debido a la plasticidad en la dieta de algunas especies como la lechucita de las vizcacheras (*Athene cunicularia*) y el aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*), que también se alimentan de artrópodos y que podrían estar favorecidas por el aumento de la superficie de cultivos. Asimismo, la interacción entre factores podría potenciar los efectos negativos sobre las especies de aves rapaces. Como emblema, podemos ilustrar con el caso del aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*), que mientras está invernando en América del Sur consume fundamentalmente gran cantidad de artrópodos [ortópteros (tucuras y langostas), larvas de lepidópteros, coleópteros y odonatos], muchos de ellos plagas. Mientras tanto, cuando el aguilucho se reproduce en América del Norte se alimenta en gran medida de roedores asociados a la producción agrícola, y esto constituye probablemente un servicio ecológico de control de especies problemáticas. Esta especie corrió un peligro serio de reducción poblacional entre 1995 y 2003, cuando miles de individuos murieron a consecuencia del uso masivo de monocrotofos (Goldstein et al. 1996, 1999a, 1999b.). Esto muestra que hay situaciones asociadas a la producción agropecuaria que, sin intencionalidad pero con causalidad, puede empobrecer la riqueza funcional de la biodiversidad que contribuye a su productividad (Canavelli y Zaccagnini 1996, Hooper et al. 1999, 2002, Sarasola 2007).

Por último, las aves granívoras, en general, son muy exitosas en su abundancia y ocupación del espacio agropecuario dado que muchas de ellas están pre-adaptadas a la granivoría (Wiens y Johnston 1977), y son beneficiadas con los cambios en los agroecosistemas pampeanos y con el aumento de cultivos anuales (Codesido et al. 2008). En este caso, los servicios de provisión de recursos en la región serían discutidos porque, por un lado, podrían constituir recursos económicos interesantes para los productores que las usen como tal (e.g., presa de caza deportiva). Sin embargo, por otro lado podrían ser percibidas como plagas de las actividades agropecuarias (en los casos que entran en conflicto con las actividades agropecuarias). Una excepción la constituirían las aves granívoras típicas de pastizales, por ejemplo, que se han adaptado a los ambientes cultivados pero que han perdido gran parte de sus hábitats reproductivos (Isaach y Martínez 2001, Di Giacomo 2002). De allí la importancia de considerar las variaciones en las respuestas a nivel de especie dentro de cada grupo. Por ejemplo, dentro de las aves granívoras podrían existir

especies asociadas de manera negativa al aumento de la superficie ocupada por cultivos (como *Zenaida auriculata*, a pesar de ser considerada plaga para los cultivos, o las especie del género *Sporophila* más asociadas a pastizales naturales, de manera positiva como *Columbina picui*, o de manera neutra como *Myopsitta monachus*) (Canavelli et al., sin publicar). No obstante eso, estas diferencias podrían deberse, entre otros factores, a la respuesta de las aves a variables locales más que regionales, como el tipo de cultivo o la presencia de ganado y/o altura del pasto en el caso de pasturas (Filloy y Bellocq 2007).

El aumento del porcentaje de la superficie cubierta por cultivos anuales parecería afectar negativamente la ocupación de la región por especies de aves, sean insectívoras, rapaces o granívoras. Si bien podrían existir diferencias entre las especies de aves dentro de cada grupo, con algunas especies respondiendo de manera positiva a los cambios en los agroecosistemas, otras de manera negativa y otras con indiferencia, existiría una tendencia general a disminuir la ocupación por las aves a medida que aumenta la superficie con cultivos (Filloy y Bellocq 2007, este trabajo).

A fin de contribuir a una mayor sustentabilidad productiva y ambiental, sería fundamental considerar los servicios ecosistémicos que pueden ofrecer las aves a las actividades agropecuarias como un elemento más en la toma de decisiones de manejo y en la selección de estrategias tecnológico-productivas que minimicen los impactos y maximicen los beneficios funcionales del sistema productivo (Taylor Lovell y Johnston 2009). De manera complementaria, y como una forma de evitar los problemas asociados a la consideración del valor de provisión de los servicios ecosistémicos como criterio indispensable o dicotómico (i.e., lo que no tiene valor humano no debería ser conservado), sería aconsejable realizar proyecciones sobre los futuros cambios en los usos de las tierras y evaluar, dentro de escenarios, la efectividad de las estrategias de manejo y protección ambiental sobre la biodiversidad (Wiens, comunicación personal). Y, consecuentemente, analizar la compatibilidad entre las decisiones y actividades humanas y la conservación de la biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por INTA Proyecto Nacional #745, AERN 2622 y AERN 2624 y el USFWS Grant 98210-1-G958 y NMBCA Grant #2534. El INTA CIRN-IRB facilitó el trabajo de J. Thompson. Jimena Damonte y Laura Solari, asistieron en la búsqueda de bibliografía. Se agradece muy especialmente a todos los observadores de campo que participan en el monitoreo regional de aves desde 2002 hasta el presente, así como a los revisores de este manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Pp: 267-281 en Petrov, B.N. y F. Csaki (eds.). Second International Symposium on Information Theory. Akademiai Kiado, Budapest, Hungary.
- Alcamo, J., E.M. Bennett, Millennium Ecosystem Assessment (Program). 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Anderson, D.R. 2001. The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wildlife Society Bulletin* 29:1294-1297.
- Azpiroz, A.B. 2003. Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación. Aves Uruguay-GUPECA, Montevideo. Uruguay.
- Balmford, A. 2002. Selecting sites for conservation. Pp. 74-104 en: Norris, K. y D. Pain (eds.). *Conserving bird biodiversity: general principles and their application*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Beltzer, A.H. 2003. Aspectos tróficos de la comunidad de aves de los esteros del Iberá. Pp. 257-272 en: Álvarez, B.B. (ed.). *Fauna del Iberá - Avifauna*. Corrientes, Eudene. 1ª. ed.
- Bennett, A.F., J.Q. Radford y A. Haslem. 2006. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133:250-264.
- Benton, T.G., J.A. Vickery y J.D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18(4):182-188.
- Bilenca, D., M. Codesido y C. González Fischer. 2009. Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia Hoy* 18:8-17.
- Brown, P.R., N.I. Huth, P.B. Banks y G.R. Singleton. 2007. Relationship between abundance of rodents and damage to agricultural crops. *Agriculture Ecosystems and Environment* 120:405-415.
- Burnham, K.P. y D.R. Anderson. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, Springer. New York. EE.UU.
- Calamari, N.C., S.B. Canavelli y M.E. Zaccagnini. 2005. Monitoreo de aves en la región pampeana usando muestreo de distancias y herramientas de SIG. XI Reunión Argentina de Ornitología. Buenos Aires, Argentina. 7-10 de septiembre de 2005.
- Canavelli, S. y M.E. Zaccagnini. 1996. Mortandad de Aguilucho Langostero (*Buteo swainsoni*) en la Región Pampeana: Primera Aproximación al Problema. INTA, Informe de Proyecto. Pp. 52.

- Canavelli, S.B., M. Bechard, B. Woodbridge, M. Kochert, J.J. Maceda, et al. 2003. Habitat use by Swainson's hawks on their austral wintering grounds in Argentina. *Journal of Raptor Research* 37(2):125-134.
- Canavelli, S.B., M.E. Zaccagnini, F.F. Rivera-Milan y N.C. Calamari. 2003. Bird population monitoring as a component of pesticide risk assessment in Argentine agroecosystems. 3rd Wildlife International Management Congress. Christchurch, New Zeland. December 1-5, 2003.
- Caro, T.M. y G.O'Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13:805-814.
- Codesido, M., C.G. Fischer y D. Bilenca. 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la región pampeana, Argentina. *Ornitología Neotropical* 19:575-585.
- Dale, V.H., K.L. Kline, J. Wiens y J. Fargione. 2010 *Biofuels: Implications for Land Use and Biodiversity*. Biofuels and Sustainability Reports. Ecological Society of America. EE.UU.
- Devault, T.L., O.E. Rhodes y J.A. Shivik. 2003. Scavenging by vertebrates: behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos* 102:225-234.
- Devictor, V. y F. Jiguet. 2007. Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120:179-184.
- Di Giácomo, A. 2002. Importancia del hábitat de borde de cultivo para las aves silvestres en un ecosistema agrícola de la Argentina. Tesis de Licenciatura, Univ. de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Donald, P.F., R.E. Green y M.F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B*. 268:25-29.
- ESRI. 2005. ArcMap Version 9.1. Environmental Systems Research Institute (ESRI), Inc., Redlands, CA, EE.UU.
- Fayt, P., M.M. Machmer y C. Steeger. 2005. Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers: a literature review. *Forest Ecology and Management* 206:1-14.
- Filloy, J. y M.I. Bellocq. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *Hornero* 22:131-140.
- Gaston, K.J. 2010. Valuing Common Species. *Science* 327:154-155.
- Goijman, A.P y M.E. Zaccagnini. 2008. The effects of habitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. *Hornero* 23(2):67-76.

- Goijman, A.P., J.J. Thompson y M.E. Zaccagnini. 2008. Bordes de campos cómo hábitat para las aves a lo largo del ciclo de cultivo de soja en Entre Ríos, Argentina. XXIII Reunión Argentina de Ecología. San Luís, Argentina. 25 al 28 de noviembre de 2008.
- Goldstein, M., B. Woodbridge, M.E. Zaccagnini, S.B. Canavelli y A. Lanusse. 1996. Assessment of Mortality Incidents of Swainson's Hawks on Wintering Grounds in Argentina. *Journal of Raptor Research* 30:106-107.
- Goldstein, M., T.E. Lacher, B. Woodbridge, M. Bechard, S. B. Canavelli, et al. 1999a. Monocrotophos-Induced Mass Mortality of Swainson's Hawks in Argentina, 1995-96. *Ecotoxicology* 8:201-214.
- Goldstein, M., T.E. Lacher, M.E. Zaccagnini, M.I. Parker y M. Hooper. 1999b. Monitoring and Assessment of Swainson's Hawks in Argentina Following Restrictions on Monocrotophos Use. 1996-97. *Ecotoxicology* 8:215-224.
- Gregory, R.D., D. Noble, R. Field, J. Marchant, M. Raven, et al. 2003. Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* 12-13:11-24.
- Hector, A. y R. Bagchi. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448:188-190.
- Hines, J.E. 2006. Presence2 - Software to estimate patch occupancy and related parameters. En: USGS-PWRC 2006 Reston, VA:USGS-PWRC. www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html (último acceso: 08/11/2010).
- Hooper, M.J., P. Mineau, M.E. Zaccagnini, G. Winegrad y B. Woodbridge. 1999. Monocrotophos and the Swainson's hawks. *Pesticide Outlook* 10:89-128.
- Hooper, M., P. Mineau, M.E. Zaccagnini y B. Woodbridge 2002. Pesticides and International Migratory Bird Conservation. Pp. 737-753 en: Hoffman, D.J., B.A. Rattnes, G.A. Burton y J. Cairns Jr. (eds.). *Handbook of Ecotoxicology*. Chapter 25. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton. Florida. EE.UU.
- Isacch, J.P. y M.M. Martínez. 2001. Estacionalidad y relaciones con la estructura del hábitat de la comunidad de aves de pastizales de Paja Colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 12:345-354.
- Jones, G.A., K.E. Sieving y S.K. Jacobson. 2005. Avian diversity and functional insectivory on north-central Florida farmlands. *Conservation Biology* 19:1234-1245.
- Kirk, D.A., M.D. Evenden y P. Mineau. 1996. Past and current attempts to evaluate the role of birds as predators of insect pests in temperate agriculture. *Current Ornithology* 13:175-269.
- Kremen, C. y R.S. Ostfeld. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:540-548.
- Lant, C.L., J.B. Ruhl y S. Kraft. 2008. The Tragedy of Ecosystem Services. *BioScience* 58:969-974.

- Lawler, J.L., T.H. Tear, C. Pyke, M.R. Shaw, P. González, et al. 2010. Resource management in a changing and uncertain climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:35-43.
- Lemoine, N., H.G. Bauer, M. Peintinger y K. Böhning-Gaese. 2007. Effects of climate and land-use change on species abundance in a central European bird community. *Conservation Biology* 21:495-503.
- Mackenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L.L. Bailey et al. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic Press. San Diego, CA. EE.UU.
- Moonen, A.C. y P. Barberi. 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127:7-21.
- Nichols, J.D. y B.K. Williams. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21:668-673.
- Oesterheld, M. 2005. Los cambios de la agricultura argentina y sus consecuencias. *Ciencia Hoy* 15:6-12.
- Padoa-Schioppa, E., M. Baietto, R. Massa y L. Bottoni. 2006. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicator* 6:83-93.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23.
- Piacenza, M.F., I. Simone, G.E. Calderón, M.C. Provensal y J.J. Polop. 2009. Cambios en el uso del suelo: Tipos de cultivos y abundancia de *Calomys musculinus* en zonas con distinta incidencia de Fiebre Hemorrágica Argentina (FHA). *Actas II Reunión Argentina de Ecología del paisaje*.
- R Development Core Team. 2010. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. www.R-project.org (último acceso: 08/11/2010).
- Remsen Jr., J.V. y K.R. Scott. 1990. A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. *Studies in Avian Biology* 13:144-160.
- Rivera Milan, F.F., M.E. Zaccagnini y S.B. Canavelli. 2004. Field trials of line transect surveys of bird carcasses in agroecosystems of Argentina's Pampas region. *Wildlife Society Bulletin* 32:1219-1228.
- Robertson, P. y S.M. Swinton. 2005. Reconciling agricultural productivity and environmental integrity: a grand challenge for agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:28-46.

- Sarasola, J.H., M.A. Galmes y M.A. Santillan. 2007. Ecología y conservación del aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*) en Argentina. *Hornero* 22:173-184.
- Schrag A.M., M.E. Zaccagnini, N. Calamari y S. Canavelli. 2009. Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: Broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132:135-142.
- Sekercioglu, C.H., G.C. Daily y P.R. Ehrlich. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Science* 101:18042-18047.
- Sekercioglu, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21:464-471.
- Smallwood, S.K., B.J. Nakamoto y S. Geng. 1996. Association Analysis of Raptors in a Farming Landscape. Pp. 176-190 en: Bird, D., D. Varland y J. Negro (eds.). *Raptors on Human Landscapes*. Academic Press. Londres.
- Taylor Lovell, S. y D.M. Johnston. 2009. Creating multifunctional landscapes: how can the field of ecology inform the design of the landscape?. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7. doi.1890/070178.
- Tremblay, A., P. Mineau y R.K. Stewart. 2001. Effects of bird predation on some pest insect populations in corn. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:143-152.
- Uhl, C. 1989. Restoration of degraded lands in the Amazonian basin. En: Wilson Biodiversity, E.O. (ed.). *National Academia Press, Washington, D.C.* EE.UU.
- Whelan, C.J., D.G. Wenny y R.J. Marquis. 2008. Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Science* 1134: 25-60.
- Wiens, J.A. y R.F. Johnston. 1977. Adaptive correlates of granivory in birds. Pp. 301-334 en: Pinowski, J. y S.C. Kendeigh (eds.). *Granivorous birds in ecosystems: their evolution, populations, energetics, adaptations, impact and control*. International Biological Programme 12. Cambridge University Press. New York. EE.UU.
- Wiens, J.A. 1976. Population Responses to Patchy Environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7:81-120.
- Wiens, J.A. 2007. The dangers of black-and-white conservation. *Conservation Biology* 21:1371-1372.
- Wiens, J.A. y M. Moss. 2005. *Issues and Perspectives in landscape Ecology*. Studies in Landscape Ecology. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Wiens, J.A., B. Van Horne y B.R. Noon. 2002. Integrating landscape structure and scale into natural resource management. Pp. 23-67 en: Lui, J. y W.W. Taylor (eds.). *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, New York. EE.UU.

- Williams, C.K., R.D. Applegate, R.S. Lutz y D.H. Rusch. 2000. A comparison of raptor densities and habitat use in Kansas cropland and rangeland ecosystems. *Journal of Raptor Research*. 34:203-209.
- Yoccoz, N.G., J.D. Nichols y T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16:446-453.
- Zaccagnini, M.E. 2006 ¿Por qué monitoreo ecotoxicológico de diversidad de aves en sistemas productivos? Pp. 69-89 en: Larrea (ed.). INTA Expone 2004. Conferencias presentadas en el Auditorio Ing. Agr. Guillermo Covas. Volumen III. Ediciones INTA.
- Zaccagnini, M., S. Canavelli, N. Calamari y A.M. Schrag. 2010. Regional Bird Monitoring as a Tool for Predicting the Effects of Land Use and Climate Change on Pampas Biodiversity. Pp. 39-52 en: Dallmeier, F., A. Fenech, D. Maciver y R. Szaro (eds.). *Climate Change, Biodiversity, and Sustainability in the Americas: Impacts and Adaptations*. Washington, D.C. Smithsonian Institution Scholarly Press and Rowman & Littlefield Publishers, Inc. EE.UU.

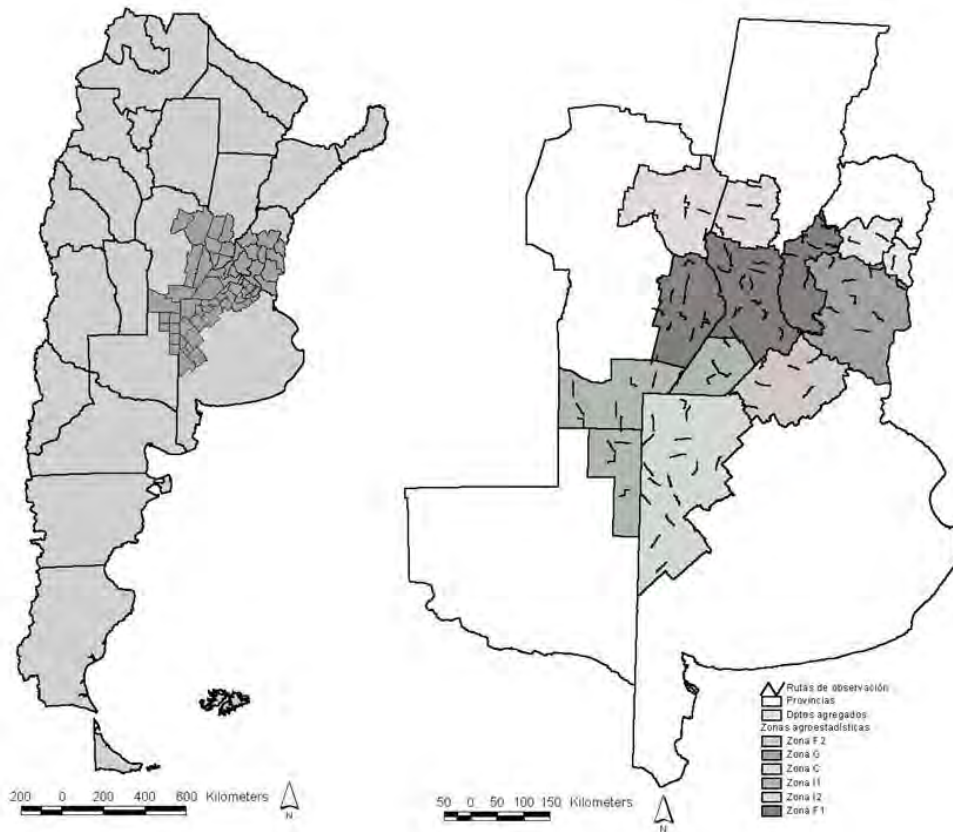


Figura 1. Área cubierta por el monitoreo regional de aves en las cinco provincias de la región central de Argentina, las áreas agroestadísticas del INDEC y las transectas de 30 km recorridas. Superficie relevada = 255000 km²; área efectivamente muestreada 202000 ha.

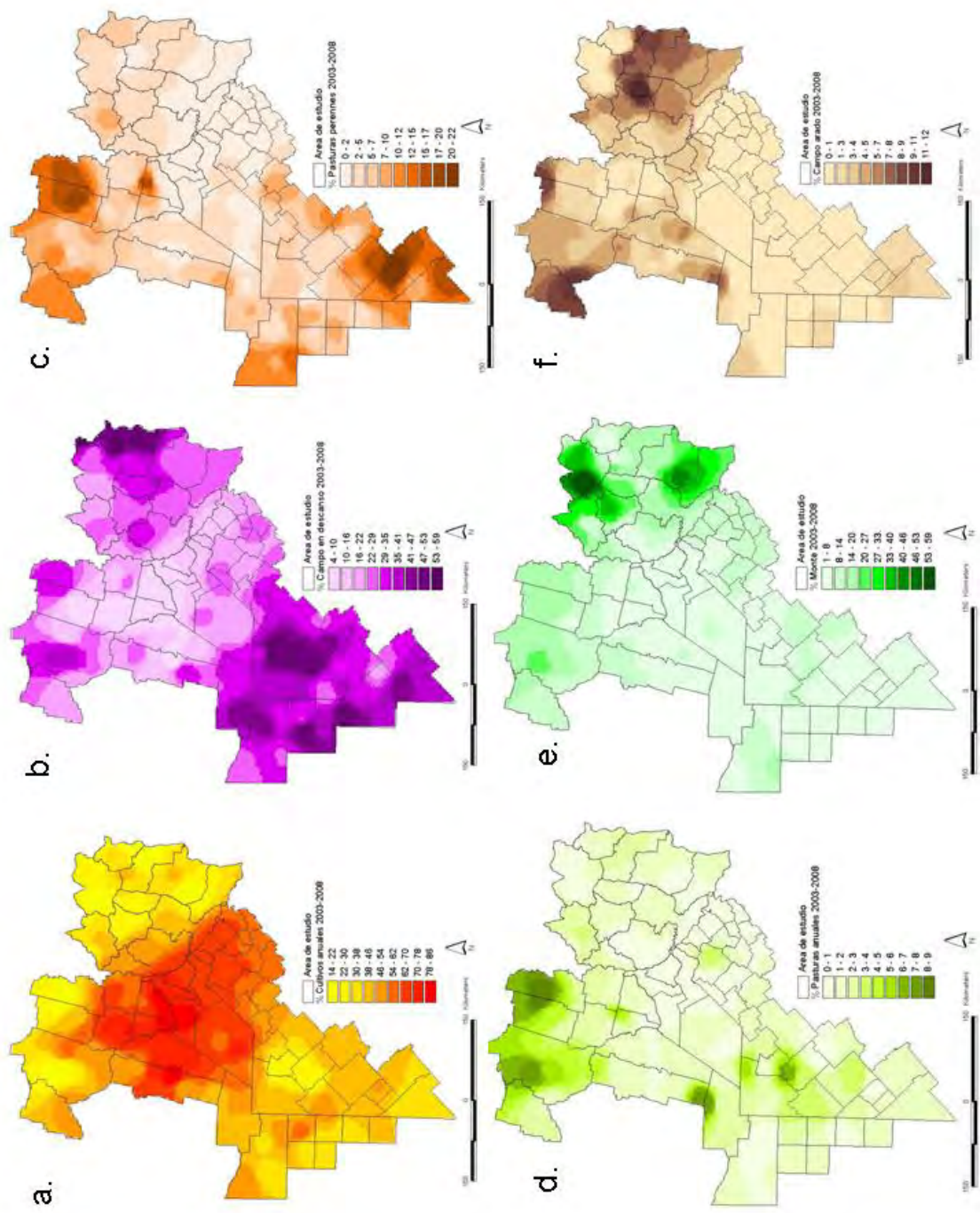


Figura 2. Usos de la tierra promedio en la región pampeana central, resultantes del relevamiento de campo entre 2003 y 2008: a: cultivos anuales, b: campos en descanso; c: pasturas perennes, d: pasturas anuales, e: montes, f: campos arados.

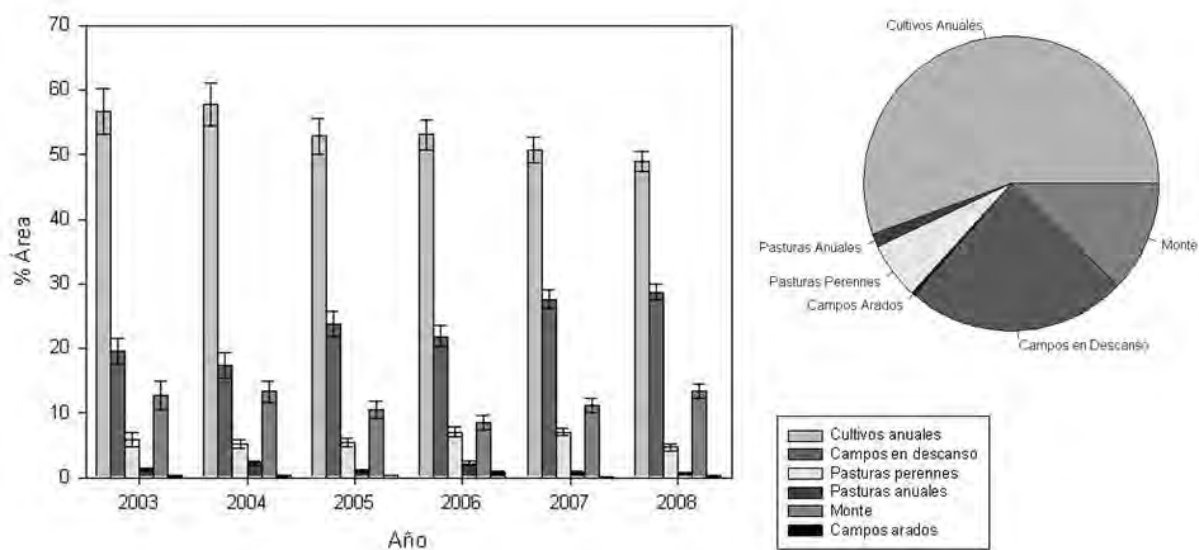


Figura 3. Porcentaje de área con distintos usos de la tierra ($\pm ES$) en la Región Pampeana central entre 2003 y 2008, y el promedio de los 6 años.

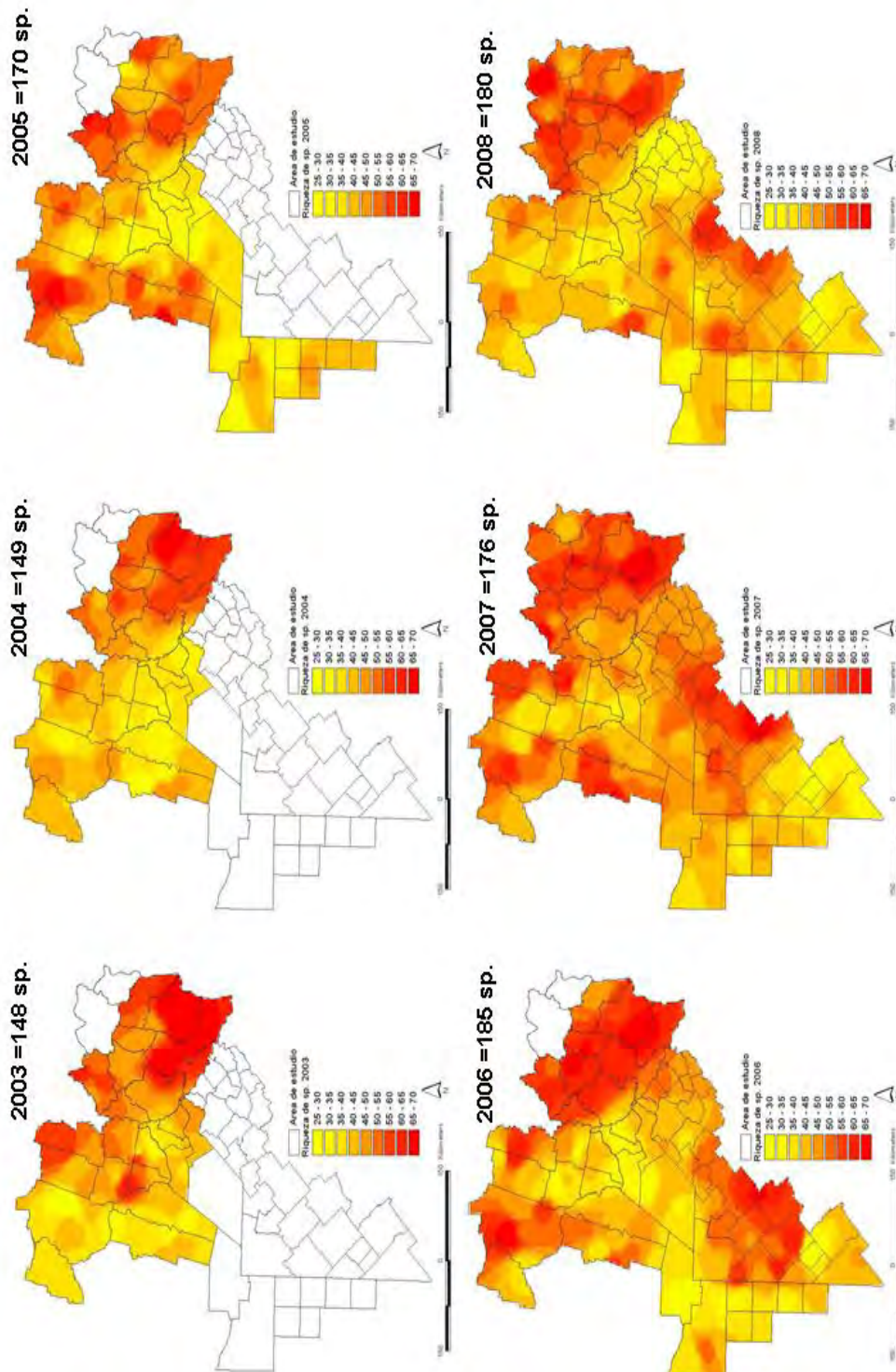


Figura 4. Distribución espacio-temporal de la riqueza de especies de aves en agroecosistemas de la Región Pampeana central entre 2003-2008

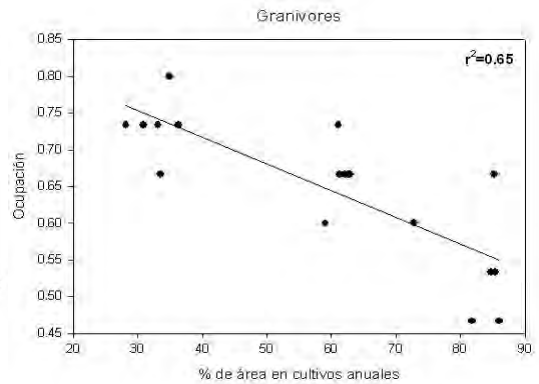
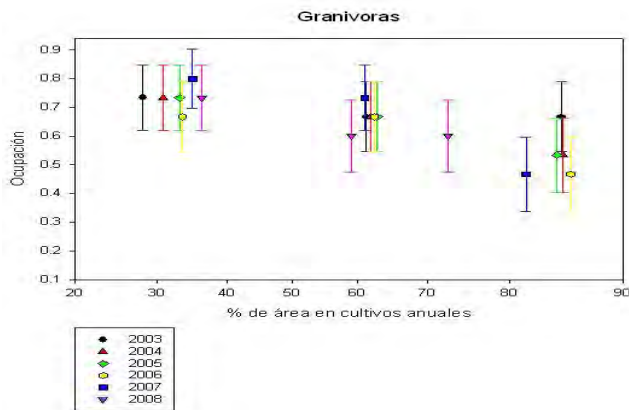
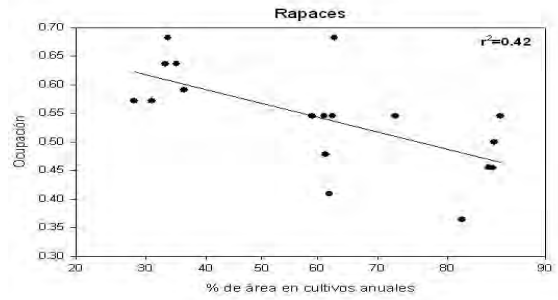
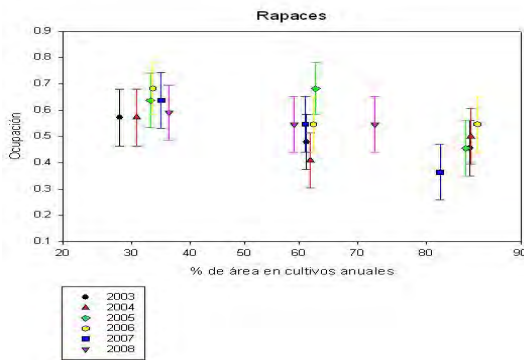
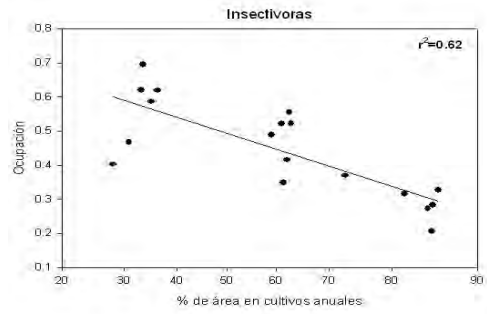
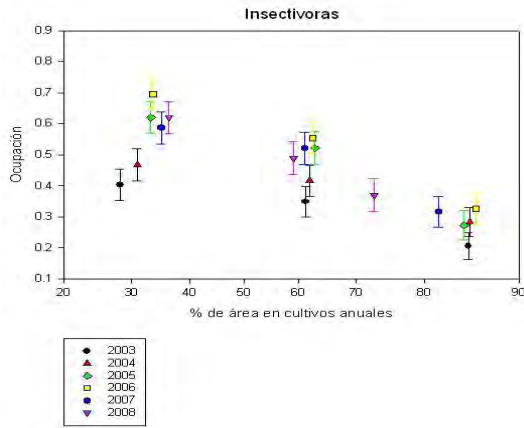


Figura 5. Relación temporal entre la ocupación por grupos tróficos funcionales de aves a: insectívoros, b: rapaces/carroñeros, c: granívoros, en relación a la proporción de área con cultivos en el área de estudio. Los paneles de la derecha representan el ajuste a un modelo lineal de la proporción de la ocupación estimada entre los 6 años analizados en relación al porcentaje de cultivos anuales.

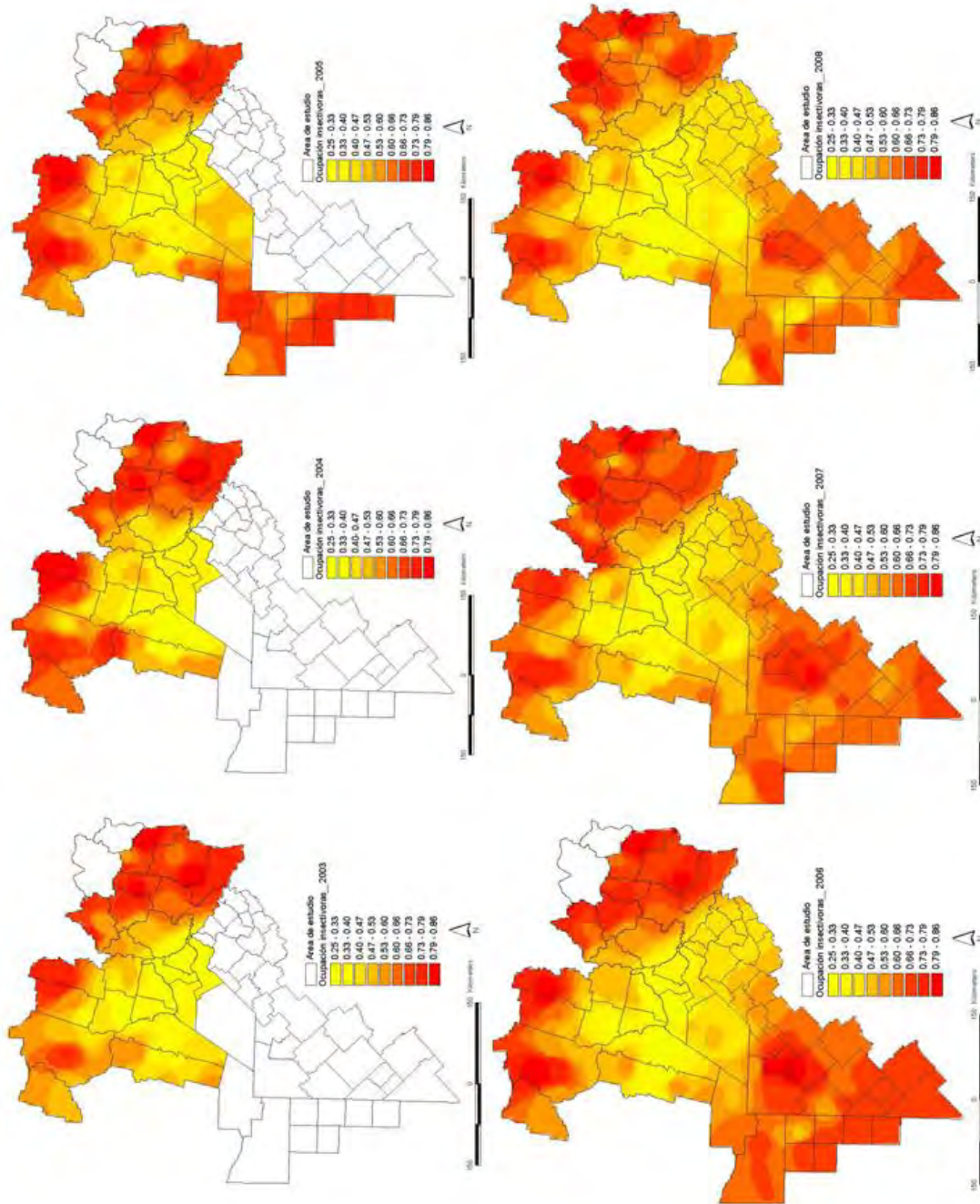


Figura 6. Estimación de la proporción de ocupación espacial por el grupo trófico de aves insectívoras en función del porcentaje de área con cultivos anuales.

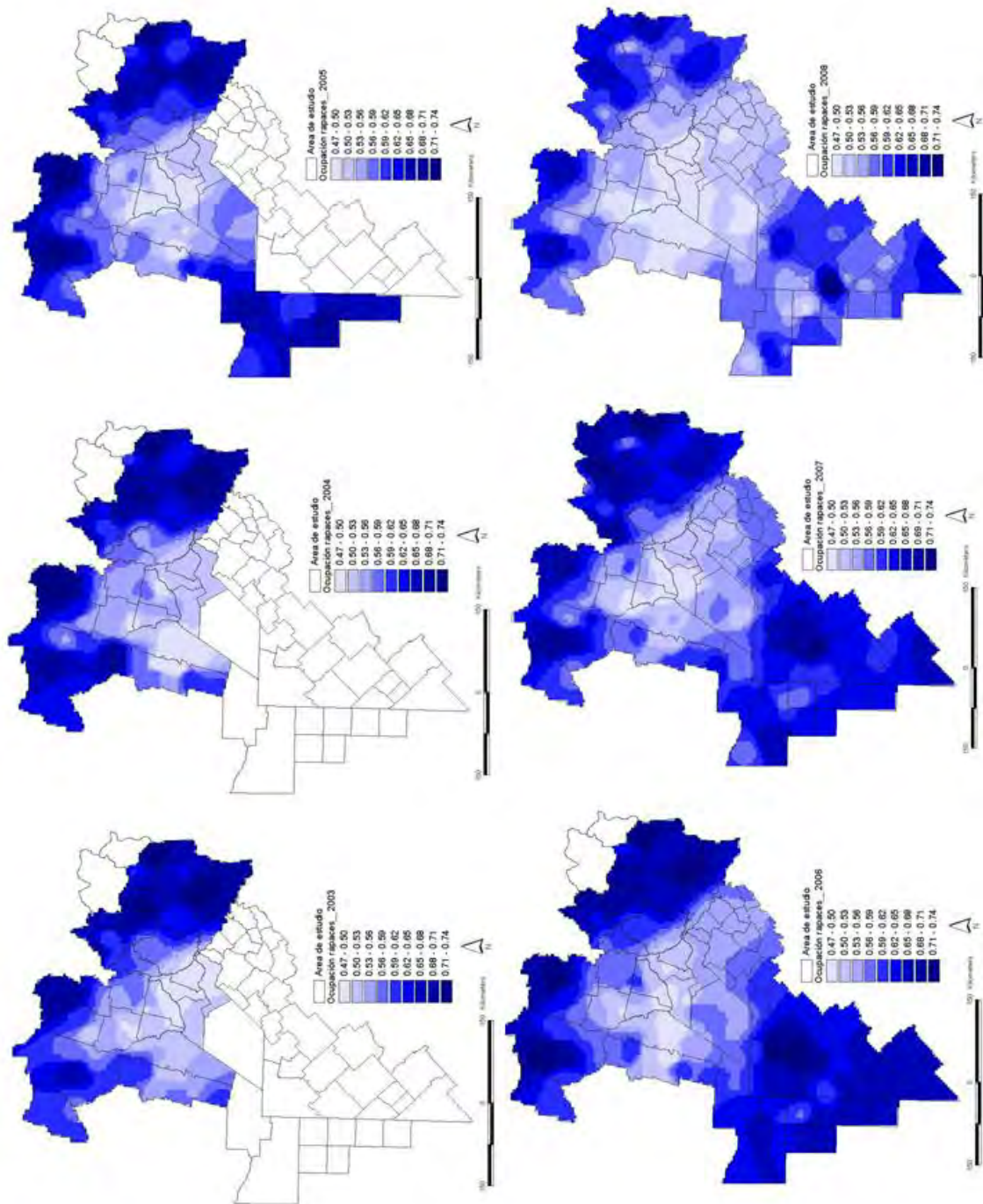


Figura 7. Estimación de la proporción de ocupación espacial por el grupo trófico de aves rapaces en función del porcentaje de área con cultivos anuales.

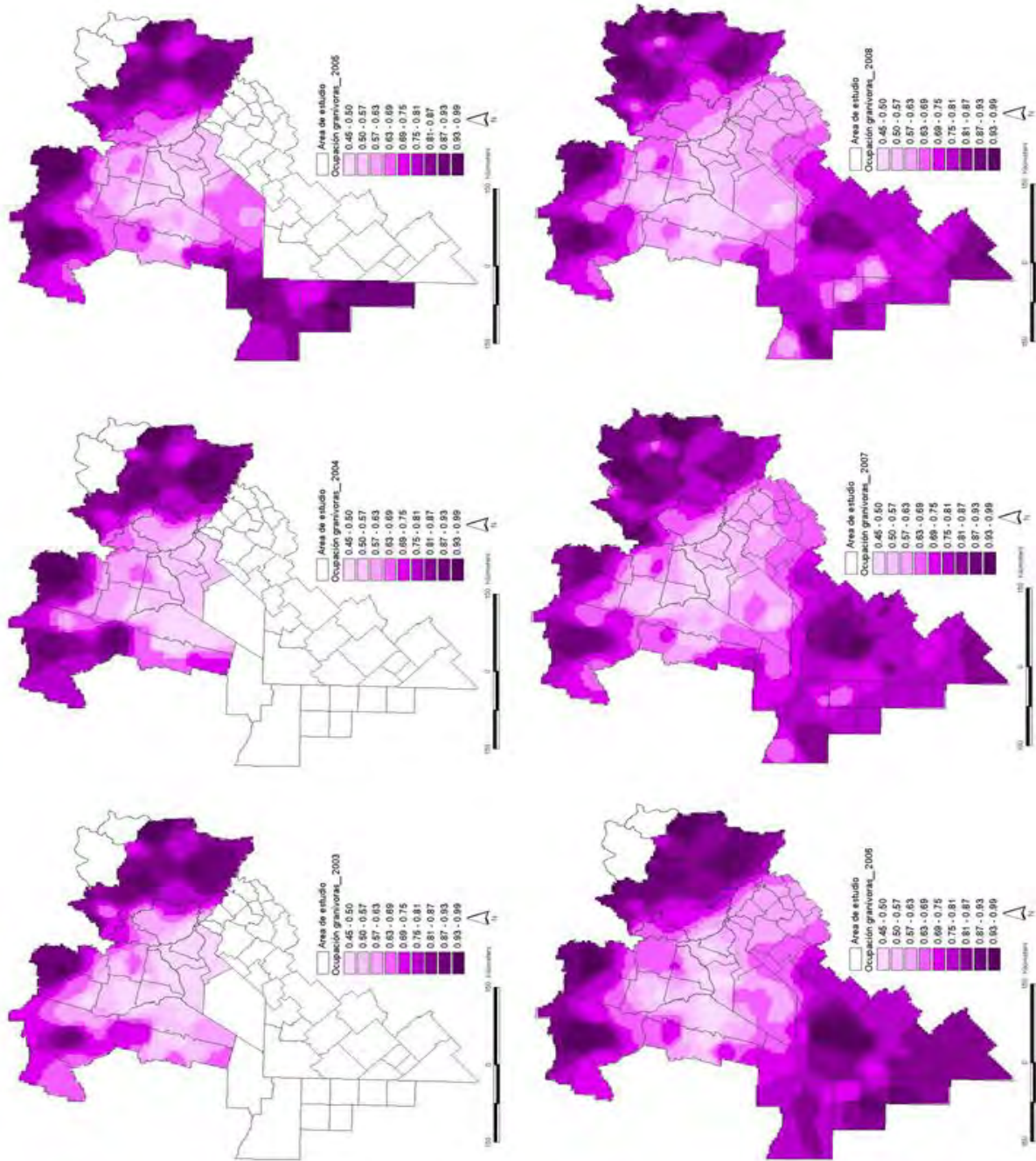


Figura 8. Estimación de la proporción de ocupación espacial por el grupo trófico de aves granívoras en función del porcentaje de área con cultivos anuales.

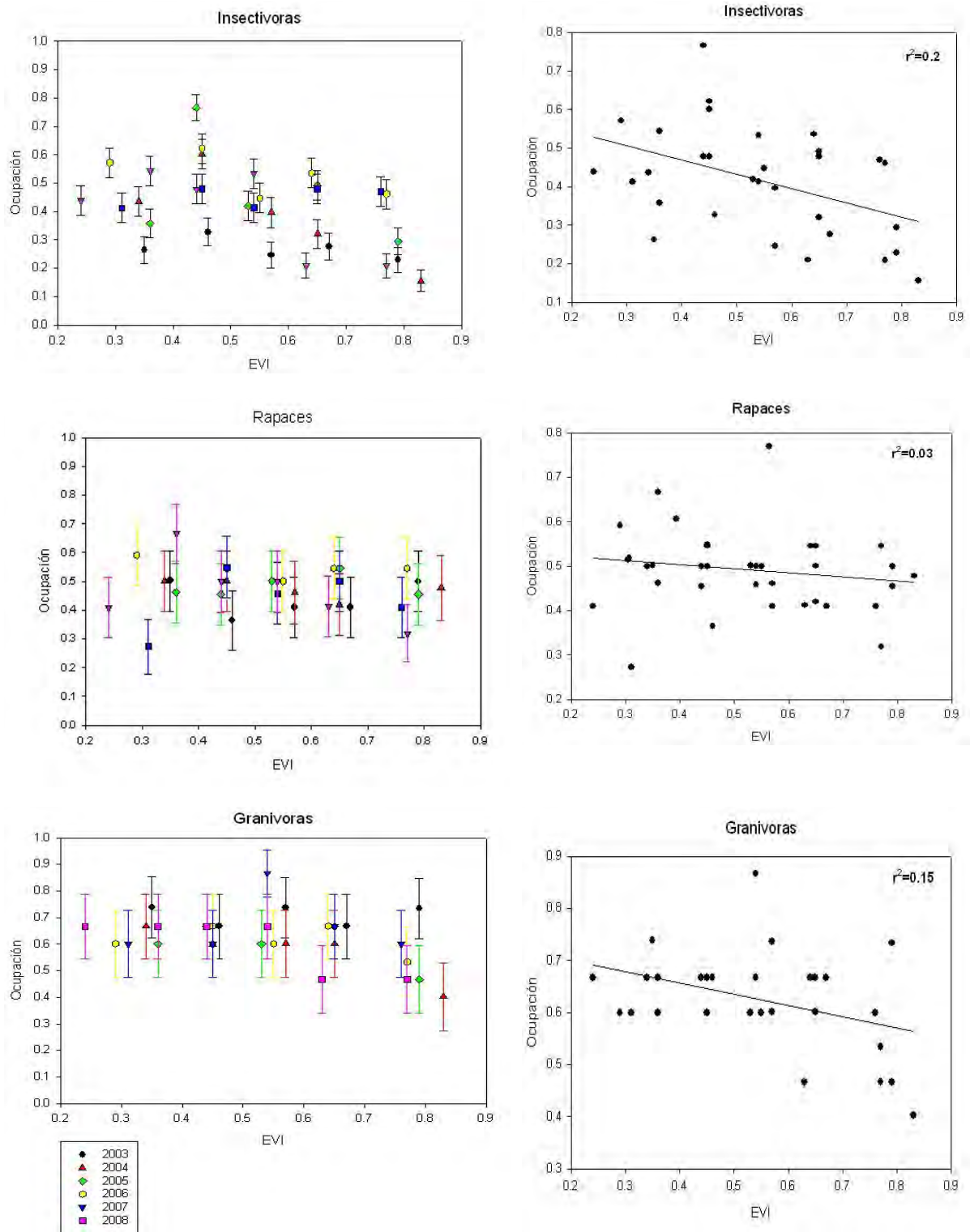


Figura 9. Relación temporal entre la ocupación por grupos tróficos funcionales de aves a: insectívoras, b: rapaces/carroñeros, c: granívoras, en relación al Índice de Vegetación (EVI). Los paneles de la derecha representan el ajuste a un modelo lineal de la proporción de ocupación estimada entre los 6 años analizados en relación al EVI.

ANEXO

1. Lista de especies incluidas dentro de cada Grupo Funcional de aves analizado. En negrita, las especies focales en el monitoreo anual regional.

Grupo funcional insectívoras		Grupo funcional rapaces/carroñeras		Grupo funcional granívoras	
Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre vulgar	Nombre científico
Canastero chaqueño	<i>Asthenes baeri</i>	Aguilucho alas largas	<i>Buteo albicaudatus</i>	Paloma doméstica	<i>Columba livia</i>
Espartillero pampeano	<i>Asthenes hudsoni</i>	Taguató común	<i>Buteo magnirostris</i>	Paloma manchada	<i>Patagioenas maculosa</i>
	<i>Asthenes sp.</i>	Aguilucho común	<i>Buteo polyosoma</i>	Picazuró	<i>Patagioenas picazuro</i>
Curutié rojizo	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	Aguilucho langostero	<i>Buteo swainsoni</i>	Torcacita común	<i>Columbina picui</i>
Curutié blanco	<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	Aguila negra	<i>Buteogallus urubitinga</i>	Yerutí frente blanca	<i>Leptotila rufaxilla</i>
Coludito copetón	<i>Leptasthenura platensis</i>	Aguilucho colorado	<i>Buteogallus meridionalis</i>	Yerutí común	<i>Leptotila verreauxi</i>
Espinero chico	<i>Phacellodomus sibilatrix</i>	Gavilán planeador	<i>Circus buffoni</i>	Paloma mediana	<i>Zenaida auriculata</i>
	<i>Phacellodomus sp.</i>	Milano blanco	<i>Elanus leucurus</i>	Corbatita común	<i>Sporophila caerulescens</i>
Espinero pecho manchado	<i>Phacellodomus striatocollis</i>	Milano cabeza gris	<i>Leptodon cayanensis</i>	Capuchino corona gris	<i>Sporophila cinnamomea</i>
Espinero grande	<i>Phacellodomus ruber</i>	Caracolero	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Dominó	<i>Sporophila collaris</i>
Junquero	<i>Phleocryptes melanops</i>	Jote cabeza colorada	<i>Cathartes aura</i>	Capuchino canela	<i>Sporophila minuta</i>
Chotoy	<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	Jote cabeza negra	<i>Coragyps atratus</i>	Capuchino de garganta café	<i>Sporophila ruficollis</i>
Espartillero enano	<i>Spartonoica maluroides</i>	Halcón plumizo	<i>Falco femoralis</i>		<i>Sporophila sp.</i>
Pijuí cola parda	<i>Synallaxis albescens</i>	Halcón peregrino	<i>Falco peregrinus</i>	Loro cabeza azul	<i>Aratinga acuticaudata</i>
Pijuí frente gris	<i>Synallaxis frontalis</i>	Halconcito común	<i>Falco sparverius</i>	Cotorra común	<i>Myopsitta monachus</i>
	<i>Synallaxis sp.</i>	Chimango	<i>Milvago chimango</i>		
Arañero Cara Negra	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Halconcito gris	<i>Spizapteryx circuncincta</i>		
Tacuarita azul	<i>Poliophtila dumicola</i>	Carancho	<i>Caracara plancus</i>		
Chororó	<i>Taraba major</i>	Lechuzón de campo	<i>Asio flammeus</i>		
Choca común	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Lechucita de las vizcacheras	<i>Athene cunicularia</i>		
Ratona aperdizada	<i>Cistothorus platensis</i>	Caburé chico	<i>Glaucidium brasilianum</i>		
Tacuarita común	<i>Troglodytes aedon</i>	Lechuza de campanario	<i>Tyto alba</i>		
Viudita común	<i>Knipolegus aterrimus</i>				
Tijerilla	<i>Xenopsaris albinucha</i>				
Cachudito pico amarillo	<i>Anairetes falvirostris</i>				
Piojito silvador	<i>Campptostoma obsolotum</i>				
Flofio pico corto	<i>Elaenia parvirostris</i>				
Flofio grande	<i>Elaenia spectabilis</i>				
Barullero	<i>Euscarthmus meloryphus</i>				
Titiriji comun	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>				
Viudita plumiza	<i>Knipolegus striaticeps</i>				
Mosqueta pecho rayado	<i>Myiophobus fasciatus</i>				
Tachurí canela	<i>Polystictus pectoralis</i>				
Doradito oliváceo	<i>Pseudocolopteryx acutipennis</i>				
Doradito pardo	<i>Pseudocolopteryx dinellianus</i>				
Doradito común	<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>				
Doradito copetón	<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>				
Suirirí amarillo	<i>Satrapa icterophrys</i>				
Piojito gris	<i>Serpophaga nigricans</i>				
Piojito común	<i>Serpophaga subcristata</i>				
Juan chiviro	<i>Cyclarhis gujanensis</i>				

Chiví común	<i>Vireo olivaceus</i>			
Picaflor común	<i>Chlorostilbon aureoventris</i>			
Picaflor garganta blanca	<i>Leucochloris albicollis</i>			
Picaflor bronceado	<i>Hylocharis chrysura</i>			
Chincherito grande	<i>Drymornis bridgesii</i>			
Leñatero	<i>Anumbius annumbi</i>			
Crestudo	<i>Coryphistera alaudina</i>			
Hornero copetón	<i>Furnarius cristatus</i>			
Hornero común	<i>Furnarius rufus</i>			
Cacholote castaño	<i>Pseudoseisura lophotes</i>			
Bandurrita chaqueña	<i>Upucerthia certhioides</i>			
Cachirla chaqueña	<i>Anthus chacoensis</i>			
Cachirla común	<i>Anthus correndera</i>			
Cachirla uña corta	<i>Anthus furcatus</i>			
Cachirla chica	<i>Anthus lutescens</i>			
Cachirla	<i>Anthus sp.</i>			
Pico de plata	<i>Hymenops perspicillatus</i>			
Picabuey	<i>Machetornis rixosa</i>			
Viudita blanca	<i>Fluvicola albiventer</i>			
Tuquito gris	<i>Empidonomus aurantioatrocristatus</i>			
Monjita dominica	<i>Xolmis dominicana</i>			
Burlisto cola rojiza	<i>Myiarchus swainsoni</i>			
Benteveo rayado	<i>Myiodynastes maculatus</i>			
Benteveo común	<i>Pitangus sulphuratus</i>			
Churrinche	<i>Pyrocephalus rubinus</i>			
Suirirí	<i>Suirirí sp.</i>			
Suirirí común	<i>Suirirí suirirí</i>			
Suirirí real	<i>Tyrannus melancholicus</i>			
Tijereta	<i>Tyrannus savana</i>			
Monjita gris	<i>Xolmis cinereus</i>			
Monjita blanca	<i>Xolmis irupero</i>			
Ñacundá	<i>Podager nacunda</i>			
Golondrina tijerita	<i>Hirundo rustica</i>			
Golondrina barranquera	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>			
Golondrina rabadilla canela	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>			
Golondrina parda	<i>Progne tapera</i>			
Golondrina doméstica	<i>Progne chalybea</i>			
Golondrina negra	<i>Progne elegans</i>			
Golondrina negra	<i>Progne modesta</i>			
Golondrina cabeza rojiza	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>			
Golondrina ceja blanca	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>			
Golondrina patagónica	<i>Tachycineta mellen</i>			
Chincherito chico	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>			
Carpintero campestre	<i>Colaptes campestris</i>			
Carpintero real	<i>Colaptes melanochloros</i>			
	<i>Colaptes sp.</i>			
Carpintero de los cardones	<i>Melanerpes cactorum</i>			
Carpintero blanco	<i>Melanerpes candidus</i>			
Carpintero bataráz	<i>Veniliornis mixtus</i>			
Carpinterito común	<i>Picumnus cirratus</i>			

2. Modelos de ocupación de aves. A. Insectívoras, B. Rapaces/carroñeras, C. Granívoras, según la proporción de área en cultivos anuales dentro del área de estudio.

A. Insectívoras	Modelo estimación de ocupación (psi)	R ²
2003	0.5129 - 0.0033 (% área en cultivos anuales)	0.88
2004	0.5848 - 0.0033 (% área en cultivos anuales)	0.89
2005	0.8645 - 0.0065 (% área en cultivos anuales)	0.89
2006	0.9474 - 0.0070 (% área en cultivos anuales)	0.96
2007	0.8094 - 0.0056 (% área en cultivos anuales)	0.88
2008	0.8703 - 0.0067 (% área en cultivos anuales)	0.98
B. Rapaces / carroñeras		
2003	0.6240 - 0.0021 (% área en cultivos anuales)	0.95
2004	0.5844 - 0.0015 (% área en cultivos anuales)	0.27
2005	0.7852 - 0.0032 (% área en cultivos anuales)	0.48
2006	0.7535 - 0.0027 (% área en cultivos anuales)	0.80
2007	0.8547 - 0.0057 (% área en cultivos anuales)	0.94
2008	0.6346 - 0.0013 (% área en cultivos anuales)	0.48
C. Granívoras		
2003	0.7599 - 0.0012 (% área en cultivos anuales)	0.83
2004	0.8577 - 0.0036 (% área en cultivos anuales)	0.93
2005	0.8722 - 0.0038 (% área en cultivos anuales)	0.92
2006	0.8224 - 0.0037 (% área en cultivos anuales)	0.70
2007	1.0770 - 0.0069 (% área en cultivos anuales)	0.85
2008	1.0770 - 0.0069 (% área en cultivos anuales)	0.86

Capítulo 9

EFICIENCIA ENERGÉTICA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Diego O. Ferraro

IFEVA-Cátedra de Cerealicultura. Facultad de Agronomía (UBA)/CONICET. Email:
ferraro@agro.uba.ar.

Resumen. A las funciones ecosistémicas útiles para alguna actividad humana (i.e., que proveen un servicio) se las conoce como servicios de los ecosistemas. Uno de los desafíos actuales, en términos de manejo y estudio de los ecosistemas, es cuantificar la provisión de estos servicios. Una aproximación habitual desde la Economía Clásica, es usar valores monetarios para calcular el costo de reemplazo de los servicios provistos por cada sistema. Sin embargo, a menudo este enfoque económico de la valoración ambiental resulta insuficiente para predecir características ecosistémicas tales como la estabilidad a largo plazo o la degradación de bienes naturales. Una aproximación alternativa a la monetaria es la valoración física a través de la cuantificación de los flujos de energía en un sistema manejado. En este trabajo se presentan los fundamentos teóricos y algunos elementos operativos de la evaluación emergética de los ecosistemas manejados. La emergía (con eme, por “embody energy”) es la cantidad de trabajo (o energía útil) de una clase (energía solar) que se necesita transformar, directa o indirectamente, para obtener un bien o un servicio. La cuantificación emergética reconoce los límites físicos de la explotación de los ecosistemas, a la vez que permite evaluar en una moneda común (emjoules solares) el balance entre entrada y salida de materia, energía y capital en un ecosistema.

ORIGEN DEL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La estructura y las funciones de los ecosistemas dependen del tipo de especies de plantas y animales que los componen (estructura biológica) y de variables abióticas que regulan la manera en que recircula la materia y la energía dentro y fuera de sus límites (Odum 1984). A las funciones ecosistémicas que son útiles para alguna actividad humana (i.e., que proveen un servicio) se las conoce como servicios de los ecosistemas (Zhang et al. 2007). En una de las primeras aproximaciones a su estudio se los definió como condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales, y las especies que forman parte de ellos, sostienen y satisfacen la vida humana (Daily 1997). Con el paso de los años, esta primera definición se fue ampliando y se dejó de lado la diferenciación entre ecosistemas naturales y manejados para dar paso a conceptos más amplios. Así, se definió a los servicios ecosistémicos como el grupo de procesos ecológicos y funciones propias de los ecosistemas que benefician a las poblaciones humanas (MA 2005). Los beneficios provistos incluyen a procesos que mantienen la vida humana y de otros organismo vivos (como la polinización, la purificación de agua y la regulación del clima), las condiciones estéticas (como la serenidad, la belleza y la inspiración cultural), la preservación de opciones para el futuro (como la conservación genética y de la diversidad de especies) y la producción de bienes (como la madera para leña, alimentos, fibras) (Daily 2000, Kremen 2005). La diferencia entre función (e.g., productividad primaria) y servicio (e.g., rendimiento cosechable) hace que un servicio ecosistémico pueda ser producto de dos o más funciones ecosistémicas, mientras que en otros casos una sola función ecosistémica (i.e., proceso físico, químico o biológico que contribuye al mantenimiento de un ecosistema) contribuye a dos o más servicios ecosistémicos (Turner et al. 2003). Más allá de las definiciones cualitativas, uno de los desafíos actuales en término de manejo y estudio de los ecosistemas es pasar a una visión cuantitativa en la evaluación de los servicios de los ecosistemas (o valoración ambiental).

VALORACIÓN AMBIENTAL

Si bien la discusión acerca de la dimensión que otorga valor a los bienes y servicios es un tema central en el pensamiento económico, la dimensión ecológica de esta valorización es mucho más reciente (Costanza et al. 1997). En términos de Economía Clásica, la primera aproximación fue incluir las externalidades asociadas a los resultados de la actividad humana sobre los ecosistemas o incluso calcular el valor de reemplazo de los servicios provistos por cada sistema (Solow 1986). Como resultado de este abordaje aparece la idea de que el factor capital, vinculado a la explotación de un ecosistema, debe incluir dos formas tradicionales como el capital industrial (i.e., máquinas, infraestructura, insumos no durables) y capital humano (i.e., mano de obra) y una nueva forma de capital: el capital natural que integra a la cuenta capital el precio del impacto de sistema productivo sobre el ambiente y los recursos (e.g., el impacto de las extracciones, la eliminación de desperdicios) (Zhang et al. 2007). Si bien esta valoración reconoce explícitamente la vinculación entre la provisión de servicios ambientales y el proceso económico, su principal limitación reside en que limita el estudio de la funcionalidad ecosistémica en términos estrictamente monetarios (Lomas et al. 2008). Es decir que el enfoque económico de la valoración ambiental, a través de la eficiencia económica, es insuficiente para predecir características de los ecosistemas como pueden ser la estabilidad en el largo plazo o la degradación física de bienes naturales (i.e., capital natural) que pueden ser parcialmente reemplazados por cambios tecnológicos (i.e., mano de obra,

insumos) (Solow 1997, Stiglitz 1997). Estas limitaciones han llevado en los últimos tiempos a buscar otras dimensiones para valorar la provisión de servicios ambientales. Los esfuerzos hechos en el marco de la Evaluación Ambiental del Milenio (MA 2005), han permitido redescubrir el papel de la física sobre los conceptos de costo y valor, y la posibilidad de analizar los ecosistemas bajo las implicancias de las leyes de la termodinámica (Jorgensen y Fath 2004).

ENERGÍA Y AGRICULTURA MODERNA

Las aproximaciones analíticas al estudio de los ecosistemas son válidas tanto para ecosistemas naturales como para los ecosistemas manejados, entre los cuales los agroecosistemas están muy representados tanto en extensión como en intensidad de uso de recursos externos (Tilman et al. 2002). Un agroecosistema es un ecosistema en donde su estructura se ha modificado (por lo general, simplificado) para que cumpla con la función de provisión de alimentos o fibra (Pimentel 1984). Para entender cómo puede relacionarse la termodinámica y la provisión de servicios ecosistémicos es necesario plantear las alteraciones que implica la instalación de un sistema agrícola sobre ese flujo de energía. Los sistemas agrícolas son sistemas abiertos y disipativos. Es decir que consumen energía para crecer y mantenerse, estableciendo un flujo de materia y energía con su entorno (Odum 1984). En el caso de un sistema natural, el ingreso de energía está basado por completo sobre la radiación solar. Los componente del sistema encargados de fijar esta energía son los productores (i.e., las plantas), que son los organismos que fotosintetizan. Este ingreso de energía circula a través de una serie de transformaciones jerárquicas que incluyen a los demás componentes de la red trófica, comenzando por los consumidores hasta los descomponedores (i.e., organismos que transforman la materia orgánica en formas que puedan ser reutilizadas por las plantas). De esta manera, es posible cerrar el ciclo de circulación de energía (producción-consumo-reciclado-nueva producción) y disponer fuera de la zona donde se desarrollan los ciclos de vida de los organismos a la materia que ya no pueda ser reutilizada y que actúe impidiendo el normal funcionamiento de los ciclos vivos (Figura 1). En consecuencia, y a través de millones de años, los sistemas naturales han sido capaces de los procesos de formación de suelo y deposición de material fósil que es el origen de la energía que usa la sociedad actual (Jorgensen y Nielsen 1996). Este funcionamiento basado sobre el uso de energía solar, reciclaje y disposición de los desperdicios (fósiles y minerales) es cambiado de manera abrupta cuando estudiamos los ecosistemas manejados (incluyendo los agroecosistemas). En los ecosistemas manejados, la función de producción ya no depende sólo de la energía solar, sino que está basado sobre un flujo lineal, en un solo sentido, desde los recursos fósiles de la litosfera hacia el consumo y la generación de desechos (excedente) (Figura 1). A diferencia de los sistemas naturales, la tasa de aumento de la materia no reciclable (i.e., desperdicios en los sistemas manejados) se amplifica tanto por la ausencia relativa del componente de descomponedores como por el exceso de tamaño del componente de consumo (Figura 1).

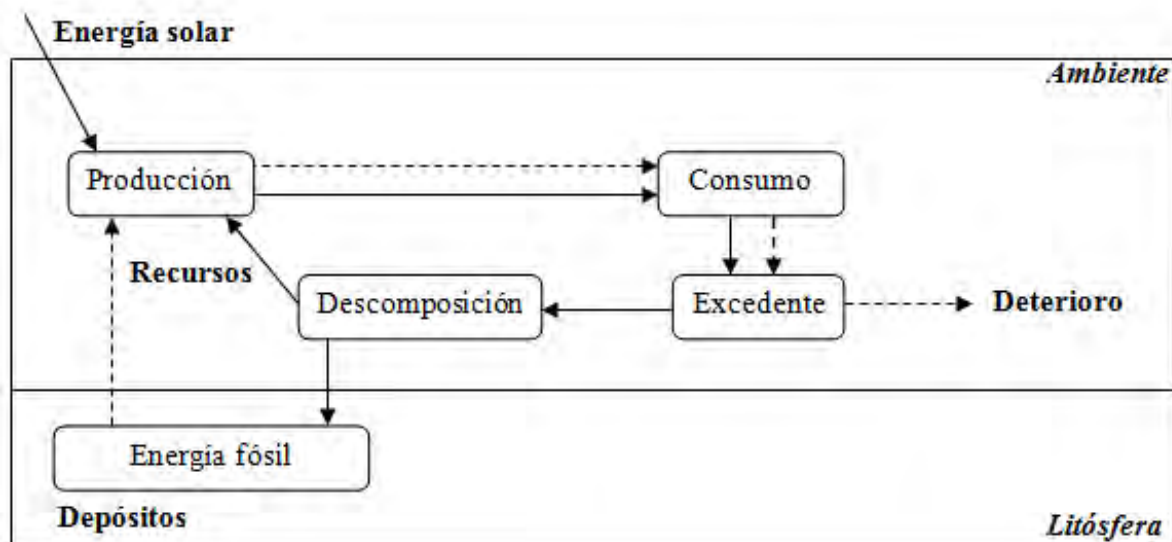


Figura 1. Flujos de energía en un sistema natural (líneas llenas) y en un sistema agrícola (líneas punteadas). Los cuadrados representan las transformaciones energéticas de los recursos usados en cada uno de los sistemas (adaptado de Wall 2002).

TERMODINÁMICA Y FUNCIONAMIENTO ECOSISTÉMICO: LA EXERGÍA

A medida que un sistema se aleja del equilibrio termodinámico con su ambiente, donde es incapaz de experimentar espontáneamente algún cambio de estado, su entropía (i.e., la parte de la energía que no puede utilizarse para producir un trabajo) aumenta y disminuye su estabilidad debido a que una menor parte de la energía permanece dentro de los límites del sistema para mantener su estructura (Giampietro et al. 1992, Wall 2002). En términos estructurales, estos cambios se pueden evidenciar en una menor complejidad o diversidad de componentes, una menor estructura física (biomasa), menos redes (ciclos) y menor información incorporada al sistema (Jorgensen y Fath 2004). Un ejemplo de una condición alejada del equilibrio puede darla un cultivo de maíz, que es una comunidad biológica totalmente improbable en términos de abundancia y distribución de su biota. Sin embargo, elevados aportes externo de energía por parte del Hombre reemplazan las funciones y estructuras de un sistema complejo y permiten que este sistema exista en muchas partes del mundo y asegure valores elevados de biomasa cosechable (Giampietro et al. 1992, Tilman 1999). Es por esto que la agricultura, desde el punto de vista del balance energético, puede entenderse como un proceso que intenta revertir la tendencia natural de los ecosistemas a incrementar la cantidad de energía disipada (i.e., entropía), impidiendo el retorno de esta energía al sistema. Es decir que la agricultura, organiza el sistema biológico de manera tal que sea posible mantener en el tiempo su estructura y funcionalidad (Odum 1989, Giampietro et al. 1992, Jorgensen y Nielsen 1996).

Cuando se evalúa la transferencia de energía entre componentes de un sistema (e.g., el camino de la energía solar y los insumos para lograr un rendimiento cosechable) siempre se pierde energía en cada una de las conversiones. Como se dijo anteriormente, la parte de esa energía que no se pierde se utiliza para estructurar el sistema y a medida que aumenta el flujo aumenta la complejidad del

sistema (Hammond 2007, Jorgensen 2007, Ulgiati et al. 2007). Se produce así la paradoja de que, si bien la energía que se transfiere desde sistemas simples a sistemas complejos es cada vez menor, la energía necesaria para la construcción de los sistemas de niveles de organización complejos es cada vez mayor (Merkle y Kaupenjohann 2000, Brown y Ulgiati 2004). Este hecho lleva a pensar que la energía tiene distintas calidades y que la capacidad de hacer trabajo útil (o de prestar servicios) de una unidad de energía depende de la complejidad del sistema que la contiene. Por ejemplo, no es lo mismo la capacidad de hacer trabajo de 1 joule aportado por un trozo de madera, de carbón o de un generador eléctrico. Para diferenciar a la energía según su capacidad de hacer un trabajo, la Física incorporó el concepto de exergía. La exergía es la cantidad máxima de trabajo útil que puede producir un sistema o flujo de materia hasta llegar a estar en equilibrio con su ambiente de referencia (Szargut et al. 1988). Retomando el camino de la energía en un sistema, puede afirmarse que en el balance energético, las entradas ("input") y las salidas ("output") son iguales (i.e., primera ley de la termodinámica), mientras que el balance exergético muestra que la calidad de la energía es continuamente degradada (por la generación de entropía) durante las transformaciones físico-químicas (segunda ley de la termodinámica) (Starkermann 1988, Bakshi 2002, Dewulf y Van Langenhove 2005).

Las fuentes de entrada de energía útil (exergía) a un sistema agrícola son la energía solar, los recursos del ambiente (tanto renovables como no renovables) y los insumos requeridos en el proceso productivo (combustibles, fertilizantes, pesticidas, semillas). Para que este sistema sea eficiente en el uso de la exergía, debería maximizar la entrada de exergía y canalizarla, en mayor medida, a la producción de bienes aprovechables (e.g., cosecha y servicios ecosistémicos). Sin embargo, en los sistemas de producción reales hay fuentes de ineficiencia. Algunos ejemplos pueden ser una mala elección de la fecha de siembra, del genotipo, de la densidad de siembra de un cultivo o un bajo nivel de control de adversidades como las plagas o las malezas. Estas ineficiencias, entonces, no sólo disminuyen la calidad de los procesos (por más costo a igualdad de obtención del producto) sino también amenazan la integridad del sistema porque toda exergía que no puede canalizarse por el sistema productivo hacia la producción de biomasa o hacia la provisión de un servicio ecosistémico necesariamente realizará algún trabajo en el ambiente. Como se ha dicho antes, el bajo desarrollo del componente de reciclado en los sistemas modernos resulta en un flujo libre de exergía hacia el ambiente (deterioro) (Figura 1) que, al no ser canalizado a través de ningún componente del sistema, puede llevar a la ocurrencia de reacciones químicas o procesos físicos sin control que usualmente percibimos como deterioro ambiental (e.g., calentamiento global, destrucción de la capa de ozono, erosión del suelo).

TRANSFERENCIA DE ENERGÍA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: EL TRABAJO DE LOS ECOSISTEMAS MEDIDO EN UNA MONEDA COMÚN

En los últimos años, la estimación de la eficiencia de los procesos a través de la exergía ha permitido identificar mejor los beneficios ambientales y económicos de las tecnologías de producción (Cornelissen 1997) a partir del concepto relacionado de emergía (Odum 1996). La emergía es la cantidad de trabajo (exergía) de una clase que se necesita transformar, directa o indirectamente, para obtener un bien o un servicio. (Odum 1996). Para expresar la magnitud de emergía sobre una base común, la clase de energía usada como referencia es la energía solar. Así, la cuantificación se realiza en emjoules solares (sej) lo que permite una más fácil y significativa comparación de

los flujos y las variables de estado dentro y entre sistemas (Tilley y Swank 2003). Para entender la base común sobre la cual se pueden referir los flujos de exergía es necesario entender que en la naturaleza, la transformación de energía en un ecosistema está organizada de forma jerárquica. En la base de este orden jerárquico se requiere una determinada cantidad de joules para formar un joule de materia orgánica. Luego, muchos joules de materia orgánica permiten obtener un joule de combustible fósil, muchos joules de combustible fósil son necesarios para obtener un joule de energía eléctrica y así sucesivamente (Brown y Ulgiati 2004). En esta jerarquía energética, la energía solar es la energía de más amplia disponibilidad, pero la más diluida (i.e., la de menor capacidad de hacer trabajo) y cada flujo de energía y materia (incluido el flujo de capital) puede ser definido en términos de radiación solar (i.e., emjoules solares) requerido directa e indirectamente para crear otra forma de energía disponible (exergía). De esta manera, la síntesis emergética da una imagen comprensible de las contribuciones ambientales a un producto o servicio (Rótolo et al. 2007) debido a que en una misma unidad es capaz de integrar el flujo de materia, energía y capital (Odum 1996).

INDICADORES TERMODINÁMICOS DE PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La evaluación en términos emergéticos del uso de insumos y recursos económicos es relativamente fácil, aunque en el caso de los recursos naturales se requiere un esfuerzo mayor para obtener los valores de los flujos de materia y energía y sus respectivos factores de conversión a flujos de emergía. Para ello se recurre a estadísticas y estudios sobre la cantidad de bienes y servicios utilizados en un sistema. Sin embargo, para transformar los flujos de materia, energía y capital en emergía expresada en una moneda común (como los emjoules solares) se necesita información adicional. Este factor adicional es la transformidad, que se define como la emergía de un tipo requerida para hacer una unidad de energía de otro tipo (Brown y Ulgiati 2004). Por ejemplo, si se necesitan 4000 emjoules solares para generar un joule de madera, la transformidad de esta madera es de 4000 emjoules solares por joules (abreviado sej/j) (Brown y Ulgiati 2004). Es decir que los valores de transformidad para distintos bienes y servicios son el resultado de analizar el proceso de producción de cada bien y están compilados en fuentes bibliográficas a las que se recurre para realizar los inventarios emergéticos (Odum 2000, Odum et al. 2000, Ortega 2000).

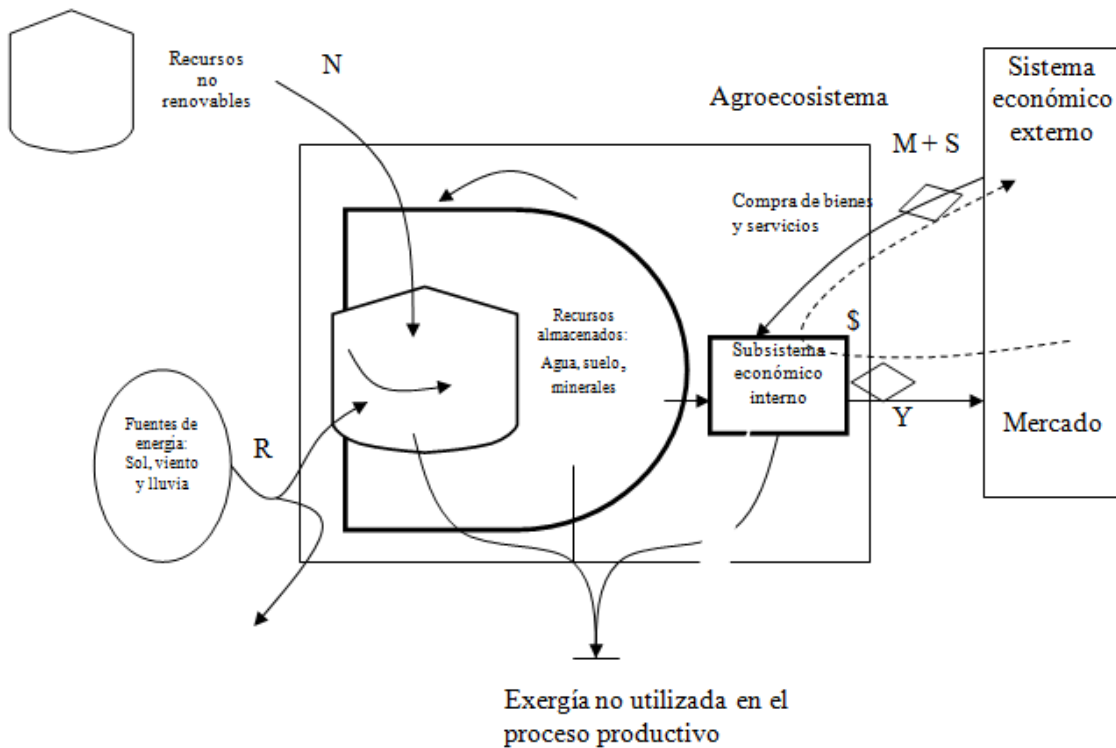


Figura 2. Diagrama de la interfase ecológica-económica de un agroecosistema (Modificado de Odum 1996). Las líneas llenas representan energía, materiales o información. Las líneas punteadas representan flujos de capital. Los rombos representan transacciones. Las letras indican flujos usados para el cálculo de diversos índices (ver Tabla 2 para la descripción de los flujos N, R, M + S, Y).

Por último, la integración del flujo de capital al sistema se hace a través de la conversión de los pagos en moneda en unidades de energía. El valor se expresa en solar emjoules/\$, representa la cantidad de energía que en un sistema se puede adquirir con una unidad de capital y se calcula dividiendo el uso total de energía de un país o una región por su producto bruto (Odum 1996). Este valor dependerá de la cantidad de energía que se incluye en la economía de una nación o región y también de la cantidad de dinero circulante (Brown y Ulgiati 2004). Esta simple relación energía/dinero permite evaluar el aporte de servicios que se aportan en unidades monetarias al sistema y así integrar en un flujo común (emjoules solares) los aportes de materiales y energía desde el medio físico y desde el sistema económico externo (Figura 2). Las actividades principales para llevar adelante una evaluación emergética se detallan a continuación.

Establecer límites y hacer diagramas de componentes y flujos de energía y capital

Esta actividad es necesaria para organizar las relaciones entre los componentes principales y los procesos. El resultado es un diagrama usando un lenguaje simbólico específico, tal cual se muestra en la Figura 2.

Inventario de uso de recursos

Es la organización de los diferentes flujos en tablas de evaluación emergética (Tabla 1). Para ello se utilizan valores de conversión de cada uno de los recursos utilizados en sej (emjoules solares). Es decir que para cada flujo de materiales o energía, existe un valor específico de sej, que representa la exergía incluida en el producto utilizado más la utilizada para procesarlo y extraerlo del sistema natural (i.e., definición de emergía). Para realizar este inventario, se consultan fuentes bibliográficas de evaluaciones emergéticas (Odum 1996, Odum 2000, Odum et al. 2000, Ortega 2000).

Cálculo de índices y diagramas de flujo representando los procesos estudiados

El inventario del punto anterior permite calcular relaciones entre flujos para calcular índices de funcionamiento del sistema (Tabla 2) y hacer recomendaciones y evaluación de los agroecosistemas.

Tabla 1. Ejemplo de tabla de evaluación emergética. La columna de notas refiere a las fuentes bibliográficas para los valores de transformidad de cada fila.

Nota	Item	Unidad	Transformidad	Energía solar
1	1	j.año ⁻¹ .ha ⁻¹	sej/j	sej.año ⁻¹ .ha ⁻¹
2	2	g.año ⁻¹ .ha ⁻¹	sej/g	sej.año ⁻¹ .ha ⁻¹
3	3	\$.año ⁻¹ .ha ⁻¹	sej/\$	sej.año ⁻¹ .ha ⁻¹
...

Tabla 2. Índices y variables a calcular mediante el inventario emergético (ver Figura 2 para ubicar los flujos en el sistema).

Nombre del índice	Expresión
Flujo de energía renovable	R
Reservas endógenas no renovables	N
Flujo de energía externa	M + S
Flujo total de energía (U)	M + S + R + N
Renovabilidad de la energía	R / U
Dependencia de economía externa	(M + S) / U
Energía por unidad de área	U / ha
Energía "per capita"	U / habitantes
Relación energía: rendimiento (EYR) (cociente entre la energía de los productos dividido por la energía de las entradas ("inputs") que viene desde afuera del sistema.	Y / (M + S)
Relación de energía invertida (EIR) (cociente entre la energía de los ingresos ("input") que provienen del sistema económico externo dividida por la energía de los insumos no valorizados económicamente.	(M + S) / N
Índice de presión ambiental (ELR) (cociente entre la energía no renovable y la energía renovable.	(N + M + S) / R

Relación de intercambio de energía (EER) (cociente entre la energía que el sistema entrega a la economía externa dividida por la energía recibida por la venta de los productos.	$Y / [(\$).(sej/\$)]$
Flujo de capital por intercambio del producto	\$
Relación energía:capital (sej/\$) (cociente entre la energía total consumida por una economía dividido el producto bruto interno de la misma.	sej.año ⁻¹ / PBI (\$.año ⁻¹)
Indicador de sustentabilidad energética (cociente entre la contribución de un proceso a la economía por unidad de impacto sobre el ambiente.	EYR / ELR

CONCLUSIONES

El análisis de la funcionalidad de los agroecosistemas a través de la cuantificación de la exergía utilizada vía insumos más la energía necesaria para extraerlos del ambiente (i.e., energía) aporta una idea real de la eficiencia de los procesos y la posibilidad de mantener el funcionamiento del sistema en el largo plazo (i.e., sustentabilidad). La idea sería que los sistemas de bajo retorno energético o de alta dependencia del uso de recursos naturales, serán aquellos que estén utilizando de forma más intensa los servicios ambientales, con el riesgo de que esta intensidad pueda afectar el stock o la tasa de provisión de cada uno de los servicios. A pesar de sus ventajas, el análisis energético ha recibido algunas críticas, en particular de parte de los economistas, por el hecho de ignorar la valoración humana de los bienes y servicios (Kumar y Kumar 2008). Sin embargo, la cuantificación de energía apunta a proveer un valor ecocéntrico de los productos y procesos ecológicos (Hau y Bakshi 2004). De esta manera, es posible ir más allá de las limitaciones artificiales del sistema socio-económico, y reconocer las intrincadas relaciones entre la sociedad humana y la biosfera (Ferreyra 2001). Además, cuantificar la exergía libre y no incorporada al sistema agrícola puede dar una idea del potencial de generar procesos físicos sin control en el ambiente. Estos procesos pueden alterar la estructura del sistema (e.g., erosión, contaminación, extinción), dando también lugar a alteraciones funcionales como puede ser la provisión de servicios ecosistémicos que son usados internamente por los sistemas agrícolas (Pimentel et al. 1997). Por último es necesario remarcar que la aproximación desde la termodinámica a la evaluación de los servicios ecosistémicos no excluye necesariamente a la manera más tradicional de estudio del deterioro, y con mayor o menor

detalle, es capaz de estimar tasas de procesos claves (e.g., ciclado de nutrientes, polinización de cultivos, control del ciclo del agua, provisión de alimentos). La aplicación de la termodinámica enriquece este abordaje al reconocer que el funcionamiento y la estructura de los agroecosistemas tienen límites que no son discutibles y que están impuestos por los flujos de energía que los organizan. La hipótesis a plantear es que ambas aproximaciones son complementarias, de manera que estimaciones independientes por una u otra vía deberían permitirnos diagnosticar estados parecidos en términos de deterioro o amenaza futura a la integridad del sistema. Mejorar el entendimiento de las relaciones entre la Física y la Ecología podrá llevarnos a probar la hipótesis de que los sistemas que son termodinámicamente menos eficientes son los que muestran mayor afectación de los servicios que provee el capital natural. La posibilidad de corroborar esta idea abre el camino a simplificar el estudio de los procesos involucrados usando a la energía, y la eficiencia de los procesos, como un indicador sistémico de deterioro.

BIBLIOGRAFÍA

- Bakshi, B.R. 2002. A thermodynamic framework for ecologically conscious process systems engineering. *Computers & Chemical Engineering* 26:269-282.
- Brown, M.T. y S. Ulgiati. 2004. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecological Modelling* 178:201-213.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Daily, G.C. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, D.C. EE.UU.
- Daily, G.C. 2000. Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 3:333-339.
- Dewulf, J. y H. Van Langenhove. 2005. Integrating industrial ecology principles into a set of environmental sustainability indicators for technology assessment. *Resources, Conservation and Recycling* 43:419-432.
- Ferreira, C. 2001. *Emergy perspectives on the Argentine economy and food production systems of the Rolling Pampas during the twentieth century*. Graduate School. University of Florida, Florida. EE.UU.
- Giampietro, M., G. Cerretelli y D. Pimentel. 1992. Energy analysis of agricultural ecosystem management: human return and sustainability. *Agric. Ecosys. Environ.* 38:212-244.
- Hammond, G.P. 2007. Industrial energy analysis, thermodynamics and sustainability. *Applied Energy* 84:675-700.
- Hau, J. L. y B.R. Bakshi. 2004. Promise and problems of emergy analysis. *Ecological Modelling* 178:215-225.
- Jorgensen, S.E. 2007. Evolution and exergy. *Ecological Modelling* 203:490.
- Jorgensen, S.E. y B.D. Fath. 2004. Application of thermodynamic principles in ecology. *Ecological Complexity* 1:267-280.
- Jorgensen, S.E. y S.N. Nielsen. 1996. Application of ecological engineering principles in agriculture. *Ecol. Eng.* 7:373-381.
- Kremen, C. 2005. Managing Ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- Kumar, M. y P Kumar. 2008. Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. *Ecological Economics* 64:808-819.

- Lomas, P.L., S. Álvarez, M. Rodríguez y C. Montes. 2008. Environmental accounting as a management tool in the Mediterranean context: The Spanish economy during the last 20 years. *Journal of Environmental Management* 88:326-347.
- MA. 2005. Millenium Ecosystem Assessment, Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. Washington, D.C. EE.UU.
- Merkle, A. y M. Kaupenjohann. 2000. Derivation of ecosystemic effect indicators - method. *Ecological Modelling* 130:39-46.
- Odum, E.P. 1984. Properties of Agroecosystems. Pp. 5-11 en Lowrance, R., B.R. Stinner y G.J. House (eds.). *Agricultural Ecosystems. Unifying Concepts*. John Wiley and Sons. New York. EE.UU.
- Odum, E.P. 1989. Input Management of Production Systems. *Science* 243:177-181.
- Odum, E.P. 1996. *Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making* John Wiley & Sons, Inc. New York. EE.UU.
- Odum, H.T. 2000. Handbook of Emergy Evaluation: A Compendium of Data for Emergy Computation Issued In a Series of Folios. Folio 2. Emergy of Global Processes. Gainesville, Florida, EE.UU.
- Odum, H.T., M.T. Brown y S.L. Brandt-Williams. 2000. Folio 1: Introduction and global budget. Handbook of Emergy Evaluation: A compendium of data for emergy computation issued in a series of folios. Gainesville, Florida, EE.UU.
- Ortega, E. 2000. *Handbook of Emergy Calculations*. Sao Paulo, Brazil.
- Pimentel, D. 1984. Energy Flow in Agroecosystems. Pp. 121-132 en Lowrance, R., B.R. Stinner y G.J. House (eds.). *Agricultural Ecosystems: Unifying Concepts*. John Wiley & Sons, New York. EE.UU.
- Pimentel, D., C. Wilson, C. McCullum, R. Huang, P. Dwen, et al. 1997. Economics and Environmental Benefits of Biodiversity. *Bioscience* 47:747-757.
- Rótolo, G.C., T. Rydberg, G. Lieblein y C. Francis. 2007. Emergy evaluation of grazing cattle in Argentina's Pampas. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119:383-395.
- Solow, R. 1986. On the Intergenerational Allocation of Natural Resources. *Journal of Economics* 88:141-149.
- Solow, R.M. 1997. Georgescu-Roegen versus Solow-Stiglitz. *Ecological Economics* 22:267-268.
- Starkermann, R. 1988. Social entropy, enthalpy, exergy and disergy in examples. *Mathematical and Computer Modelling* 10:409.

- Stiglitz, J.E. 1997. Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz. *Ecological Economics* 22:269-270.
- Szargut, J., D.R. Morris y F.R. Steward. 1988. Exergy analysis of thermal, chemical, and metallurgical processes. Hemisphere Publishing Corporation, Berlin.
- Tilman, D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96:5995-6000.
- Tilman, D., K.G. Cassman, P.A. Matson, R. Naylor y S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.
- Turner, R.K., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy, et al. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 46:493-510.
- Ulgiati, S., S. Bargigli y M. Raugei. 2007. An exergy evaluation of complexity, information and technology, towards maximum power and zero emissions. *Journal of Cleaner Production* 15:1359-1372.
- Wall, G. 2002. Conditions and tools in the design of energy conversion and management systems of a sustainable society. *Energy Conversion and Management* 43:1235.
- Zhang, W., T.H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney y S.M. Swinton. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64:253-260.

Capítulo 10

USO DE LA TIERRA, CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE Y EL FILTRADO DE SEDIMENTOS Y NUTRIENTES POR HUMEDALES Y VEGETACIÓN RIBEREÑA

María E. Orúe, Gisel C. Booman y Pedro Laterra

Unidad Integrada EEA Balcarce, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, C.C.276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires, Argentina. Email Orúe: eugeniaorue@yahoo.com.ar - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Av. Rivadavia 1917, (CPC1033AAJ)Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

Resumen. Las franjas de vegetación ribereña (FVR) y los humedales (H) son ambientes esenciales para la protección de la calidad del agua de los cauces de una cuenca ya que actúan como filtros de contaminantes agrícolas transportados por las aguas de escurrimiento superficial. Dado que las tasas de filtrado y su influencia sobre la calidad del agua de las cuencas varían con las características del paisaje, es preciso contar con métodos que permitan priorizar la conservación o restauración de las FVR y los H según su contexto espacial. Se propone un modelo espacialmente explícito, denominado MOCAS, que predice la cantidad de sedimentos y de nutrientes acumulados hasta y dentro de los cauces luego de eventos de tormenta media anual con o sin la implementación de filtros. El modelo es aplicado de forma exploratoria sobre una cuenca de la Región Pampeana, junto con un análisis de sensibilidad que permite conocer los principales parámetros a calibrar para futuras aplicaciones. Este modelo puede ser adecuado para la valoración del aporte de FVR y H al servicio de provisión de agua limpia y como soporte para la toma de decisiones dentro de programas de manejo territorial o conservación.

INTRODUCCIÓN

Una de las principales causas de degradación de la calidad de los cuerpos de agua superficial son las cargas de sedimentos y de nutrientes transportados por el escurrimiento superficial proveniente de áreas agrícolas (USEPA 1983, Carpenter et al. 1998). Aunque en la mayoría de los países desarrollados se ha progresado en el control de la contaminación no puntual (CNP) mediante la implementación de buenas prácticas de manejo (BPM), mucho resta por hacer al respecto en las zonas agrícolas de nuestro país. Debido al aumento progresivo en el uso de agroquímicos y a la expansión de la frontera agrícola (Paruelo et al. 2005), existe una necesidad creciente de identificar los elementos del paisaje que más contribuyen a la contaminación de las aguas superficiales y aplicar prácticas de manejo capaces de reducir las cargas de contaminantes a niveles aceptables, a la vez de minimizar la CNP y prevenir mayores daños a la calidad del agua de las cuencas.

Una de las últimas barreras de protección de los tributarios de una cuenca es la presencia de franjas de vegetación ribereña (FVR) (Prosser y Hairsine 1995) y de humedales (H) (Allinson et al. 2000, Verhoeven et al. 2006). Si bien los mecanismos mediante los que actúan estos dos componentes del paisaje son diferentes, ambos retienen y reducen la carga de sedimentos y nutrientes del escurrimiento superficial, y conservan o mejoran la calidad del agua. La eficacia de filtrado es sitio-específica y depende tanto de características propias de los filtros como de las áreas colectoras que determinan la cantidad de escurrimiento y sedimentos que llegarán a los mismos (Dillaha et al. 1989, Johnston et al. 1990, Bystrom 1998). Por ejemplo, dado que el escurrimiento superficial del agua no es uniforme sino que en ciertos sitios converge y en otros diverge (Dillaha et al. 1989), si se consideran otras propiedades constantes (e.g., uso de la tierra y erodabilidad del suelo homogéneos) es posible distinguir áreas críticas para la entrada de contaminantes hacia los cauces como aquellas con mayor concentración del flujo.

Varios estudios han enfocado sus esfuerzos en la identificación de FVR y H que por su ubicación en el paisaje resultan críticos para el mantenimiento de la calidad del agua en las cuencas (Zhaoning et al. 2005, Wilkinson et al. 2004, Tomer et al. 2003). Los criterios utilizados para la identificación de estas áreas críticas (AC) han sido el uso de la tierra, parámetros edáficos y topográficos. Por ejemplo, los filtros críticos serán aquellos cuyas áreas de drenaje presenten propiedades que favorezcan la erosión y de pérdida de sedimentos y nutrientes hacia los filtros (e.g., una baja cobertura vegetal, altas pendientes y suelos erosionables). También se han aplicado otros enfoques en el desarrollo de modelos para orientar los esfuerzos de conservación y manejo del paisaje con el objeto de mantener o mejorar de la calidad del agua de las cuencas. Un modelo desarrollado por Diebel et al. (2009) simula la reducción en las cargas de sedimentos y fósforo alcanzada luego de la implementación de filtros ribereños en diferentes cuencas de Wisconsin, y fue utilizado para ordenar las cuencas sobre la base de su reducción potencial de cargas de contaminantes. Ouyang et al. (2005) desarrollaron un modelo de erosión en GIS para comparar las cargas relativas de sedimentos entre tributarios, el estado de prácticas de conservación y su potencial de reducción en las cargas de contaminantes. Mediante el modelo SPARROW ("spatially referenced regression on watershed attributes"), Alexander et al. (2008) estimaron la entrega de fósforo y nitrógeno total de distintas cuencas del Golfo de México y utilizaron esa información para comparar la contribución relativa entre distintos Estados o provincias. Los modelos mencionados varían desde simples modelos estadísticos (como modelos de regresión), modelos mecanicistas complejos como el SWAT (Neitsch et al. 2005) y modelos mixtos híbridos entre la estadística y la base física mecánica (como el SPARROW) que incorpora las virtudes de ambas aproximaciones.

En este trabajo se presenta una aproximación metodológica para evaluar la capacidad de mejoramiento de la calidad del agua superficial por parte de filtros ribereños. En particular, se desarrolló un modelo espacialmente explícito de calidad de agua superficial denominado MOCAS, orientado a estimar la reducción en la carga de contaminantes transportados por el escurrimiento superficial hacia elementos del paisaje susceptibles (i.e., tributarios, reservorios, estuarios, albuferas), como producto de la retención potencial de franjas de vegetación ribereña y humedales. El modelo integra procesos de exportación, transporte, decaimiento y retención de contaminantes en respuesta a eventos de lluvia generadores de escurrimiento superficial, con atributos del paisaje capaces de influenciar esos procesos, tales como el tipo de suelo, la topografía, y la composición y configuración espacial del uso de la tierra. Algunos aspectos de la utilidad potencial del MOCAS son ilustrados mediante su aplicación a una cuenca agrícola de la Región Pampeana, junto con el correspondiente análisis de sensibilidad. Por último, con el propósito de obtener modelos más simples y aplicables a evaluaciones exploratorias, se investigó la capacidad explicativa de distintos descriptores fisiográficos del paisaje sobre la carga área-específica de contaminantes obtenidas por simulación en las subcuencas del área de estudio.

En su actual estado de desarrollo, antes que proveer predicciones precisas, el MOCAS consiste en un modelo exploratorio (Bankes 1993) formulado para evaluar las consecuencias de distintos supuestos e hipótesis sobre la capacidad filtro de comunidades ribereñas y humedales según sus propiedades funcionales y de sus áreas colectoras, así como para orientar esfuerzos futuros de calibración de los parámetros más sensibles. El modelo calibrado y validado permitiría identificar las zonas de exportación de contaminantes y zonas de mayor potencial de mejoramiento de la calidad del agua por filtros a fin de priorizar esfuerzos de conservación hacia dichas zonas, así como también establecer estrategias de manejo para alcanzar los objetivos de cargas diarias máximas totales de contaminantes (TMDL) en una cuenca.

DESCRIPCIÓN DEL MODELO

Para la aplicación de MOCAS se utilizaron las siguientes bases de datos georeferenciadas en formato digital: (1) modelo digital de elevación (MDE) de 73.69 m de resolución (SRTM srtm.csi.cgiar.org), (2) cartas de suelos escala 1:500000 (INTA 1990), (3) uso de la tierra (Zelaya y Cabria 2008) y (4) registros de precipitación de la Estación Experimental Agropecuaria Balcarce del INTA. A partir de esa información base se derivó una serie de mapas secundarios que se utilizaron como insumo directo (Tabla 1). Las capas fueron generadas con las extensiones Model Builder, Spatial Analysis, ArcSWAT y ArcHydro del ArcGIS 9.2 (ArcGIS 9.2 ESRI) bajo formato "raster", con un tamaño de píxel o celda de 73.69 m.

Tabla 1. Mapas de base y derivados del sistema de información geográfica de la cuenca de estudio.

Mapas base	Mapas derivados	Definición	Significado
DEM elevación (m)	Pendientes	Gradiente (β) $\tan \beta = \text{pendiente (\%)} / 100$	Velocidad del flujo superficial, geomorfología, contenido de humedad del suelo
	Longitud y grado de la pendiente (LS)	$LS = (AS/22.13)^{0.6} (\sin \beta / 0.0869)^{1.3}$	Predice zonas de erosión y de concentración del flujo. Utilizado para el cálculo de pérdida de sedimentos por erosión hídrica
	Dirección del flujo	Según el gradiente de pendiente	Determina la dirección del flujo superficial
	Acumulación del flujo	Área que drena hacia un punto (ha)	Relacionada al volumen de escurrimiento mm y al tiempo de concentración (h)
	Cauces y vías de drenaje	Definidos de acuerdo a la acumulación del flujo	Las vías de drenaje son entradas de flujo hacia los cauces
	Delimitación de subcuencas	Limites del área de estudio	Límite para cálculo de valores medios, máximos y desvíos de las variables topográficas e hidrológicas
Suelos	Textura	Clase textural en %	Capacidad de infiltración y determinación de grupo hidrológico de suelo
	Grupo hidrológico de suelo	Categorico según textura	Capacidad de infiltración, almacenamiento de agua
	Factor K erodabilidad del suelo	Dependiente de textura, estructura, permeabilidad y materia orgánica	Susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica
	CN curva número	Valor estandarizado según suelo y cobertura que indica la proporción infiltración / escurrimiento	Utilizado para el cálculo del volumen de escurrimiento superficial e infiltración
Uso de la tierra	Factor C cobertura del suelo	Estandarizado según cobertura vegetal	Relacionado a la reducción de erosión hídrica
	Factores "n" o "k" de rugosidad	Estandarizado según cobertura vegetal	Relacionado a la reducción de velocidad del flujo superficial.
	Coeficientes de exportación de nutrientes	Son valores únicos para cada uso de la tierra y cada nutriente, obtenidos de bibliografía para áreas de similares características al área de estudio	Incorporados a los modelos de NT y PT en el escurrimiento superficial permiten predecir los mg de nutriente por litro de escurrimiento que serán exportados de cada píxel del área de estudio

Modelado de las cargas de contaminantes en los cauces de una cuenca: exportación, transporte y destino

Paso 1. Exportación de contaminantes

La exportación de sedimentos se estima a partir de un submodelo de erosión-depositación según RUSLE ("revised universal soil loss equation") (Renard et al. 1991). Las pérdidas medias anuales de sedimentos (A) en $t \cdot h^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ son el resultado del producto entre la erosividad de las lluvias (factor R), la erodabilidad del suelo (factor K), la longitud y grado de pendiente que recorre el escurrimiento superficial (factor LS), la protección por la presencia de cobertura vegetal (factor C) y por prácticas de manejo conservacionistas (factor P):

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (1)$$

El factor R se define como el producto acumulado para un periodo de interés (por lo general 1 año) con cierta probabilidad de ocurrencia (50%) de la energía cinética de una precipitación por su máxima intensidad en 30 minutos. Sus dimensiones son $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, aunque por simplicidad se expresa en energía por unidad de superficie ($J \cdot ha^{-1}$) (Troeh et al. 1980). Este factor está determinado por la cantidad total de precipitación anual y por la forma en que estas precipitaciones se producen, ya que son más erosivas cuanto mayor cantidad de agua cae en un lapso menor. Se obtuvieron valores puntuales de R para distintas posiciones geográficas desde el "Manual de sistematización de tierras para control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes" de la EEA-INTA Paraná. Los datos puntuales fueron georeferenciados, y luego se realizó una interpolación ("kriging") por medio del software Surfer v.8.0 (Golden Software). Este producto fue exportado a ArcGIS 9.2 y después transformado a formato "raster" de 73.69 m de tamaño de píxel.

El factor LS introduce el efecto de la topografía, longitud de la pendiente (L) y grado de la pendiente (S) sobre la pérdida de sedimentos por erosión. Aunque se trate de dos valores independientes, en la práctica se suele utilizar un valor común llamado LS. Este factor se calculó de acuerdo el método de Moore y Burch (1986a):

$$LS = (As / 22.13)^{0.4} * (\text{sen } \theta / 0.0896)^{1.3} \quad (2)$$

siendo $As = (\text{acumulación del flujo} * \text{ancho celda del píxel})$, y (θ) la pendiente capaz de generar escorrentía sobre la superficie del terreno, expresada en grados. Ambos factores pueden ser calculados mediante operaciones realizadas sobre un modelo digital de elevación (DEM).

El factor K fue obtenido por la formula simplificada del Nomograma de Wischmeier (1978) derivada del modelo GLEAMS (Knisel et al. 1992):

$$K = FT (12 - MO) + FE + FP \quad (3)$$

siendo $K = \text{erodabilidad del suelo}$ ($0.13 t \cdot ha \cdot h / ha \cdot MJ \cdot mm$), $FT = \text{factor textura}$, $MO = \text{materia orgánica (\%)}$, $FE = \text{factor estructura}$, y $FP = \text{factor permeabilidad}$. Los factores textura, estructura y permeabilidad, se encuentran disponibles en tablas en manual del VFSSMOD (Muñoz-Cárpena 2002). El Factor C representa la protección a la erosión por la presencia de vegetación. Cada

tipo de cobertura vegetal resultante del uso de la tierra, representa un factor de reducción de la erosión (tablas de Weichmeier 1978).

Los coeficientes de exportación de nutrientes expresados en mg de nutrientes/L de flujo superficial para los distintos tipos de usos de la tierra, excluyendo otras fuentes de nutrientes como la deposición atmosférica, se tomaron de Jeje (2006). Para la obtención del nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) que llegaría a los cursos de agua luego de una lluvia se obtuvo la cantidad de nutrientes que se desprende de cada píxel (mg). Para ello es necesario conocer el volumen de escurrimiento superficial por píxel, cuyo cálculo se realizó mediante el método de la curva-número del Servicio de Conservación del Suelo de Estados Unidos (SCS-CN):

$$Q = (P - 0.2 * S)^2 / (P + 0.8 * S) \quad (4)$$

donde Q es la lámina de escurrimiento superficial (mm), P la precipitación en mm del evento de lluvia (para el caso de estudio, 49 mm, correspondiente a un evento de lluvia promedio en los últimos 10 años en la zona), $S=(1000/CN)-10$ son las pérdidas iniciales, y CN es el valor de curva número para determinado combinación de tipo hidrológico de suelo, condición de drenaje y uso de la tierra. Las toneladas anuales de nutrientes transportadas por escurrimiento fueron calculadas a partir de la extrapolación de los datos por evento al promedio anual acumulado, que en este caso fue de 900 mm en los últimos 10 años.

Paso 2. Decaimiento y deposición de contaminantes durante su transporte

A fin de estimar la carga de sedimentos que alcanza los cauces es necesario tener en cuenta la deposición de los mismos durante su transporte. La tasa de entrega de sedimentos ("sediment delivery rate", SDR) se relaciona de manera inversa con el tamaño del área de drenaje de una cuenca (USDA 1972), ya que a mayor tamaño existen más probabilidades de que los sedimentos se depositen durante su transporte hasta la salida de la cuenca. Para describir esa relación hemos adoptado el modelo obtenido por Vanoni (1975) a partir de más de 300 cuencas:

$$SDR = 0.4724 * A^{-0.125} \quad (5)$$

siendo (A) el área de drenaje de la cuenca en km².

Los nutrientes son sustancias no conservativas, y por lo tanto decaen en función del tiempo a partir del momento en el que comienzan su transporte en el escurrimiento superficial. El modelo general de decaimiento del N y P en escurrimiento superficial sigue una cinética de primer orden (LIU et al. 2006, Rossman 2004, Skop y Sørensen 1998):

$$X_t = X_0 \cdot e^{-K \cdot t} \quad (6)$$

donde X_t es la masa de nutrientes (kg) que persistirá en el escurrimiento luego de ser transportada desde cada píxel durante un tiempo de tránsito t (días), X_0 es la masa inicial (kg) que es exportada de cada píxel, y K es el coeficiente de decaimiento (días⁻¹). En este caso, se aplicó un $K=0.1/d$ tanto para el nitrógeno como para el fósforo, valor que se encuentra dentro de los rangos encontrados en bibliografía (i.e., modelo SWAT, Neitsch et al. 2005).

A fin de incorporar esas tasas de decaimiento al modelo general se calculan los tiempos de tránsito del flujo laminar y encauzado. Para ello es necesario conocer la velocidad del flujo que depende de propiedades topográficas y de uso de la tierra y las distancias a recorrer. Para el cálculo de la velocidad del flujo superficial laminar se utilizó la ecuación (7) (Brown et al. 2001), mientras que para el cálculo de la velocidad dentro de los cauces se utilizó la ecuación de Manning (8):

$$v = k * \sqrt{S} \text{ flujo laminar} \quad (7) \text{ y}$$

$$v = (\sqrt[3]{Rh / n}) * \sqrt{S} \text{ flujo concentrado} \quad (8)$$

en donde v es la velocidad de la escorrentía (m/s), k el coeficiente de rugosidad (m/s), que es función del uso de la tierra según su rugosidad de Manning y radio hidrológico (Brown et al. 2001) (Tabla 3), S la pendiente en %, Rh el radio hidráulico y n el coeficiente de rugosidad de Manning. Se consideró una profundidad media de 0.5 m y un n de Manning de 0.7, dentro del rango para secciones irregulares que presentan zonas de humedales o remansos como los arroyos de llanura de la Región Pampeana (Brown et al. 2001) (Tabla 3). El cálculo de las distancias desde cualquier punto (o píxel) del área de estudio hasta el cauce más cercano respetando la topografía se realizó mediante la aplicación de la herramienta "flowlength" de ArcGIS 9.2. Una vez conocidas las distancias y las velocidades, se despeja el tiempo de tránsito y las tasas de decaimiento de los contaminantes.

Paso 3. Estimación de la acumulación de contaminantes hasta los cauces y en los cauces hasta la desembocadura de la cuenca

Una vez conocida la tasa de entrega de contaminantes (sedimentos, NT y FT) celda a celda se procede a la acumulación hasta el margen de los cauces y dentro de los mismos aplicando la herramienta "flow accumulation" del análisis hidrológico de ArcGIS.

Modelado de la reducción potencial en las cargas de contaminantes por la incorporación de filtros de vegetación ribereña (FVR) y humedales (H)

Los distintos segmentos de FVR varían en su área de drenaje y en la combinación de tipos de suelo, topografía y usos que ocurren en ella. De esta manera, a los distintos segmentos les llega diferente carga de contaminantes. A partir del modelo de exportación, degradación y transporte de contaminantes generado en este trabajo y en trabajos previos (Orúe et al. 2009) podemos conocer cuáles son las áreas críticas de entrada de contaminantes a los cauces de una cuenca donde la colocación de FVR sería fundamental. Para estimar la función de protección de la calidad del agua superficial brindado por cada parche de FVR no sólo es necesario conocer la carga de contaminantes que le llegan (valor de criticidad) sino también la eficacia de retención determinada por parámetros locales propios del filtro.

A fin de estimar la eficacia de retención se utilizó el modelo VFSMOD 2.x (Muñoz-Cárpena et al. 2003), el cual consiste en una serie de módulos que simulan el comportamiento del agua y sedimentos a través de FVR, y da como resultados el porcentaje de retención de sedimentos y de escurrimiento. Los datos de entrada del modelo fueron: a) parámetros medios del área de drenaje necesarios para el cálculo de hidrograma y sedimentograma (es decir mm de escurrimiento y toneladas de sedimentos en el tiempo), tales como la cantidad de lluvia en mm, su duración,

el curva número CN, la pendiente media en términos de porcentaje, la longitud del área de drenaje en m, la textura de suelo, y su erodabilidad, entre otros; b) parámetros propios de la FVR, tales como su dimensión, tipo de suelo, tipo de cobertura vegetal, topografía, hidrogramas y sedimentogramas calculados en a). Algunos de los valores medios de estos parámetros fueron estimados a partir del SIG de la cuenca de estudio mientras que otros se asumieron constantes para toda la zona (Tabla 2). Siguiendo el método propuesto por Dosskey et al. (2002), en las simulaciones del modelo se cambió de forma progresiva el ancho de la FVR y se mantuvieron constantes todos los otros parámetros; mediante regresión lineal se obtuvo el siguiente ajuste del valor de eficacia de retención de sedimentos (ERS) frente a la variación razones de área FVR / área de drenaje ($R^2=0.555$):

$$ERS = 53.35 + 235.77 * (\text{área FVR} / \text{área de drenaje}) \quad (9)$$

Si se considera que las FVR de la cuenca tienen una dimensión constante (ancho de 15 m y longitud de 300 m) los valores de ERS estimados dependieron básicamente de la variación en el área de drenaje correspondiente a la ecuación 9. Mediante el mismo procedimiento descrito arriba para la estimación de la ERS se obtuvo una eficacia de retención de nutrientes (ERN) por FVR de 60%.

Tabla 2. Parámetros de entrada utilizados en el modelo VFSMODEL para la obtención de la eficacia de retención de las franjas de vegetación ribereña.

UH área de drenaje	VFS área de la franja vegetación ribereña
Lluvia mm: 50 Tipo de lluvia SCS: II	Cobertura de vegetación: pastizal-pastura cultivada tipo festuca
Duración lluvia: 4 h, curva número SCS: 86	Pendiente media de la franja: 5%
Área de drenaje: 10 ha. Longitud del flujo: 100 m. Pendiente media de la vía de flujo: 3%	Rugosidad de superficie: 0.04 Dimensión de franja: ancho variable (desde 3 a 100 m) * longitud constante 100 m
Tipo suelo: franco. Materia orgánica: 2%. Dp (D50): 35 µm Factor K: 0.04 Factor C: 0.3 Factor P: 1	Tipo de suelo: franco limoso Sedimentogramas e hidrogramas desde UH

La retención de nitrógeno por los humedales es controlada básicamente por tres procesos: denitrificación, absorción en biomasa y sedimentación (Mitsch y Gosselink 2000). Sin embargo, la denitrificación es el proceso más importante (Mitsch 1995) y explica entre 60 y 90% de la retención de nitrógeno total en los humedales (Jansson et al. 1994). Frente a la ausencia de modelos específicos para los humedales de la zona, y bajo el supuesto de que la retención de nitrógeno puede ser explicada sólo por denitrificación (Mitsch 1995), se aplicó una ecuación empírica exponencial que contempla tanto el área del humedal como los ingresos del nutriente al mismo (Byström 1998):

$$N_{ret} = A_H^a * N_{in}^b * 7.56 \quad (10)$$

en donde N_{ret} es el NT retenido por el humedal (en $t \cdot h^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), A_H es el área del humedal (ha), y N_{in} es la cantidad de NT ($t \cdot h^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) que ingresa al humedal por año; a y b, primer y segundo

exponente, siendo $a=0.51$ y $b=0.49$. Para obtener las cantidades anuales de NT que llegan a los humedales, los flujos de nitrógeno calculados para el evento de lluvia fueron extrapolados según la lluvia acumulada anual promedio de los últimos diez años en la zona. El fósforo retenido por los humedales fue calculado a partir de una ecuación empírica obtenida por Kadlec y Knight (1996) para un gran número de humedales:

$$P_{out} = P_{in}^{0.96} * 0.34 \quad (11)$$

siendo P_{out} el PT ($t \cdot h^{-1} \cdot año^{-1}$) a la salida del humedal, y P_{in} la carga de PT que ingresa al humedal ($t \cdot h^{-1} \cdot año^{-1}$).

Por último, implementando la extensión Accumplus 1.0 en ArcGIS 9.2 se incorporaron las capas de retención de contaminantes al modelo general y se calculó la reducción por parte de los filtros expresada como porcentaje de la carga inicial para cada desembocadura de las microcuencas.

Limitaciones y supuestos del modelo

El modelo estima cargas de contaminantes por unidad de área de drenaje, medias anuales para una cuenca de límites definidos. Se simula una precipitación uniforme en toda la cuenca para un evento típico y luego se estiman las toneladas anuales según la lluvia acumulada anual promedio de los últimos años para la zona. La liberación o exportación de sedimentos resulta sólo de procesos erosivos que ocurren en las áreas de drenaje y no hay aportes de sedimentos por erosión de los márgenes de los cauces (e.g., canalizaciones). El nitrógeno y el fósforo son liberados por procesos erosivos de acuerdo al uso de la tierra. No hay aporte de nutrientes desde la atmósfera por mineralización, o aportes de fuentes de contaminación puntuales. De esta manera, las pérdidas o exportación de contaminantes se encuentran subestimadas en el modelo. Todo el transporte de sedimentos, PT y NT se da por escurrimiento o flujo lateral (no se tiene en cuenta el flujo subterráneo). La deposición de sedimentos (a partir del SDR) y el decaimiento de nutrientes (según una cinética de primer orden) ocurren durante el transporte por escurrimiento, pero no se modelan estos procesos dentro de los cauces.

Para estimar la eficacia de retención de FVR con el modelo VFMODEL se consideran como constantes el evento de tormenta de una probabilidad de ocurrencia de 10 años, la longitud del flujo y el área que drena hacia los cauces, la cobertura vegetal de las FVR (comunidades de pastizales sin degradación), suelo de textura franco limoso, pendientes aproximadas de 5%, mientras que el ancho de la FVR varía en cada simulación obteniendo resultados de eficacia de retención para cada una. Para modelar la retención por humedales se asume que la capacidad de retención de los humedales depende fundamentalmente de las cargas de contaminantes que ingresan a ellos, y de su área, según ecuaciones empíricas, y no se contempla la incidencia de otras características como la presencia de macrófitas en ellos, la forma o la profundidad de los mismos, o el tiempo de residencia hidráulica.

ESTUDIO DE CASO: LA CUENCA MAR CHIQUITA

La utilidad potencial del MOCAS se ilustra aquí mediante su aplicación a una cuenca agrícola del sudoeste de la Región Pampeana, la Cuenca Mar Chiquita. Esta cuenca tiene aproximadamente un millón de hectáreas; incluye porciones de la Pampa Deprimida y la Pampa Austral, y su vegetación nativa incluye comunidades de pastizal de la Pampa Húmeda y de la Pampa Austral descritas por León (1991). El clima es templado, con precipitación suficiente todos los meses y temperatura media del mes más caluroso inferior a 22 °C (clasificación de Köppen-Geiger). La precipitación media anual acumulada es de alrededor de 900 mm, con máximos de 100 mm en los meses estivales de diciembre y marzo. En la cuenca se combinan los diferentes usos de la tierra presentes en el resto de la Región Pampeana: agrícola de acuerdo a la aptitud de las tierras, hortícola y forestal en muy baja proporción, pasturas y pastizales naturales en los sectores de menor aptitud desplazadas hacia la pampa deprimida y pastizales de las cerrilladas y sierras presentes únicamente en los sectores de sierras de la Pampa Austral. La hidrología se caracteriza por la presencia de arroyos de llanura, lagunas, bañados y bajos anegables, y dentro de sus límites se encuentra la albufera Mar Chiquita, una Reserva MAB (UNESCO). La mayor parte de los arroyos que aportan a la albufera tienen sus nacientes en las sierras del sistema de Tandilia. Desde NO a SE, el primer arroyo es el Arroyo Grande, que se origina en las Sierras de Balcarce entre los Cerros de la Virgen y El Morro. Tiene por afluente al Arroyo El Invierno por margen derecha y, "a posteriori" a los arroyos Bachicha (o el Verano) y Guaranguyú (o Crespo) por la misma margen, para aportar tanto natural como artificialmente a la Laguna Mar Chiquita. Los arroyos Pantanoso y Del Junco, nacidos en los sectores de Cinco Cerros-Sierra de Bachicha y del Volcán, respectivamente, conforman el Arroyo Las Negras. Por último, en las Sierras del Volcán y La Vigilancia reconoce sus nacientes el Arroyo Dulce. Los cursos desde el Arroyo Grande hasta el Arroyo Vivoratá son tributarios por vía artificial o natural del sistema de la Laguna Mar Chiquita. Algunas consecuencias de la expansión creciente de la frontera agrícola en esta cuenca son los avances sobre la vegetación hidrófila en márgenes de arroyos y humedales y el remplazo de pastizales naturales por cultivos, principalmente en la Pampa Austral (Zelaya 2008).

La cuenca alta corresponde al sector de la Pampa Austral de la cuenca, en donde confluye la presencia de las sierras; es decir, los relieves más pronunciados, por lo general cubiertos por pastizales serranos, junto a suelos de mayor aptitud de uso agrícola. La cuenca baja corresponde a sectores de la Pampa Deprimida, en donde la ausencia de pendientes y las malas condiciones de drenaje dificultan la generación de escurrimiento, y dan lugar a lagunas y humedales y resultan en un suelo de menor aptitud agrícola; por lo tanto, en esta zona se dan a menudo usos ganaderos con coberturas de pasturas y pastizales naturales.

Análisis de resultados

Se realizaron pruebas de t o ANOVAS univariados para comparar si las cargas de contaminantes exportadas, transportadas y acumuladas en los cauces difieren entre sectores de diferente elevación y pendiente media de la cuenca, y para comparar si las cargas de contaminantes en los cauces se redujeron significativamente luego de la inclusión de filtros en cada subcuenca. Luego se generaron metamodelos orientados a predecir el producto de los procesos descritos a través de expresiones matemáticas más simples (Kleijnen 1979). Para ello se realizaron regresiones múltiples con el método "stepwise" a fin de identificar los descriptores más relevantes de la estructura del paisaje (Tabla 3) que inciden sobre las pérdidas área-específicas de NT, PT y sedimentos, y sobre la reducción simulada de las cargas por parte de los filtros.

Tabla 3. Variables utilizadas en los modelos de regresión múltiple para predecir la exportación, acumulación y reducción en las cargas de sedimentos, nitrógeno y fósforo total.

Variables	Medición	Parámetro (unidades)
Composición del paisaje	Uso de la tierra (agrícola, pasturas, pastizal, pastizal serrano, urbano, hortícola, forestal, franjas ribereñas y humedales). franjas/cultivos; pastizales / cultivos (cocientes de coberturas)	Proporción de cada uso con respecto al área de la microcuenca (%)
Configuración del paisaje	Proximidad parches cultivo Proximidad parches pastizal	Índice de proximidad
Fisiográficas	Elevación media Pendiente Interacción elevación-pendiente Longitud y grado de pendiente que recorre el flujo superficial	Metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) % % Pendiente en la cuenca alta (>50 m.s.n.m.) y en la cuenca baja (<50 m.s.n.m.) Factor LS RUSLE
Edáficas	Erodabilidad de suelo Capacidad de infiltración	Factor K RUSLE t.ha.h/ha.MJ.mm curva número CN
Cobertura vegetal	Protección a erosión Rugosidad	Factor C Coeficiente "n" o "k"
Hidrológicas	Lámina de escurrimiento Velocidad de escurrimiento Tiempo de viaje Distancia a divisorias Distancia a arroyos	Q mm m/día días m m

Análisis de sensibilidad del modelo MOCAS

Se realizó un análisis de sensibilidad para obtener una mayor comprensión del funcionamiento del modelo, de cuáles son los parámetros más sensibles para cada tipo de contaminante y la interacción (correlación) entre parámetros.

Para llevar a cabo el análisis se ejecutó el modelo modificando cada parámetro por separado en $\pm 5\%$, y se calcularon los índices de elasticidad (E). Estos índices reflejan en valor porcentual el cambio en las variables dependientes (en este caso, el resultado del modelo MOCAS) en relación a cambios en las variables independientes (parámetros del modelo). A mayor valor de E, mayor sensibilidad del modelo a cambios en ese parámetro, según:

$$E = \Delta Y / \Delta X \quad (12)$$

siendo $\Delta Y = (\text{salida del modelo al incrementar el parámetro } Y \text{ en } 5\%) - (\text{salida del modelo al disminuir el parámetro } Y \text{ en } 5\%) / (\text{salida del modelo al incrementar el parámetro } Y \text{ en } 5\%) * 100$; y $\Delta X = \%$ de cambio del parámetro ($=10\%$). La salida del modelo es igual a la diferencia entre cargas de contaminantes en cauces promedio por subcuenca antes y después de la implementación de filtros (FVR y H). Con esta metodología se obtuvieron los valores de E de cada parámetro evaluado para 61 microcuencas del área de estudio, y luego se realizó un promedio entre subcuencas obteniéndose un único valor de E para cada parámetro.

RESULTADOS

Análisis de la simulación de exportación de contaminantes

El modelo predijo mayor exportación de sedimentos de NT y de PT en sectores de la cuenca con pendientes medias superiores a 1% vs. aquellos con pendientes medias más bajas ($F_{1,62}=119$, $P=0.000$; $F_{1,62}=90.75$, $P=0.000$; $F_{1,62}=118.42$, $P=0.000$, respectivamente) (Figura 1).

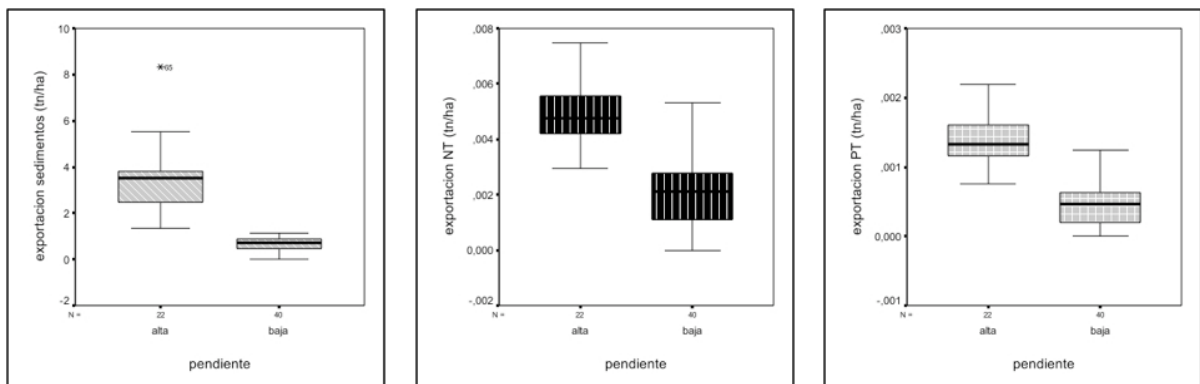


Figura 1. Exportación de sedimentos, nitrógeno y fósforo (t/ha) según clases de pendiente media de la cuenca.

La pérdida de sedimentos en toneladas/ha fueron relacionadas por el modelo al porcentaje de pendiente del terreno (modelo 1), a la proporción de superficie de cada subcuenca cubierta por cultivos (incluyendo al uso hortícola) (modelo 2), y a la combinación entre la proporción de superficie de pastizales serranos y pendientes (modelo 3) (Anexo 1). El modelo predijo mayores pérdidas de NT y PT en subcuencas con elevaciones y pendientes medias mayores (modelos 4 y 7), y al igual que la simulación de pérdidas de sedimentos, la exportación de NT y PT fue mayor a mayor superficie relativa cubierta por uso agrícola y hortícola (modelos 5 y 8). Por último, la combinación de variables fisiográficas y de composición del paisaje (modelo 6) arrojó un mejor ajuste que los modelos por separado para estimar la exportación de NT (Anexo 1).

Análisis de transporte, decaimiento y acumulación de contaminantes

El modelo predice mayor acumulación de sedimentos a mayor distancia a divisorias de agua y, por lo tanto, de longitud recorrida por el escurrimiento (modelo 1), mientras que la acumulación de nutrientes se incrementa a mayor recorrido del escurrimiento y se reduce a mayor rugosidad de la superficie y mayor tiempo de viaje (modelos 2 y 3) (Anexo 2).

Análisis de retención de contaminantes por filtros

La inclusión de la capacidad de filtrado de las FVR al modelo general redujo de manera significativa las cargas de sedimentos ($t=3.89$, $df=61$, $P<0.001$), de NT ($t=3.34$, $df=61$, $P=0.001$) y de PT ($t=3.46$, $df=61$, $P<0.001$) en las desembocaduras de las subcuencas. De la misma manera, la inclusión simulada de humedales como filtros redujo significativamente las cargas de sedimentos ($t=2.569$, $df=61$, $P=0.013$), de NT ($t=2.48$, $df=61$, $P=0.016$) y de PT ($t=2.45$, $df=61$, $P=0.017$). En la cuenca alta de Mar Chiquita (elevación media superior a 50 m.s.n.m.) la inclusión de FVR produjo reducciones significativas de las cargas de contaminantes (sedimentos: $t=3.56$, $df=32$, $P=0.001$; NT: $t=3.488$, $df=32$, $P=0.001$; PT: $t=3.39$, $df=32$, $P=0.002$), pero esto mismo no ocurrió en respuesta a la inclusión de humedales como filtros. En cambio, en la cuenca baja, tanto la inclusión de FVR como de H produjeron reducciones significativas de las cargas de los tres contaminantes (Tabla 4).

Tabla 4. Carga media (\pm desvíos) simulada de contaminantes en la desembocadura de las subcuencas en presencia o ausencia de franjas de vegetación ribereña y/o humedales.

*sed-acc: carga de sedimentos acumulados en cauces, NT-acc: carga de nitrógeno total acumulado en cauces, PT-acc: carga de fósforo total acumulado en cauces. Sin filtros: sin la acción de FVR y/o H. FVR: aplicando franjas de vegetación ribereña como filtros y H: aplicando humedales como filtros.

Contaminante*	Cuenca completa		Cuenca alta		Cuenca baja	
	Media \pm (DS)	N	Media \pm (DS)	N	Media \pm (DS)	N
Sed-acc sin filtros (t)	5016.07 \pm (1275.35)	62	2992.02 \pm (817.78)	33	7319.30 \pm (2519.9)	29
Sed-acc-FVR (t)	44.26 \pm (7.51)	62	70.29 \pm (12.20)	33	14.64 \pm (3.22)	29
Sed-acc-H (t)	3955.09 \pm (1191.38)	62	2922.47 \pm (818.67)	33	5130.15 \pm (2376.2)	29
NT-acc sin filtros (t)	10.23 \pm (3.046)	62	5.18 \pm (1.46)	33	15.99 \pm (6.18)	29
NT-acc-FVR (t)	0.045 \pm (0.007)	62	0.07 \pm (0.01)	33	0.017 \pm (0.002)	29
NT-acc-H (t)	8.00 \pm (2.81)	62	5.11 \pm (1.47)	33	11.29 \pm (5.78)	29
PT-acc sin filtros (t)	265.54 \pm (0.76)	62	1.45 \pm (0.42)	33	4.02 \pm (1.53)	29
PT-acc-FVR (t)	0.012 \pm (0.0019)	62	0.02 \pm (0.00)	33	0.004 \pm (0.00)	29
PT-acc-W (t)	210.61 \pm (0.711)	62	1.43 \pm (0.42)	33	2.87 \pm (1.44)	29

Según los modelos de regresión múltiple (Anexo 3) las variables que mejor predicen el efecto de las FVR como filtros sobre la carga de contaminantes en la cuenca alta fueron diferentes de aquellas identificadas para la cuenca baja. En el primer caso, las variables seleccionadas resultaron: a) la superficie relativa cubierta por filtros (área FVR/área subcuenca) (todos los modelos), y b) la superficie relativa cubierta por pastizales serranos (modelos 2, 4 y 6). En cambio, en segundo caso las variables seleccionadas fueron: a) el índice superficie de pastizal/superficie de cultivo (modelos 7 y 8), b) el índice área FVR/superficie de cultivo (modelos 8, 9, 10, 11, 12, 13 y 14), y c) el área FVR/área subcuenca (modelos 10, 11, 13, y 14).

Los modelos de regresión múltiple (Anexo 4) que mejor predicen el efecto de los H como filtros sobre la carga de contaminantes para la cuenca alta fueron: la superficie cubierta por uso forestal

(modelo 1), la combinación entre la superficie forestal y la proximidad entre parches de pastizal (modelo 2), la proximidad entre parches de pastizal (modelos 3 y 5) y esta última variable junto a la superficie de cultivos y hortícola (modelos 4 y 6). Para la cuenca baja, las mejores variables predictoras fueron: la superficie de humedales (modelos 7, 10 y 13), la superficie de humedales junto a la superficie cubierta por uso forestal (modelos 8, 11 y 14) y las dos variables anteriores sumadas al índice área pastizal / área cultivo (modelos 9, 12 y 15).

Análisis de sensibilidad del modelo MOCAS

De acuerdo a sus índices de elasticidad, las cargas de los contaminantes simuladas por el modelo fueron más sensibles a cambios en los parámetros que determinan la eficacia de retención ejercida por H y FVR. Las cargas de sedimentos también mostraron sensibilidad a cambios en parámetros que determinan la exportación de los mismos como el factor de protección de erosión por la vegetación (factor C) y la erodabilidad del suelo (factor K). Mientras que las cargas de NT y PT fueron sensibles a parámetros que determinan su exportación como la cantidad de escurrimiento determinada por el factor CN y su tiempo de transporte, el cual determina la tasa de degradación y depende en parte de la reducción en la velocidad del flujo superficial ejercida por la rugosidad de la vegetación (Tabla 5).

Tabla 5. Ranking de parámetros utilizados por el modelo MOCAS según el valor de sus índices de elasticidad (E) (sólo se incluyen los parámetros ranqueados dentro de las primeras 5 posiciones).

Ranking	Sedimentos	E	NT	E
1	Parámetro "b" ecuación eficacia humedales (ecuación 10)	2.92	Parámetro "a" ecuación eficacia humedales (ecuación 10)	4.33
2	Ordenada al origen de ecuación eficacia FVR (ecuación 9)	2.67	Parámetro "b" ecuación eficacia humedales (ecuación 10)	3.28
3	Ancho FVR (ecuación 9)	1.09	constante ecuación eficacia humedales (ecuación 10)	0.34
4	Factor C Rusle	0.92	CN curva número	0.23
5	Factor K Rusle	0.92	Coefficiente de rugosidad K	0.15

DISCUSIÓN

La metodología propuesta permite identificar patrones de flujo y acumulación de contaminantes y determinar cómo inciden sobre éstos la variación espacial de la configuración del paisaje y la inclusión de las buenas prácticas de manejo.

Para regiones que no cuentan con amplias bases de datos (generadas o disponibles), esta metodología facilita un primer abordaje cualitativo sobre el flujo superficial de contaminantes a escala de cuenca hidrográfica.

Las mejores variables predictivas de la exportación de contaminantes simuladas por el modelo fueron la combinación de variables fisiográficas (pendiente media) con los usos de la tierra

(superficie agrícola y hortícola). De esta manera se esperan mayores pérdidas o exportación de los tres contaminantes en subcuencas con elevación y pendiente media altas, de mayor superficie cubierta con uso agrícola y hortícola, mientras que estas pérdidas se reducirían a mayor superficie cubierta por pastizales serranos cuyos remanentes ocurren en los sectores de mayores pendientes. El modelo predice que estas pérdidas se irían acumulando a medida que se alejan de las divisorias de aguas y se acercan a los cauces y desde cauces de primer orden a órdenes mayores hasta la desembocadura de toda la cuenca. Cuanto mayor es el recorrido del flujo superficial mayor es también la acumulación de contaminantes ya que existen más oportunidades de aportes desde arroyos intermitentes hacia los arroyos permanentes. Sin embargo, cuanto mayor es la distancia de recorrido del escurrimiento desde su origen hasta que alcanza un cauce permanente, mayores son las oportunidades de depositación y degradación durante su transporte y por lo tanto, menor la acumulación final. La degradación también se incrementaría por medio de distintos procesos que retardan la velocidad del flujo aumentando el tiempo de viaje del mismo desde la divisoria hasta el cauce, como por ejemplo, cuando la velocidad del flujo es reducida por la fricción de la superficie ejercida por distintas coberturas vegetales.

Estudios realizados en diferentes regiones del mundo indican que para apreciar un cambio significativo en la calidad del agua de una cuenca es necesario que los humedales constituyan como mínimo de 2 a 8% del área de drenaje (Verhoeven et al. 2006). Así mismo, la mayoría de los estudios enfocados en la valoración de FVRs como unidades filtro a escala de cuenca se basan sobre la utilización de la totalidad de los filtros a lo largo de los cauces (Fennessy y Cronk. 1997, McKergow et al. 2003, Debel et al. 2009). En el caso estudiado en este trabajo, el área de humedales fue menor a 2% del área de la cuenca y las FVR consideradas representaron sólo 10% del área de la cuenca. A pesar de que la superficie de FVRs y de Hs representó una proporción muy pequeña del área de estudio, las simulaciones realizadas con el modelo MOCAS arrojaron reducciones relevantes y significativas de las cargas de nutrientes y sedimentos en los cauces. Esto muestra la importancia de la incorporación de ambos tipos de filtros (FVR y H) en estudios enfocados a optimizar la implementación de buenas prácticas de manejo a gran escala, aunque su importancia relativa varió con la posición topográfica dentro de la cuenca. Según los modelos de regresión múltiple, los filtros ejercieron mayor efecto relativo en las subcuencas con mayor altitud media y mayor proporción de agricultura, o sea, en aquellas subcuencas con mayores pérdidas, transporte y acumulación de contaminantes.

El modelo resultó más sensible a la variación de los parámetros de las ecuaciones que describen la eficacia de retención por FVR y H (ecuaciones 9 y 10, respectivamente) y al ancho de franja (también utilizado para la estimación de eficacia de retención de las VDFSMOD) que aquellos relacionados con la determinación de la carga exportada o de la pérdida de contaminantes por subcuenca (el factor C de Rusle, CN y la rugosidad superficial "k"). Estos resultados sustentan la importancia de priorizar la asignación de futuros esfuerzos a la calibración de los parámetros que definen la eficacia de retención de H y FVR para la zona de estudio.

CONCLUSIONES PRELIMINARES

El modelo presentado en este trabajo (MOCAS) representa un esfuerzo por integrar el conocimiento actualmente disponible para valorar la importancia relativa de las unidades de paisajes agrícolas según su aporte a la provisión de agua limpia mediante el filtrado del escurrimiento superficial. En este sentido, la principal utilidad del MOCAS no reside en su poder predictivo sobre el flujo y la retención de nutrientes y sedimentos en términos absolutos, sino en la identificación de áreas prioritarias para la conservación o restauración de ambientes ribereños y humedales por su capacidad relativa de retención de esos contaminantes. Si bien la aplicación del modelo al caso de estudio permitió ilustrar su utilidad potencial para la identificación de áreas críticas, en su versión actual el MOCAS ofrece una mayor “utilidad de desarrollo” que “utilidad de producto”. Además de la identificación de vacíos de información que debieron ser aproximados de forma provisoria, la elasticidad puesta de manifiesto por los parámetros aproximados permitió poner en evidencia la importancia relativa de distintos procesos que determinan el filtrado de sedimentos y nutrientes, así como el reconocimiento de los principales procesos y parámetros a ajustar en futuras versiones del modelo antes de proceder a su validación. Por último, el meta-modelado basado sobre las predicciones preliminares del modelo posibilitó identificar una serie de predictores útiles para el desarrollo de modelos simples e índices para la evaluación rápida de las áreas de exportación y de retención de sedimentos y nutrientes.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el INTA, la Universidad Nacional de Mar del Plata y el FONCyT (PICT04 No. 20-25532).

BIBLIOGRAFÍA

- Alexander, R.B., R.A. Smith, G.E. Schwarz, E.W. Boyer, J.V. Nolan, et al. 2008. Differences in phosphorus and nitrogen delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi River basin: American Chemical Society. *Environmental Science & Technology* 42(3):822-830. [dx.doi.org/10.1021/es0716103](https://doi.org/10.1021/es0716103) (último acceso: 08/11/2010).
- Allinson, G.F.S., R.J. Stagnitti, R.J. Salzman, M. Hill, S. Coates, et al. 2000. Strategies for the sustainable management of industrial wastewater. Determination of the chemical dynamics of a cascade series of five newly constructed ponds. *Phys. Chem. Earth (B)* 25:629-634.
- Bankes, S. 1993. Exploratory modeling for policy analysis. *Operations Research* 41:435-449.
- Brown, S.A., S.M. Stein y J.C. Warner. 2001. Urban drainage design manual. Hydraulic Engineering Circular 22. 2da edición. Washington, D.C.: Federal Highway Administration. EE.UU.
- Bystrom, O. 1998. The Nitrogen abatement cost in wetlands. *Ecological Economics* 26:321-331.
- Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correl, R.W. Howarth, A.N. Sharpley, et al. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8:559-568.
- Diebel, M.W., J.T. Maxted, D.M. Robertson, S. Han y M.J. Vander Zanden. 2009. Landscape planning for agricultural nonpoint source pollution reduction III: assessing phosphorous and sediment reduction potential. *Environmental Management* 43:69-83.
- Dillaha, T.A., R.B. Reneau, S. Mostaghimi y D. Lee. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 32:513-19.
- Dosskey, M.G. 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environ. Manage.* 28:577-598.
- Jansson, M., R. Andersson, H. Berggren y L. Leonardson. 1994. Wetlands and lakes as nitrogen traps. *Ambio* 23:320-325.
- Jeje, Y. 2006. Export Coefficients for Total Phosphorus, Total Nitrogen and Total Suspended Solids in the Southern Alberta Region. Alberta Environment. Edmonton. Alberta. Canada.
- Johnston, C.A., N.E. Detenbeck y G.J. Niemi. 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry* 10:105-141.
- Kadlec, R.H. y R.L. Knight. 1996. *Treatment Wetlands*. CRC Press. Boca Raton, FL. EE.UU.
- Kleijnen, J.P.C. 1979. Regression Metamodels for Generalizing Simulation Results. *IEEE transactions on systems, man and cybernetics*, 9(2):93-96.

- Knisel, W.G., F.M. Davis y R.A. Leonard. 1992. GLEAMS Version 210: Users Manual. Pre-Publication Copy. US Department of Agriculture. Agricultural Research Service. Available from University of Georgia. Coastal Plain Experiment Station. Bio. and Ag. Engineering. Tifton. GA. UGA-CPES-BAED Publication No. 5. Pp. 259.
- Liu, Y.B., J. Corluy, A. Bahremand, F. De Smedt, J. Poorova, et al. 2006. Simulation of runoff and phosphorus transport in a Carpathian catchment, Slovakia. *River Research and Applications* 22:1009-1022. doi:10.1002/rra.953.
- Mitsch, W.J. 1995. Wetlands and Lakes as Nitrogen Traps : Kessler. En: E. and M. Jansson (eds.). 1994. Special Issue of *Ambio* 23:319-386. Royal Swedish Academy of Sciences. Stockholm. *Ecological Engineering* 5:123-125.
- Mitsch, W.J. y J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. New York, NY: Van Nostrand Reinhold Company Inc.
- Moore, I. y G. Burch. 1986a. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal* 50:1294-1298.
- Muñoz-Cárpena, R. y J.E. Parsons. 2003. *Vegetative Filter Strips Hydrology and Sediment Transport Modelling System. Model documentation & User's manual version 2.x.*
- Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry y J.R. Williams. 2005. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2005*. Grassland. Soil and Water Research Laboratory. USDA-ARS & Blackland Research Center. Texas A&M University Agricultural Experiment Station.
- Ouyang, D., J. Bartolic y J. Selegean. 2005. Assessing Sediment Loading From Agricultural Croplands in the Great Lakes Basin. *Journal of American Science* 1:14-21.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23.
- Prosser, I.P. y P.B. Hairsine. 1995. The role of perennial grasses in reducing erosion and nutrient loss. Pp. 8-15 en: Curtis, A. y J. Miller (eds.). *Community Grasses Project Workshop*. Albury, NSW. Charles Sturt University, The Johnstone Centre of Parks, Recreation and Heritage.
- Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies y J.P. Porter. 1991. RUSLE: Revised Universal Erosion Equation. *J. Soil and Water Conservation* 46:30-33.
- Rossman, L.A. 2004. *Storm water management model User's manual version 5.0*. Water Supply and Water Resources Division, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati. EE.UU.
- SCS. 1972. *SCS national engineering handbook*. Washington, D.C. U.S. Dept. of Agriculture. Soil Conservation Service. EE.UU.

- Skop, E. y P.B. Sørensen. 1998. GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale: a case study of the agricultural contribution to the riverine nitrogen loading in the Vejle Fjord catchment. Denmark. *Ecological Modelling* 106:291-310.
- Tomer, M.D., D.E. James y T.M. Isenhardt. 2003. Optimizing the placement of riparian practices in a watershed using terrain analysis. *Journal of Soil and Water Conservation* 58:198-206.
- Troeh, F.R., J.A. Hobbs y R.L. Donahue. 1980. Soil and water conservation for productivity and environmental protection. Prentice-Hall. New York. EE.UU. Pp. 718.
- U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service (USDA-SCS). 1968. Hydrology. supplement A to section 4 Engineering Handbook. U.S. Department of Agriculture. Washington, D.C. EE.UU.
- USEPA. 1983. Results of the Nationwide Urban Runoff Program. Volume 1 - Final Report. Water Planning Division. Washington, D.C. EE.UU.
- Vanoni, V.A. 1975. Sedimentation Engineering. Manual and Report No. 54. American Society of Civil Engineers. New York, NY. EE.UU.
- Verhoeven, J.T., A.B. Arheimer, C. Yin y M.M. Hefting. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution* 21(2):96-103.
- Wilkinson, S., A. Jansen, R. Watts, A. Read y T. Miller. 2004. Techniques for targeting protection and rehabilitation of riparian vegetation in the Middle and 66 Upper Murrumbidgee Catchment. CSIRO Land and Water Technical Report No. 37/04.
- Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. The USDA Agricultural Handbook No. 537.
- Zelaya, D.K. y F.N. Cabria. 2008. Relación entre el uso del suelo y la capacidad de uso de las tierras. En: Barbosa, O.A. (ed). Resúmenes del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. 1a edición. Buenos Aires. Asociación Argentina de la Ciencia del suelo.
- Zhaoning, G., G. Huili, D. Wei y Z. Wenji. 2005. The creation and analysis of riparian buffer zones based on RS and GIS - a case study on Beijing guanting watershed. *Geoscience and Remote Sensing Symposium. IGARSS '05. Proceedings. 2005 IEEE International* 3:1891-1895.

ANEXO

1. Modelos de regresión múltiple para la exportación de sedimentos, nitrógeno total y fósforo total por subcuenca. En los modelos 4 a 8, la función ajustada pasa por el origen

Modelos de exportación de sedimentos (t/ha)										
Modelo	1			2			3			
		Constante	Pendiente (%)		Constante	Superficie hortícola y agrícola (%)		Constante	Pendiente (%)	Superficie de pastizales serranos (%)
R ²	0.86			0.78			0.9			
Beta		-0.419	1.57		0.807	0.857		-0.697	1.98	-2.55
t		-3.148	18.99		6.52	12.97		-5.76	19.44	-5.43
P		0.003	<0.001		<0.001	<0.001		<0.001	<0.001	<0.001

Modelos de exportación de nitrógeno total (t/ha)									
Modelo	4			5		6			
		Elevación media	Pendiente (%)		Superficie hortícola y agrícola (%)		Superficie hortícola y agrícola (%)	Distancia a arroyos (m)	Pendiente (%)
R ²	0.7			0.79		0.82			
Beta		0.615	0.294		0.893		0.592	0.231	0.235
t		6.49	3.1		15.36		5.67	3.21	2.68
P		<0.001	0.003		<0.001		<0.001	0.002	0.01

Modelos de exportación de fósforo total (t/ha)					
Modelo	7			8	
		Elevación media (m.s.n.m.)	Pendiente (%)		Superficie hortícola y agrícola (%)
R ²	0.73			0.83	
Beta		0.612	0.321		0.914
t		6.85	3.6		17.46
P		<0.001	0.001		<0.001

2. Modelos de regresión múltiple para el transporte y acumulación de contaminantes por subcuenca

Modelos de acumulación de sedimentos (t)				
Modelo	1			
		Constante	Distancia a divisorias de agua (m)	Factor longitud y grado de la pendiente (LS)
R ²	0.71			
Beta		-5133	5299	4010
T		-3.89	8.71	2.28
P		<0.001	<0.001	0.029

Modelos de acumulación de nitrógeno total (t)					
Modelo	2				
		Constante	Distancia a divisorias de agua (m)	Rugosidad superficial	Tiempo de viaje (días)
R ²	0.81				
Beta		16.31	0.008	-75.64	-0.81
T		2.83	10.35	-3.9	-2.2
P		0.008	<0.001	<0.001	0.035

Modelos de acumulación de fósforo total (t)					
Modelo	3				
		Constante	Distancia a divisorias de agua (m)	Coef. de Rugosidad k (m/s)	Tiempo de viaje (días)
R ²	0.788				
Beta		4.144	0.002	-18.96	-0.026
T		2.147	9.902	-3.29	-2.41
P		0.022	<0.001	0.002	0.022

3. Modelos de regresión múltiple para la reducción porcentual en la carga de contaminantes (sedimentos, nitrógeno y fósforo total) por parte de las franjas de vegetación ribereña según distintos sectores de la cuenca. En los modelos xx, yy, zz, el modelo ajustado pasa por el origen

		Sedimentos (%)							
Cuenca alta	Modelo	1			2				
			Constante	Área de FVR (%)		Constante	Área de FVR (%)	Pastizales serranos (%)	
	R ²	0.604			0.678				
	Beta		38.69	7.6		57.56	5866	-2.68	
	t		4.28	5.61		4.99	4.08	-2.31	
	P		<0.001	<0.001		<0.001	0.001	0.033	
	Nitrógeno total (%)								
	Modelo	3			4				
			Constante	Área de FVR (%)		Constante	Área de FVR (%)	Pastizales serranos (%)	
	R ²	0.601			0.685				
	Beta		24.71	4.58		36.73	3.47	-1.72	
	t		4.51	5.57		5.33	4.05	-2.46	
	P		<0.001	<0.001		<0.001	0.001	0.024	
	Fósforo total (%)								
	Modelo	5			6				
			Constante	Área de FVR (%)		Constante	Área de FVR (%)	Pastizales serranos (%)	
	R ²	0.604			0.686				
	Beta		41	7.66		60.82	5.83	-2.82	
	t		4.5	5.61		5.3	4.08	-2.44	
	P		<0.001	<0.001		<0.001	0.001	0.025	

		Sedimentos (%)													
Cuenca baja	Modelo	7			8										
			Constante	Superficie pastizal / superficie cultivos		Constante	Superficie pastizal / superficie cultivos	Superficie FVR / superficie cultivos							
	R ²	0.274			0.508										
	Beta		99.45	-1.094		105.15	-1.048	-24.21							
	t		86	-3.28		56.7	-3.81	-358							
	P		<0.001	0.003		<0.001	0.001	0.001							
	Nitrógeno total (%)														
	Modelo	9			10				Modelo	11					
			Constante	Superficie FVR / superficie cultivos		Constante	Superficie FVR / superficie cultivos	Área de FVR (%)		Constante	Superficie FVR / superficie cultivos	Área de FVR (%)	Superficie cultivos y hortícolas (%)		
	R ²	0.208			0.417				R ²	0.53					
Beta		60.93	-8.45		60.12	-14.25	0.399	Beta		62.64	-23.81	1.064	-0.17		
t		76.81	-2.79		82.61	-4.48	3.15	t		53.57	-5.11	3.8	-2.599		
P		<0.001	0.01		<0.001	<0.001	0.004	P		<0.001	<0.001	0.001	0.016		
Fósforo total (%)															
Modelo	12			13				Modelo	14						
		Constante	Superficie FVR / superficie cultivos		Constante	Superficie FVR / superficie cultivos	Área de FVR (%)		Constante	Superficie FVR / superficie cultivos	Área de FVR (%)	Superficie cultivos y hortícolas (%)			
R ²	0.18			0.375				R ²	0.494						
Beta		101.47	-13.88		100	-23.71	0.676	Beta		104.6	-40.84	1.87	-0.303		
t		72.16	-2.58		76.27	-4.13	2.97	t		49.5	-4.85	3.69	-2.57		
P		<0.001	0.016		<0.001	<0.001	0.007	P		<0.001	<0.001	0	0.017		

4. Modelos de regresión múltiple para el efecto de los humedales sobre carga de contaminantes (sedimentos, nitrógeno y fósforo total) según distintos sectores de la cuenca

		Sedimentos (t)						
Cuenca alta	Modelo	1			2			
			Constante	Superficie Forestal (%)		Constante	Superficie Forestal (%)	Índice de proximidad de pastizales
	R ²	0.605			0.709			
	Beta		-4.79	6.75		-5.44	6.01	0.002
	t		2.35	5.62		-3.08	5.64	2.8
	P		0.029	<0.001		0.006	<0.001	0.012
	Nitrógeno total (t)							
	Modelo	3			4			
			Constante	Índice proximidad pastizales		Constante	Índice de proximidad de pastizales	Superficie cultivos y hortícola (%)
	R ²	0.572			0.778			
	Beta		0.208	0.004		-6.36	0.004	2.39
	t		0.13	5.26		-3.38	8.08	4.31
	P		0.893	<0.001		0.003	<0.001	<0.001
	Fósforo total (t)							
	Modelo	5			6			
			Constante	Índice de proximidad de pastizales		Constante	Índice de proximidad de pastizales	Superficie cultivos y hortícola (%)
	R ²	0.565			0.776			
	Beta		0.23	0.004		-6.19	0.004	2.34
t		0.15	5.19		-3.39	8.04	4.35	
P		0.877	<0.001		0.003	<0.001	<0.001	

		Sedimentos (t)											
Cuenca baja	Modelo	7			8								
			Constante	Superficie de humedales (%)		Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)					
	R ²	0.575			0.782								
	Beta		6.93	2		-10.39	1.98	4.23					
	t		1.12	6.01		-1.85	8.31	4.96					
	P		0.27	<0.001		0.077	<0.001	<0.001					
	Modelo	9											
			Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)	Superficie pastizal / cultivos							
	R ²	0.865											
	Beta		-12.83	1.37	6.29	-7.97							
	t		-3.5	5.13	10.11	-6.4							
	P		0.002	<0.001	<0.001	<0.001							
	Nitrógeno total (t)												
	Modelo	10			11				12				
			Constante	Superficie de humedales (%)		Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)		Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)	Superficie de pastizal / superficie cultivos
R ²	0.695			0.821				0.878					
Beta		4.36	2.02		-8.15	2	3.06		14.2	1.84	4.27	-3	
t		0.911	7.76		-1.74	10.04	4.3		2.09	10.7	7.5	-3.28	
P		0.37	<0.001		0.095	<0.001	<0.001		0.048	<0.001	<0.001	0.003	
Fosforo total (t)													
Modelo	13			14				15					
		Constante	Superficie de humedales (%)		Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)		Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)	Superficie de pastizal / superficie cultivos	
R ²	0.695			0.821				0.878					
Beta		4.17	2.01		-8.39	1.99	3.07		16.62	1.64	3.36	-91.75	
t		0.86	7.71		-1,78	9.99	4.3		2.6	8.5	5.69	-3.64	
P		0.39	<0.001		0.87	<0.001	<0.001		0.05	<0.001	<0.001	0.002	

Capítulo 11

ECOSISTEMAS DE HUMEDAL Y UNA PERSPECTIVA HIDROGEOMÓRFICA COMO MARCO PARA LA VALORACIÓN ECOLÓGICA DE SUS BIENES Y SERVICIOS

Patricia Kandus¹, Rubén D. Quintana^{2,5}, Priscilla G. Minotti¹, Jorgelina del P. Oddi³, Claudio Baigún^{4,5}, Gabriela González Trilla^{1,5} y Darío Ceballos⁶

¹Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales (GIEH). Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática (LETyE), Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA), Universidad Nacional de San Martín. Peatonal Belgrano 3563, piso 1, (1650)Gral. San Martín, Pcia. de Bs. As., Argentina. Tel.: (54-11)4580-7264/7300 int. 106. Email Kandus: pkandus@unsam.edu.ar - ²Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales (GIEH). Laboratorio de Ecología Regional, Dpto. de Ecología, Genética y Evolución, FCEyN, Universidad de Buenos Aires, Pabellón II, Ciudad Universitaria, (1428)Ciudad de Buenos Aires, Argentina - ³Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. San Martín 451, Ciudad de Buenos Aires, Argentina - ⁴IIB-INTECH, Camino de Circunvalación, Laguna km 6, (7130)Chascomús, Pcia. de Bs. As. Argentina. ⁵Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ⁶Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Delta.

Resumen. Los humedales representan apenas el 5% de la superficie terrestre, pero revisten gran importancia por la cantidad y la calidad de los bienes y servicios que proveen a la sociedad. En Argentina, estos ecosistemas ocupan más de 21% de su superficie. La provisión de dichos bienes y servicios depende del mantenimiento de funciones clave que, en términos generales, están muy ligadas al funcionamiento hidrológico. Los enfoques hidrogeomórficos (HGMs) se proponen como marco para la clasificación de humedales y como herramienta para identificar y evaluar sus funciones. Dentro de este marco se analizan los principales tipos de humedales de Argentina.

¿QUÉ SON LOS HUMEDALES?

La Convención sobre los Humedales (Ramsar 1971) define el término humedal como “las extensiones de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporarias, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluyendo las extensiones de aguas marinas cuya profundidad en marea baja no exceda los seis metros”. Aun cuando esta definición es inclusiva por su amplitud, su carácter enumerativo no permite identificar de forma inmediata cuál es la esencia de estos ecosistemas. No obstante, este concepto sigue siendo el de mayor aceptación en la gestión ambiental tanto en Argentina como en el resto del mundo, en particular asociado a los compromisos vinculados con la aplicación de las directrices de la Convención de Ramsar.

Frente a la diversidad fisonómica y funcional de los ambientes mencionados podríamos definir a los humedales de manera simple como aquellos sistemas que permanecen con su suelo saturado con agua o en condiciones de inundación y/o anegamiento durante lapsos considerables, en particular en la época de crecimiento vegetal.

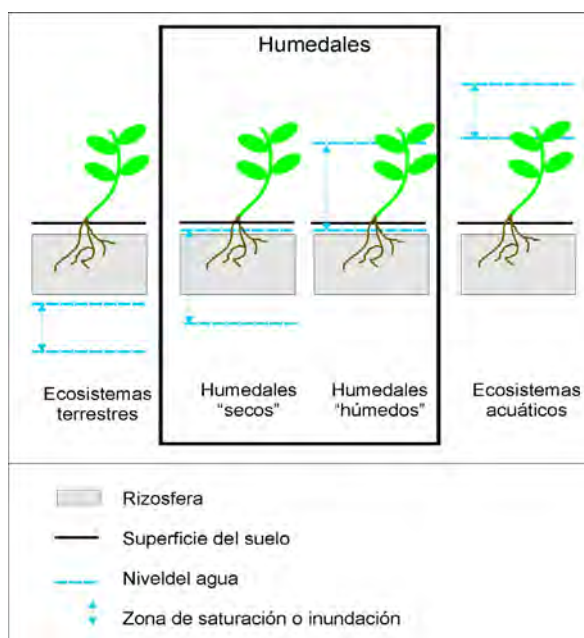


Figura 1. Esquema de los ecosistemas terrestres, acuáticos y humedales en relación a la variación del nivel de agua (adaptado de Brinson 2004).

Consultar la versión a color en el Cap. 33.

Si bien el régimen climático contribuye a definir la existencia y el perfil ecológico de los humedales, la dependencia de sus propiedades estructurales y funcionales con el régimen hidrológico hace que hayan sido considerados como sistemas azonales. Es decir que su presencia no puede inferirse totalmente a partir de las condiciones climáticas generales circundantes (Mitch y Gosselink 2007). En este sentido, a través de su historia los humedales han sido considerados como una transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, no sólo en el espacio sino probablemente debido a una óptica de pensamiento clementsiano en la interpretación de sus procesos de cambio (Kandus 2000). Aun cuando en algunas situaciones los humedales constituyen transiciones o ecotonos

tierra-agua (e.g., ambientes costeros), en otras emergen como sistemas distintivos. Este es el caso de las turberas o las planicies de inundación. Diversos aspectos estructurales y funcionales de los humedales sugieren su diferenciación de los ambientes acuáticos y terrestres, en particular aquellos asociados a la presencia de aguas someras o a la alternancia de períodos de exceso-déficit (Figura 1). A diferencia de los humedales, en los sistemas terrestres la zona saturada con agua por lo general se encuentra por debajo de la rizosfera, en tanto que en los ecosistemas acuáticos los procesos biológicos tienen lugar dentro de la columna de agua.

En cuanto a su expresión espacial, puede tratarse de sistemas subregionales (Neiff y Malvárez 2004) por estar incluidos dentro de una región climática terrestre. Este sería el caso de los mallines y turberas en Patagonia o las vegas en la Región Altoandina. Sin embargo, en otros casos se trata de sistemas transregionales dado que un mismo sistema puede transgredir los límites de las regiones climáticas adyacentes o fitogeográficas terrestres. En este caso se pueden incluir las planicies de inundación de muchos grandes ríos (e.g., Paraná, Mississippi).

De acuerdo con la Sociedad de Científicos de Humedales (Society of Wetland Scientist, SWS), un humedal es un ecosistema que depende de inundaciones someras o de condiciones de saturación constante o recurrente de la superficie (Mitch y Gosselink 2007). Presenta rasgos físicos, químicos y biológicos que reflejan estos procesos, como suelos hídricos¹ y vegetación hidrófita. Con este enfoque hidrológico-funcional, la SWS supone que el límite seco de los humedales está dado por la presencia de estos rasgos, y el límite húmedo llega a dos metros bajo el agua, lo que sería una suerte de límite arbitrario en relación a la penetración de la luz y la actividad fotosintética. A su vez, Keddy (2000) hace énfasis en aspectos eco-fisiológicos y remarca, además, el predominio de procesos anaeróbicos en los suelos. Estos procesos anaeróbicos fuerzan a la biota, en particular a las plantas arraigadas, a presentar adaptaciones para tolerar la inundación.

En síntesis, las definiciones que intentan recuperar aspectos generales de los humedales apelan a la presencia y dinámica del agua como hilo conductor, y si bien el agua es un componente esencial de todos los ecosistemas, en el caso de los humedales se torna el factor determinante tanto de su existencia como de la diversidad de tipos, productividad y dinámica de nutrientes (Keddy 2000, Mitch y Gosselink 2007). Cambios en el régimen hidrológico suelen derivar en cambios masivos de la biota y de las funciones ecosistémicas y, por ende, de los bienes y servicios que brindan.

VALORES DESAPERCEBIDOS

A lo largo de la historia de la humanidad, los humedales han constituido sitios de gran atracción, donde florecieron culturas importantes debido a la oferta de agua y de numerosos recursos naturales básicos. Aún es factible encontrar indicios de esta ocupación temprana y de las distintas modalidades de uso de sus recursos en humedales de las más diversas regiones de la Tierra (Viñals et al. 2002). Ya en los humedales asociados al Nilo, en Egipto, y en los valles del Tigris y

¹ Según el National Technical Committee for Hydric Soils (NTCHS 1985), un suelo hídrico es "un suelo que en su condición natural (no drenado) está saturado, inundado o anegado el tiempo suficiente durante la estación de crecimiento, como para desarrollar condiciones de anaerobiosis que favorecen el crecimiento y regeneración de plantas hidrófitas". Según el NTCHS, aun si el suelo es drenado o se impide su inundación es considerado un suelo hídrico porque se consideran las condiciones bajo las cuales fue formado (Richardson y Vepraskas 2001).

del Éufrates, florecieron las llamadas civilizaciones del agua. En América Latina, muchas de las grandes civilizaciones asentadas en este continente como los Mayas, Incas y Aztecas, también se desarrollaron a expensas de recursos extraídos de los humedales y aún hoy estos sistemas resultan críticos para el abastecimiento de buena parte de la población humana de esta región del planeta (Rogerri 1995, Carpenter et al. 2009).

Como contrapartida, en particular durante el último siglo, los humedales han sido considerados tierras improductivas y focos de generación de enfermedades. Esta perspectiva ha fundamentado su drenado, rellenado, y también la derivación de cursos de agua para permitir ganar tierras para usos terrestres (agropecuarios, forestales, zootécnicos o urbanos) o usos exclusivamente acuáticos (represas, acuicultura). En consecuencia, la degradación y pérdida de ecosistemas acuáticos y de humedales tiene lugar de manera más acelerada que la de los ecosistemas terrestres, ya que en ellos no se suelen usar esquemas de producción sustentable. Más de 50% de los humedales de los países industrializados han sido destruidos, y muchos otros, ubicados en distintas parte del mundo, han sido degradados de forma severa (Millenium Ecosystem Assessment 2005). De acuerdo a estimaciones realizadas en 1985, la agricultura intensiva por sí misma sería responsable del drenado y pérdida consecuente de entre 56 y 65% de los humedales de América del Norte y de Europa, y de 27% de los asiáticos. Para algunas regiones en particular, como por ejemplo los estados de Ohio y California (Estados Unidos), la pérdida ha sido muy elevada, con disminuciones del orden de 90% (Jones y Hughes 1993).

Hoy, esos mismos países realizan un enorme esfuerzo en términos de recursos humanos y económicos con el fin de restaurar humedales y recuperar los bienes y servicios perdidos. En este sentido, existe un consenso amplio y creciente a nivel mundial en cuanto a que los humedales son ecosistemas de importancia crítica por los beneficios económicos, sociales y ambientales que brindan, a pesar de que sólo representan el 5% de la superficie terrestre. Costanza et al. (1997) estimaron que el valor total global de los servicios provistos por las áreas costeras y los humedales continentales ascienden a 17.5 trillones de dólares por año, lo que corresponde a 52% del valor total de servicios provistos por el conjunto de todos los ecosistemas del planeta. A su vez, durante la VIII Conferencia de las Partes Contratantes de la Convención sobre Humedales, llevada a cabo en Valencia en 2002, se reconoce que los humedales juegan un papel importante en la sustentabilidad de las actividades agropecuarias al brindar protección ante inundaciones y tormentas, contribuir al mantenimiento de acuíferos necesarios para la irrigación, y al proveer hábitat de especies que conforman importantes recursos para las comunidades locales.

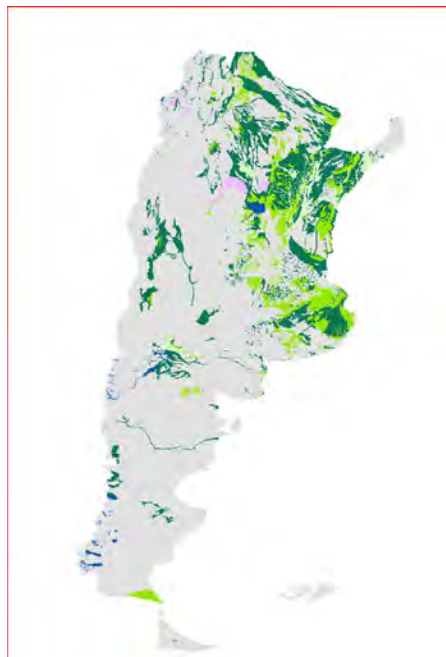


Figura 2. Mapa de humedales de Argentina. Estimado a partir de criterios establecidos sobre la carta de suelos del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, escala 1:250000 (INTA 1995). Fuente: Kandus et al. (2008).

Consultar la versión a color en el Cap. 33.

A diferencia de los países desarrollados, en los países del tercer mundo una buena parte de los humedales todavía presentan, en términos relativos, un buen estado de conservación. Para 1985, la superficie de humedales transformada para agricultura en Sudamérica y África se estimó en el orden de 6% y 2%, respectivamente.

En Argentina, la superficie ocupada por los humedales fue estimada en 600000 km² (Figura 2), lo que representa 21.5% del territorio nacional (Kandus et al. 2008). Sin embargo, la mayor parte de las acciones de conservación en nuestro país recaen en la creación y mantenimiento de áreas protegidas como parques nacionales, sitios Ramsar o Reservas de Biosfera, entre otros. No existe en Argentina un marco regulatorio de políticas que definan un manejo adecuado para estas áreas, y menos para las que no gozan de protección (Brinson y Malvárez 2002). A su vez, no se cuenta con registros o inventarios de humedales, ni tampoco de los cambios que las actividades humanas producen sobre estos sistemas.

Las predicciones futuras muestran un incremento importante de la presión por la intensificación de la agricultura en los humedales de estas regiones (Moser et al. 1999), como ya se observa en algunas regiones de nuestro país debido al avance de la frontera agrícola. Esta falta puede deberse a que no se tiene en cuenta (o se desconocen) las funciones ecosistémicas de los humedales, que definen la capacidad estructural y funcional que tienen para proveer bienes y servicios a la sociedad (de Groot 1992).

Como consecuencia de estas tendencias en el uso de la tierra y en el marco actual de cambio climático, se espera una reducción de los bienes y servicios provistos por los humedales debido a la pérdida de resiliencia impuesta por los usos no sustentables y a la creciente demanda de agua dulce. En este contexto, resulta crítico reconocer el valor de los humedales y desarrollar esquemas de uso sustentable que mantengan sus funciones ecosistémicas.

LAS FUNCIONES ECOSISTÉMICAS DE LOS HUMEDALES Y SU PROVISIÓN DE BIENES Y SERVICIOS BAJO UN ENFOQUE HIDROGEOMÓRFICO

Las funciones ecosistémicas de los humedales y, en última instancia, los bienes y servicios que estos proveen a la sociedad, dependen de las características de los componentes, la estructura y los procesos que tienen lugar en los ecosistemas (Tabla 1) (Ansink et al. 2008). Sin embargo, las clasificaciones de funciones ecosistémicas más difundidas están basadas sobre los tipos de servicios provistos (de Groot et al. 2002). Esto ha generado mucha confusión ya que en vez de utilizar denominaciones que hagan referencia a los componentes estructurales y procesos ecológicos, las funciones ecosistémicas se agrupan y nombran como servicios ecosistémicos. En este sentido, y según un esquema similar al empleado por el Millenium Ecosystem Assessment (2005), las funciones ecológicas de los humedales se podrían agrupar por ejemplo en aquellas que proveen servicios de regulación, servicios de aprovisionamiento o de biomasa, y servicios culturales.

Tabla 1. Funciones ecosistémicas de los humedales y ejemplos de bienes y servicios asociados.

Función genérica	Funciones específicas	Bienes y servicios (ejemplos)
Regulación hidrológica	Desaceleración de los flujos y disminución de turbulencia del agua	Estabilización de la línea de costa Disminución del poder erosivo
	Regulación de Inundaciones	Disminución de la intensidad de los efectos de las inundaciones sobre ecosistemas vecinos
	Retención de agua Almacenaje a largo plazo Almacenaje a corto plazo	Presencia de reservorios de agua para consumo y producción
	Recarga de acuíferos	Reservas de agua dulce para el Hombre, tanto para consumo directo como para utilización en sus actividades productivas
	Retención y estabilización de sedimentos	Mejoramiento de la calidad del agua
	Regulación de procesos de evapotranspiración	Atemperación de condiciones climáticas extremas
	Regulación biogeoquímicas	Ciclado de nutrientes (nitrógeno, carbono, fósforo, etc.)

	Almacenaje/retención de nutrientes (e.g., fijación/acumulación de CO ₂ , liberación de NH ₄)	Acumulación de carbono orgánico como turba. Regulación climática
	Transformación y degradación de contaminantes	Mejoramiento de la calidad del agua Regulación climática
	Exportación	Vía agua: sostén de cadenas tróficas vecinas Regulación climática: emisiones de CH ₄ a la atmósfera
	Regulación de salinidad	Provisión de agua dulce Protección de suelos Producción de sal
Ecológicas	Producción primaria	Secuestro de carbono en suelo y en biomasa Producción agrícola (e.g., arroz) Producción de forraje para ganado doméstico y especies de fauna silvestre de interés Producción apícola Producción de combustible vegetal y sustrato para cultivos florales y de hortalizas (turba)
	Producción secundaria	Producción de proteínas para consumo humano o como base para alimento del ganado doméstico (fauna silvestre, peces e invertebrados acuáticos) Producción de especies de interés cinegético Producción de especies de peces para pesca deportiva y comercial Producción de especies de interés turístico-recreativo (aves, mamíferos, reptiles, anfibios)

	Provisión de hábitat	Ambientes de interés paisajístico Oferta hábitats de especies de interés comercial, cinegético, cultural, etc. Provisión de hábitats críticos para especies migradoras (particularmente aves) Provisión de hábitats críticos para la reproducción de especies animales (particularmente aves, tortugas acuáticas, peces e invertebrados acuáticos)
	Mantenimiento de interacciones biológicas	Mantenimiento de cadenas tróficas de ecosistemas vecinos. Exclusión de especies invasoras
	Mantenimiento de la diversidad tanto específica como genética	Producción de productos animales y vegetales alimenticios, y construcción Producción de productos animales y vegetales no alimenticios (cueros, pieles, plumas, plantas y peces ornamentales, mascotas, etc.) Producción de productos farmacológicos y etnobiológicos (para etnomedicina, con fines religiosos, rituales, etc.)

Para poder realizar un análisis de las funciones ecosistémicas y monitorear el estado de provisión de bienes y servicios es preferible utilizar un enfoque complementario que incorpore de manera directa la evaluación de los factores causales de su existencia. Como se describió al inicio de este capítulo, el régimen hidrológico constituye un eje determinante de las características y funciones de los humedales. Brinson (1993) propone la existencia de tres aspectos fundamentales responsables de la mayor parte de las funciones que proveen los ecosistemas de humedal: el emplazamiento geomorfológico, la fuente de agua y su hidrodinámica. El primero se refiere a la posición topográfica del humedal en el paisaje que lo rodea y, según este autor, pueden ser identificados seis tipos de acuerdo a su localización: en depresiones, en franjas lacustres, en pendientes o laderas, en franjas mareales, en planicies fluviales y en planicies en general, estas últimas con sustrato mineral u orgánico (Figura 3). Las fuentes de agua, por su parte, pueden resumirse en la precipitación, los flujos horizontales superficiales o subsuperficiales y las descargas de agua subterránea. La hidrodinámica, en cambio, se refiere a la dirección y a la energía del agua

en movimiento dentro del humedal. Los sistemas de baja energía corresponden, por ejemplo, a humedales en depresiones con fluctuaciones verticales del nivel de las aguas. Los sistemas sometidos en forma primordial a flujos horizontales corresponden, a su vez, tanto a ambientes donde el movimiento del agua es imperceptible (e.g., planicies o cubetas con escasa pendiente) como a aquellos donde presenta un alto poder erosivo (e.g., planicies de inundación, franjas costeras marinas). Dentro de estos últimos, los ambientes de la ribera fluvial están sometidos a flujos unidireccionales en tanto que las franjas mareales a flujos bidireccionales.

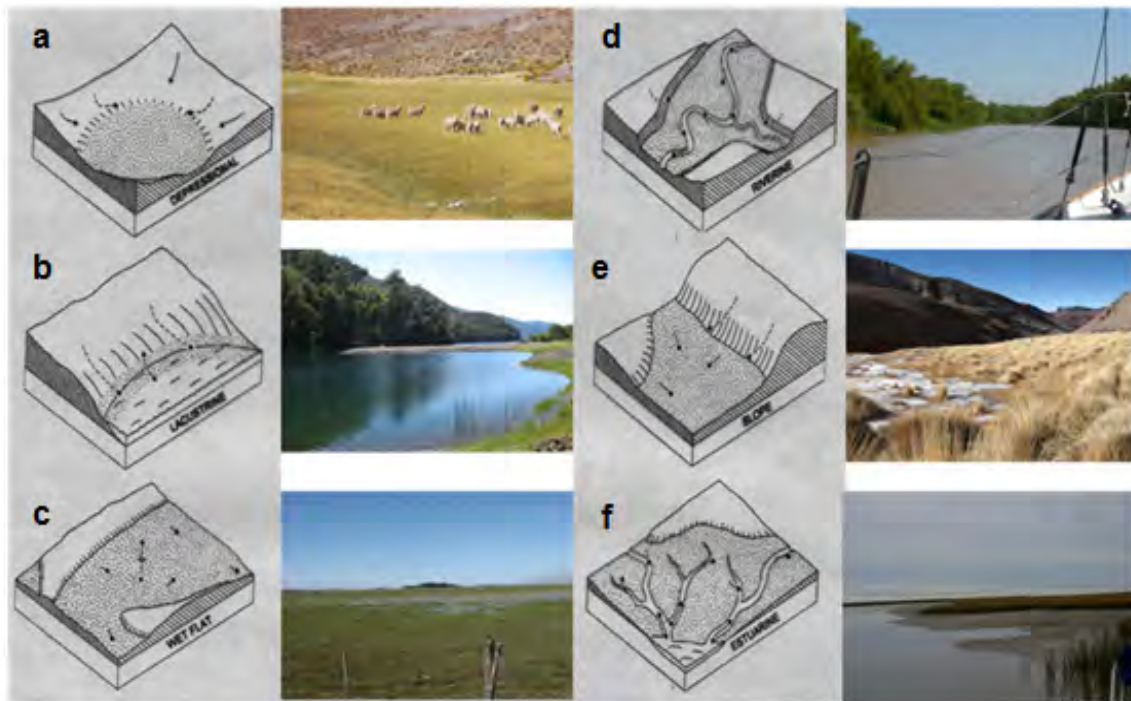


Figura 3. Clases de humedales en función de su emplazamiento geomórfico según Brinson (1993). Las fotos ejemplifican humedales de la Argentina. A) Depresión (foto: mallín, Pcia. de Chubut); b) Franja lacustre (foto: borde de lago, Pcia. de Neuquén); c) Planicie (foto: planicies internas, Pcia. de Bs. As.); d) Fluviales (foto: planicie de inundación del Río Paraná, Pcia. de Entre Ríos); e) De pendiente (foto: camino a Laguna Brava, Pcia. de La Rioja); f) Franjas mareales (foto: marisma en Bahía Blanca, Pcia. de Bs. As.). Consultar la versión a color en el Cap. 33.

En el marco de este tipo de enfoque, denominado hidrogeomórfico (HGM), el régimen climático general y la posición topográfica definen el aporte general del agua, pero el emplazamiento geomorfológico es el que influye sobre las fuentes de agua y la hidrodinámica una vez que esta se convierte en parte del humedal (Figura 4). La hipótesis subyacente en este caso sostiene que el régimen hidrológico es el determinante principal de las características estructurales y funcionales de los humedales y, por lo tanto, de las comunidades de plantas y animales que se desarrollan en ellos [ver revisión de clasificación en Mitch y Gosselink (2007)].

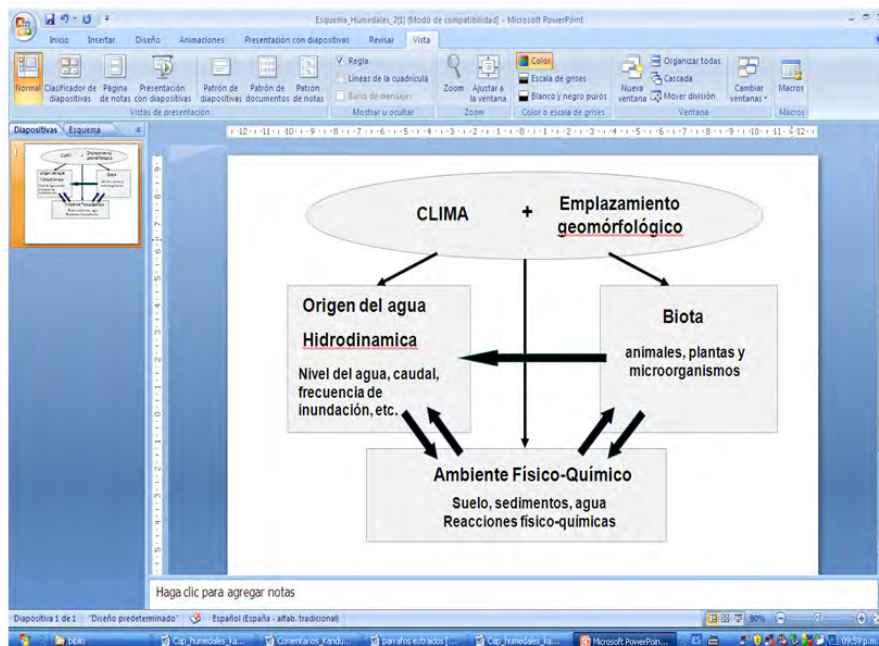


Figura 4. Esquema conceptual ilustrando los efectos de la hidrología en el humedal y los procesos de retroalimentación entre los componentes de ecosistema.

La aplicación de este tipo de enfoque para la clasificación e inventario de los humedales y sus funciones en Argentina, aún es un desafío. Los regímenes térmicos regionales, las condiciones del relieve y el balance entre precipitaciones y evapotranspiración, así como las características de las cuencas presentes, son elementos en la escala regional que promueven una gran variabilidad ambiental, expresada en forma diferencial en cuanto a la presencia de tipos y expresión espacial de los humedales. Frente a la diversidad de humedales presentes en el país, pensar sus funciones ecosistémicas dentro de un contexto hidrogeomórfico evita poner énfasis en aspectos individuales y particulares de cada uno, y permite realizar una valoración en su conjunto. La Tabla 2 proporciona diversos ejemplos de bienes y servicios provistos por los humedales de Argentina.

En este contexto, podemos identificar en Argentina a escala regional tres vastos sectores.

Tabla 2. Bienes y servicios provistos por los humedales en diferentes regiones de Argentina.

Región	Humedales	Clases HGM	Bienes y servicios destacados
Costa del Mar Argentino	Marismas costeras	Franjas mareales	Reducción del impacto de las olas o las corrientes marinas y tormentas. Retención y fijación de sedimentos. Estabilización de la línea costera. Retención de contaminantes. Mantenimiento de cadenas tróficas de ecosistemas acuáticos adyacentes
	Bahía de Samborombón y humedales de General Lavalle y el Partido de la Costa (Bs. As) Albúfera de Mar Chiquita (Bs. As)	Planicie -franja mareal	Regulación del ingreso de agua salada Reducción del impacto de las olas o las corrientes marinas y tormentas
Noroeste	Lagunas altoandinas	Depresión	Recarga o descarga de acuíferos según la estación del año. Hábitat fundamental para los flamencos
	Vegas	De pendiente y depresión	Fuente de agua dulce para pobladores locales. Fuente de agua y forraje durante todo el año para el pastoreo de los ungulados silvestres y del ganado doméstico
Monte	Lagunas y bañados del Desaguadero Bañados del Río Atuel Las lagunas y bañados de Guanacache Laguna de Llancanelo	Fuvial - depresional	Oferta de agua dulce Regulación de la salinidad del suelo Biodiversidad animal elevada
Patagonia	Turberas ombrotróficas	Depresional pendiente	Almacenaje de carbono en suelo. Oferta de agua para ganado doméstico y animales silvestres
	Mallines	Depresional De pendiente, Fluvial	Oferta de agua y forraje para el ganado local y animales silvestres
Noreste y centro húmedo del país	Cursos fluviales de las cuencas del Paraná, Paraguay, Bermejo y Pilcomayo Bajos Submeridionales Delta del Paraná Pampa Deprimida, Laguna de Mar Chiquita (Córdoba) Esteros del Iberá	Fluvial Depresional, Franja lacustre	Almacenaje de carbono orgánico en el suelo. Moderación de las variaciones de las temperaturas y fuente de vapor de agua para precipitaciones. Reducción del impacto del oleaje de tormentas y de navegación. Reducción de efecto de inundaciones por atenuación de velocidad de los picos de creciente y almacenamiento de excedentes hídricos. Retención y fijación de sedimentos y contaminantes. Regulación de salinidad del suelo o sustrato. Oferta de agua dulce para consumo humano. Oferta de agua y forraje para la ganadería bovina extensiva. Hábitats fundamentales para mantenimiento de poblaciones viables de interés comercial y de conservación. Sustento diario de pobladores locales

El sector costero

Este sector está caracterizado por la presencia de franjas mareales asociadas a ambientes estuáricos-marinos (Figura 3). Allí se desarrollan marismas costeras dominadas por pastos del género *Spartina* o arbustos del género *Sarcocornia* (Isach et al. 2006, Bortolus et al. 2009). A su vez, pueden distinguirse el sector costero bonaerense y el patagónico. En el bonaerense, asociado a un régimen micro y mesomareal, las marismas se emplazan en amplios sectores como Samborombón, Mar Chiquita y Bahía Blanca. En el patagónico, en cambio, las marismas, sometidas a un régimen macromareal y semidiurno, están confinadas por la geología local en radas, pequeñas bahías o lagunas costeras (Bortolus 2008).

En primera instancia, la presencia de humedales costeros vegetados es considerada como un elemento importante en la reducción del impacto de las olas o las corrientes marinas y tormentas, y en la estabilización de la línea costera. Por ejemplo, la reducción paulatina de los humedales costeros del Mississippi como consecuencia de la disminución del aporte de sedimentos provenientes de la cuenca, ha sido considerada como una de las causas que amplificó el impacto del huracán Katrina sobre New Orleans (Farber et al. 2006). La retención de sedimentos por parte de los humedales afecta también a ecosistemas vecinos. En las regiones tropicales, donde los manglares han sido degradados, los sedimentos suelen colmar arrecifes de coral y praderas marinas, con la consiguiente pérdida de biodiversidad y disminución de las tasas de producción de sus comunidades impactando a su vez sobre las cadenas tróficas marinas y los recursos pesqueros (Roggeri 1995). Además, dentro de la extensa costa argentina las marismas son reconocidas por los servicios que brindan en términos de su elevada producción primaria (ver capítulo de humedales de marismas costeras en este volumen). González Trilla et al. (2009 y 2010) estimaron la productividad primaria neta aérea de *Spartina alterniflora* en Bahía Blanca en $936 \pm 327 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$, mientras que la de *S. densiflora* en Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires) presentó valores de $2599 \pm 705 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$. A pesar del estrés impuesto por las condiciones de salinidad, el movimiento constante del agua es considerado un factor primordial que favorece los elevados niveles de producción registrados, y permite también que una buena parte de esta producción pueda ser exportada hacia el mar, colaborando en el mantenimiento de cadenas tróficas de ecosistemas acuáticos adyacentes. Por otra parte, Bortolus (2008) remarca la importancia de estos ambientes como trampa para la retención de contaminantes, y señala a modo de ejemplo el trabajo de Menone et al. (2000), donde se describe la capacidad de los pastizales de *S. densiflora* en Mar Chiquita para retener en sus tejidos una cantidad importante de estos contaminantes, y para disminuir su llegada al mar e impedir que se traspasen a las cadenas tróficas vecinas. En algunos casos, los humedales costeros contribuyen a impedir el ingreso de agua salada movilizada por las mareas altas (Canevari et al. 1998). Como ejemplo de este fenómeno se pueden mencionar las planicies de humedales alimentados por las lluvias (zona de General Lavalle y el Partido de la Costa), adyacentes y conectados por canales de marea a la Bahía de Samborombón (Pcia. de Bs. As.).

Porción oeste, centro oeste y sur del territorio nacional

En este sector, los humedales tienden a estar localizados en emplazamientos particulares, como valles fluviales, depresiones o al pie de las cadenas de sierras y montañas. Corresponden en su mayoría a sistemas de baja energía del agua y se comportan como parches en una matriz de paisaje terrestre, ya sea árido, semiárido o templado frío. Su diversidad se ajusta bastante al

modelo propuesto por Brinson (1993) (Figura 3), estando representados los tipos depresión, franja lacustre, de planicie (con suelos minerales), fluviales y de pendiente.

En el noroeste del país, en la Región de la Puna, con su clima árido a semiárido, los humedales están representados por lagunas salobres, hipersalinas y vegas (Caziani y Derlindati 2002). Estos ambientes están emplazados en depresiones y sometidos a flujos verticales de agua por recarga nival o subterránea, o a orillas de arroyos y torrentes altoandinos. Los humedales de la Puna presentan una gran variabilidad espacial y temporal en términos de la extensión del espejo y condiciones hidroquímicas debido a las condiciones ambientales extremas y, principalmente, la variación impredecible de las precipitaciones (Muscio 1999). Por otra parte, en estas zonas el balance de recarga y descarga entre los humedales y los acuíferos constituye un equilibrio delicado y crítico, según el juego de aspectos climáticos y litológicos. De esta manera, algunos humedales actúan recargando acuíferos en la estación húmeda y descargándolos en la estación seca (Euliss et al. 2004, Kroes y Brinson 2004) y, en consecuencia, los servicios que ofrecen deben analizarse bajo una perspectiva temporal. Los humedales altoandinos varían según su ubicación en los pisos ecológicos-altitudinales, el pH del suelo, el origen (naturales o creados por el Hombre), o el régimen hídrico. Las lagunas pueden presentar una importante vegetación de macrófitas. Aquellas lagunas con gran desarrollo de costa son ricas en diatomeas, y constituyen un hábitat casi exclusivo para los flamencos (Caziani y Derlindati 2002). Las vegas, por su parte, son praderas naturales húmedas con agua permanente o semipermanente, que forman un tapiz denso siempreverde que aportan gran cantidad y calidad de forraje durante todo el año (Cabrera 1976, Ruthsatz y Movia 1975). Las vegas resultan fundamentales para el pastoreo de los ungulados silvestres y del ganado doméstico; en períodos prolongados de sequía se convierten en las únicas fuentes de agua y forraje.

Hacia el centro-oeste de nuestro país, en plena ecorregión del Monte, los humedales constituyen verdaderos oasis debido a su oferta de agua dulce y a su gran biodiversidad (Sosa y Vallvé 2004). A modo de ejemplo se pueden mencionar las lagunas y bañados asociados al sistema del Desaguadero y cursos menores, la laguna de Llancanelo, los bañados del Río Atuel, en Mendoza, y las lagunas y bañados de Guanacache en el límite entre San Juan y Mendoza (Canevari et al. 1998). Sin embargo, la dependencia delicada de estos humedales con los aportes estacionales de los ríos determina que sean sistemas muy vulnerables. En el pasado, las Lagunas de Guanacache representaban un verdadero sustento para las comunidades Huarpes, cuyas actividades de agricultura, ganadería y pesca dependían de los pulsos de crecidas de origen fluvial que bañaban los campos y formaban ciénagas. Una función destacable de los humedales en las zonas áridas y semiáridas es la capacidad de regular las condiciones de salinidad. El agua subterránea asciende a la superficie por capilaridad y luego se evapora, dejando sales minerales en el suelo. En primer lugar, la evaporación progresiva de un cuerpo de agua produce la concentración de sales que luego cristalizan. Las inundaciones regulares de los suelos, por el contrario, permiten que las sales se disuelvan y sean removidas. La función de los humedales como reguladores de las condiciones de salinidad no solo tiene lugar en regiones áridas, sino también en ambientes más benignos pero bajo prácticas productivas no adecuadas. En los pastizales inundables del Sur de la Provincia de Córdoba, por ejemplo, en los sitios donde el suelo quedó desnudo como producto del sobrepastoreo, se produce la acumulación y precipitación de sales en superficie debido al predominio de flujos hídricos verticales ascendentes, ascenso capilar y evaporación; incluso, donde la posición topográfica es más baja se forman lagunas salinas (Cisneros et al. 1997).

En los últimos tiempos, las lagunas del sistema de Guanacache -al igual que los bañados del Atuelhan sufrido un proceso de desecamiento que casi las ha llevado a la desaparición. Las causas de este proceso se deben tanto a factores antrópicos (e.g., la utilización del agua en los "oasis" para consumo humano, riego, uso industrial y canalización de los cauces naturales de los ríos) como a factores naturales (e.g., cambios en el nivel de base de los ríos, erosión retrocedente de las barrancas del río Desaguadero y procesos de colmatación, entre otros).

En Patagonia, Malvárez et al. (2004) analizaron la distribución de humedales acumuladores de turba en relación a los principales gradientes climáticos, el balance precipitación evapotranspiración y el emplazamiento geomórfico. En el extremo sur (sur de Santa Cruz y Tierra del Fuego), con una buena oferta de precipitaciones y bajas temperaturas, los humedales adquieren una expresión espacial significativa, con una importante acumulación de turba y una variada flora asociada (Collantes y Faggi 2002). Las turberas se caracterizan por su baja productividad primaria neta debido a las bajas temperaturas y las condiciones de anaerobiosis del sustrato, producidas por los períodos prolongados de saturación con agua. Inclusive, la productividad suele ser más baja que la de los ecosistemas terrestres circundantes. Por ejemplo, para turberas ombrotóricas (donde el aporte principal de agua es por precipitaciones) Pjavchenko (1982) cita valores de PPNA en Rusia de $260 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$ y de $400 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$ para turberas minerotóricas (el agua ingresa por flujos laterales con aporte de nutrientes). Malmer (1975) menciona que un rango típico de productividad de las turberas ombrotóricas en Europa Occidental está entre 400 y $500 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$. Sin embargo, a pesar de su baja productividad y de que apenas ocupan entre 3 y 4% de la superficie terrestre, las turberas almacenan entre 16 y 24% del carbono retenido en los suelos del mundo; en este sentido, las turberas constituyen sitios críticos para la conservación. A diferencia de lo que ocurre en el Hemisferio Norte, aquí las turberas tienen un emplazamiento geomórfico localizado en valles y depresiones. Roig y Roig (2004) clasifican las turberas en función de los procesos hidrológicos responsables de la formación de turba y sus características. Por un lado, reconocen las turberas donde el movimiento del agua es principalmente vertical por ascenso del agua subterránea o por inundación en los bordes de ríos y lagos. Por otro lado, estos autores describen las turberas con un flujo de agua horizontal sustancial, identificando turberas de percolación, de escurrimiento superficial y de acrotelmo. Estas últimas se desarrollan a partir de la actividad de varias formas de la especie *Sphagnum magellanicum* y son de particular interés por el volumen de materia orgánica acumulada con poca descomposición (en forma de turba) y el gran poder de almacenamiento de agua. En la actualidad, estas turberas están sometidas a una importante actividad minera de extracción de turba.

En el resto de la Patagonia, el balance climático hace que la acumulación de turba disminuya y que los humedales estén representados principalmente por mallines dominados por gramíneas y juncáceas (Bran 2004, Raffaele 2002). Se localizan a lo largo de todo el gradiente ambiental oeste-este, desde la Cordillera de Los Andes (2000 mm/año de precipitación) hasta la estepa (300 mm/año de precipitación). Se encuentran asociados a una gran variedad de comunidades, desde bosques lluviosos de *Nothofagus* hasta estepas en ambientes áridos y semiáridos. También se encuentran áreas con inundación somera por desbordes como, por ejemplo, formaciones de ñire (*Nothofagus antarcticus*). Movia (1984) clasifica los mallines de la Patagonia austral en cinco categorías que pueden homologarse con las clases HGM en depresiones con alimentación pluvial o nival y drenaje impedido (mallines típicos en cubetas o grandes depresiones fluvio-glaciares o lacustres y vegas de altura), planicies aluviales con lenta circulación lateral (de llano aluviales o planicies fluviales y en rosario o valles pequeños) y humedales de pendiente (mallines colgados,

ojos de agua y vertientes con escurrimiento superficial). Raffaele (1993) señala también la relación íntima de estos sistemas con las fluctuaciones de la napa freática. Para la Provincia de Santa Cruz, Mazzoni y Vazques (2004) encuentran una relación entre la presencia de los mallines y las unidades de paisaje natural y su litología. Estos ambientes son de particular valor como oferta de agua y forraje para el ganado local.

Sector noreste y centro húmedo del país

Estos humedales se manifiestan en grandes extensiones geográficas y se expresan de manera frecuente como matriz del paisaje. Se trata de sistemas de origen fluvial asociados a sectores de la vasta llanura chaco-pampeana, cuya área y permanencia es dependiente de los aportes de agua superficial (lluvias y descargas de los ríos) y del tiempo de alternancia inundación-sequía (Neiff y Malvárez 2004). Entre estos sistemas se pueden mencionar los Bajos Submeridionales, el Delta del Paraná, la Pampa Deprimida y los cursos fluviales relacionados a la cuenca del Paraná, Bermejo, Paraguay y Pilcomayo. También sobresalen sistemas como la Laguna de Mar Chiquita (en Córdoba) o los Esteros del Iberá (en Corrientes). Como resultado de los altos niveles de humedad y de evapotranspiración, los humedales pueden tener una influencia considerable sobre el clima local y hasta sobre el regional, según sea su tamaño. Estos sistemas tienen un efecto moderador de las variaciones de las temperaturas y son fuente de vapor de agua que luego se transformará en precipitaciones. Debido a la extensión, la complejidad y los flujos internos de agua, sedimentos, nutrientes e información, Neiff et al. (1994) los denominan macrosistemas. Estos humedales están sometidos en forma primordial a flujos horizontales unidireccionales, y corresponden tanto a ambientes donde el movimiento del agua es imperceptible (e.g., planicies o cubetas con escasa pendiente como el Iberá) como a aquellos donde pueden presentar un elevado poder erosivo (e.g., planicies de inundación del Paraná). Por su parte, Iriondo (2004) reconoce dos tipos principales de macrosistemas en escala regional: los "humedales pantanales" y los "humedales barrozos". Los humedales pantanales (i.e., el Iberá), alimentados principalmente por lluvias y con escasez de arcillas, debido al transporte y circulación de nutrientes en el agua que circula en superficie poseen características oligotróficas durante las épocas de aguas bajas y eutróficas en épocas de lluvias. Los humedales barrozos, por su parte, están caracterizados por el predominio de caracteres fluviales modernos y antiguos, con albardones, espiras de meandro abandonadas, etc. La alimentación de estos sistemas es por aporte fluvial y su drenaje es más o menos organizado pero lento, y en el sustrato predominan arenas muy finas, limos y arcillas. Se pueden encontrar ejemplos de estos humedales en la extensa Planicie Chaqueña. En esta región, Ginzburg et al. (2005) clasifican los humedales según criterios HGM en la escala regional, considerando ubicación en el paisaje, aporte de las aguas (ríos de importancia continental o lluvias locales), la complejidad, el origen (natural o antrópico) y la permanencia de las aguas.

En una escala de mayor detalle, sin embargo, en estos macrosistemas aparece una trama intrincada de cursos de agua, madrejones, bañados, esteros y cañadas interconectados por flujos internos. Esta diversidad y complejidad de tipos a diferentes escalas desbordan la simplificación propuesta por Brinson (1993). Queda en evidencia que se requiere de un esfuerzo particular para tipificar la diversidad de funciones ecosistémicas que estos sistemas proveen.

Entre los principales servicios provistos por estos humedales podemos mencionar la capacidad de disipar energía del agua, expresada en su capacidad para reducir la velocidad de la corriente y para almacenar los excesos de agua en épocas de crecientes, e inclusive para mantener los

niveles de agua durante parte de la estación seca (Canevari et al. 1998). Además, estos sistemas limitan la intensidad de los picos de inundación dado que los excesos de agua se extienden por grandes superficies y son desacelerados y almacenados, demorando así las crecidas aguas abajo. Cualquier elemento que incremente la aspereza o rugosidad de un humedal, en particular las plantas herbáceas, colabora en esta función (Järvelä 2002). Por el contrario, el proceso de drenaje por trazado de canales y zanjas, la polderización² o la construcción de tajamares³ afectan en forma decisiva a estas funciones, y también a la capacidad de los humedales de regular las condiciones de salinidad del sustrato. Un ejemplo inmediato es el de los Bajos Submeridionales. Este macrosistema ocupa una extensión de más de 3 millones de hectáreas, abarcando parte de las provincias de Chaco, Santiago del Estero y Santa Fe, y en su mayoría se encuentran cubiertos por pastizales del género *Spartina*. Estos humedales funcionan a escala regional como un inmenso colector de agua, vital en la dinámica del río Salado. A pesar de su potencial para el desarrollo sostenible a través de la oferta de agua y pastizales para la ganadería bovina extensiva, han sido históricamente desvalorizados y, por lo general, es poco lo que se conoce sobre ellos. La reciente construcción de una red de canales de desagüe destinada a reducir los efectos de los anegamientos que esta región atraviesa de manera periódica, y que -al parecer- han sido potenciados por el desmonte en regiones vecinas, han generado su degradación y pérdidas económicas importantes. Hasta el día de hoy, estos impactos son poco conocidos, y aún no se los ha cuantificado como se debe (Fundación Vida Silvestre Argentina y Fundación para el Desarrollo en Justicia y Paz 2007).

En los sistemas de humedal donde las entradas y salidas del agua están relacionadas con flujos superficiales horizontales, el régimen de circulación del agua está relacionado de manera íntima con la función de retención y estabilización de sedimentos por la disminución de la energía cinética del agua (Smith et al. 1995). Si hay vegetación, el efecto es mayor y, en algunos casos, acelera la creación de nueva tierra, como en el caso de los deltas (Kandus y Malvárez 2004). La sistematización de tierras mediante la polderización para agricultura, ganadería y forestación en la Región del Delta del Paraná, es otro ejemplo de la transformación del humedal a sistemas con propiedades terrestres, y lleva a la pérdida de esta función, además de la pérdida de la capacidad de amortiguación de los excedentes hídricos provocados por inundaciones y del almacenaje de agua dulce (Kandus et al. 2006).

La mayor parte de los humedales de este sector del país se caracterizan por su productividad primaria elevada. En el caso de los humedales que conforman la planicie de inundación del Paraná, Depetris y Cascante (1985) mencionan que la producción autotrófica y heterotrófica depende en gran medida del metabolismo del carbono y reciclado de nutrientes asociado al aporte de carbono disuelto que ingresa con los pulsos de inundación. La enorme oferta de agua, sumada a la provisión de nutrientes, oxígeno y condiciones de temperatura, hace que la tasa de fijación de carbono de muchos de ellos supere en gran medida a la de la mayoría de los sistemas terrestres, incluso a los cultivos. Esto se traduce en que, en muchas zonas, los humedales son utilizados como áreas agrícolas, en particular para el cultivo de arroz (Guttman 1999). En el Delta del Paraná,

2 *La polderización se realiza en áreas fluviales o costeras e involucra la construcción de terraplenes periféricos al humedal, que lo aíslan de su contexto. Usualmente disponen de sistemas de compuertas que permiten cierta regulación de los flujos de agua. Esto lleva al drenaje de las tierras y tiende a impedir el reingreso de las aguas provenientes de los flujos laterales. Los polders son también denominados diques, y cuando son de menor tamaño, atajarrepuntes. Estas construcciones son frecuentes en islas del delta del Paraná con fines forestales, agrícolas o ganaderos.*

3 *Endicamientos locales sobre cursos, que retienen el agua y disminuyen o paralizan los flujos. Son comunes en la Provincia de Corrientes*

Pratolongo et al. (2007) estimaron una PPNA de hasta 1819 g.m⁻².año⁻¹ para los pajonales de *Scirpus giganteus* sometidos a mareas de agua dulce. Una buena parte del material producido queda retenido como carbono orgánico en el suelo, según el grado de circulación del agua, que se comporta como un regulador de los procesos de descomposición. Estudios recientes en el Bajo Delta del Paraná indican que estos pajonales almacenan en el suelo 126.33 Mg de C/ha, de los cuales 40% está depositado en la biomasa subterránea y el mantillo. Pero cuando estos ambientes son polderizados, forestados y su madera es extraída, se estima que se pierden del sistema 64.3 Mg de C/ha (Ceballos y Jobbágy 2009). La productividad elevada los convierte también en áreas adecuadas para la explotación ganadera, tanto por la disponibilidad de agua como por la cantidad y calidad de las especies forrajeras. Este es el caso de la planicie de inundación y el Delta del Paraná, donde se destacan por su valor plantas como el carrizo (*Panicum grumosum*), el canutillo (*Panicum elephantipes*), la cebadilla de agua (*Glyceria multiflora*) o la lagunilla (*Althernantera philoxeroides*) (González et al. 2008).

Por último, la alta productividad, la oferta de agua y la heterogeneidad ambiental elevada de estos humedales promueve la presencia de una gran variedad de hábitats que sostienen a un número importante de especies de flora y fauna, para las que representan -a veces- hábitats fundamentales. En la escala de paisaje, los humedales suelen tener una mayor diversidad biológica que algunas zonas climáticas terrestres equivalentes. Es probable que la biodiversidad también esté relacionada con el área de los humedales, aunque condicionada al incremento de heterogeneidad relacionada con esa superficie (Frasser y Keddy 2005).

Muchas especies necesitan de humedales para mantener poblaciones viables [e.g., el carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*), el yacaré (*Caiman latirostris* y *C. jacaré*), el ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*) o el lobito de río (*Lontra longicaudis*)], mientras que otras los utilizan sólo en una parte de sus ciclos de vida o épocas del año, como es el caso de muchas aves y peces (Quintana et al. 2002). Las llanuras aluviales, por su parte, cumplen una función crítica en los ciclos biológicos de diferentes especies al proporcionar áreas de cría, refugio y alimentación para los peces (Agostinho et al. 2004, Junk y Soares 2007).

La diversidad biológica de los humedales constituye un recurso significativo en muchos humedales del mundo, pero en particular lo es en países en vías de desarrollo. Los humedales proveen una variedad muy amplia de productos animales y vegetales, entre los que se destacan frutos, semillas, peces, aves, reptiles, huevos de tortugas, forraje, fibras para papel, leña, madera, resinas y hojas de plantas usadas como material para construcción de viviendas (Tabilo-Valdivieso 1999, Viñals 2002). En el Bajo Delta del Paraná, por ejemplo, más del 25% de las especies de mamíferos, reptiles, anfibios y aves no paseriformes y el 47% de los peces tienen algún tipo de uso por parte del Hombre, y forman una parte fundamental de la economía de las comunidades locales (Quintana et al. 1992). En las islas del Ibicuy (Bajo Delta del Paraná) se calculó una extracción anual de 400000 cueros de coipos (*Myocastor coypus*), lo cual involucra ganancias importantes por su exportación y trabajo para numerosas personas (Quintana et al. 2002). Por su parte, la pesca del sábalo (*Prochilodus lineatus*), especie muy abundante en la Región del Delta del Paraná, representa un recurso propio y valorado del sistema de humedales de esta zona de la cuenca (Baigún et al. 2008).

CONSIDERACIONES FINALES

Las funciones ecosistémicas de los humedales (almacenaje de carbono, hábitat para fauna silvestre, recarga de acuíferos, filtrado de contaminantes, almacenaje de agua, entre otras) se diferencian de las funciones de los ecosistemas terrestres y acuáticos en su gran dependencia del régimen hidrológico. Un aspecto crítico es que a menudo no se percibe esta relación íntima que existe entre el mantenimiento del régimen hidrológico, los componentes estructurales de los humedales (biodiversidad a todas sus escalas) y las funciones ecosistémicas. Este es un concepto muy importante porque lleva a pensar que cualquier emprendimiento de infraestructura en un humedal constituye una obra hidráulica. La modificación del humedal por obras o acciones sin tener en cuenta este aspecto clave, afecta en forma directa el funcionamiento ecológico del humedal, como también de los ocasionales ecosistemas vecinos. Más aun, como los servicios y bienes que brindan los humedales por lo general no tienen una valoración económica directa y a corto plazo, su gestión se condiciona a aquellas actividades cuyo beneficio aparente es mayor o es percibido como de retorno rápido. Estas limitaciones amenazan su integridad ecológica, y con ello se potencia el riesgo de pérdida de los beneficios y servicios que brindan a nivel ecosistémico, social e, incluso, económico.

En la actualidad, los esquemas de relevamiento, inventario o gestión basados sobre aproximaciones hidrogeomórficas resultan de suma utilidad para inventariar los humedales con criterios unificadores, no enumerativos, y que incorporen las funciones ecosistémicas por sobre las particularidades locales de cada uno (Finlayson et al. 2001). Todos los humedales, grandes o pequeños, con mayor o menor biodiversidad, se caracterizan por presentar un conjunto de funciones que se pueden traducir en bienes y servicios a la comunidad, y cuya sustentabilidad, en esencia, depende del mantenimiento de sus características condicionantes primarias. La contribución de los enfoques del tipo HGM a la gestión de los humedales se basa, justamente, en el énfasis puesto sobre las variables condicionantes de su existencia y sus funciones ecosistémicas. En consecuencia, los enfoques del tipo HGM permiten evaluar diferentes tipos de impactos y las condiciones o estado de los humedales, pudiendo ser incorporados en esquemas de monitoreo a la escala de cuenca (Kentula 2007). Por otra parte, son aplicados para evaluar la integridad funcional de los ecosistemas, entendiéndose esta integridad funcional como la capacidad de realizar la mayor parte de las funciones llevadas a cabo por un ecosistema equivalente en condiciones naturales (sistema de referencia) o, inclusive, para evaluar el impacto de las actividades del Hombre sobre los humedales o en proyectos de restauración (Frankling et al. 2009, Smith et al. 2008, Whigham et al. 2007). Nestler et al. (2007), propuso aplicar el concepto de ecosistema fluvial de referencia al sistema del Paraná y su llanura aluvial para guiar la restauración de sistemas similares en otras regiones del mundo. Esto pone de manifiesto la importancia de conservar los aspectos geomorfológicos e hidrológicos como elementos clave para conservar la integridad ecológica en los sistemas poco disturbados.

AGRADECIMIENTOS

Los conceptos vertidos en este capítulo fueron desarrollados en el marco del proyecto PICT 1849 financiado el programa FONCyT de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica de Argentina.

BIBLIOGRAFÍA

- Agostinho, A.A., S.M. Thomaz y L.C. Gomes. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 4:267-280.
- Ansink, E., L. Hein, y K. Per Hasund. 2008. To Value Functions or Services? An Analysis of Ecosystem Valuation Approaches. *Environmental Values* 17:489-503.
- Baigún, C., P.G. Minotti, P. Kandus, R. Quintana, R. Vicari, et al. 2008. Resource use in the Parana River delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? *Ecohydrology & Hydrobiology* 8:245-262.
- Bortolus, A. 2008. Influencia de los ambientes costeros patagónicos sobre los ecosistemas marino-oceánicos: las marsimas como caso de estudio. Pp. 80-104 en: Foro para la Conservación del Mar Patagónico y Áreas de Influencia. Estado de conservación del Mar Patagónico.
- Bortolus, A., E. Shwindt, P. Bouza y Y. Idaszkin. 2009. A characterization of Patagonian salt marshes. *Wetlands* 29(2):772-780.
- Bran, D. 2004. Los mallines de la Patagonia extrandina. En: Malvárez, A.I. y R.F. Bó (compiladores). Documentos del curso-taller: Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina. www.ambiente.gov.ar/default.asp?IdArticulo=1209 (último acceso: 07-01-2010).
- Brinson, M.M. 1993. A hydrogeomorphic classification for wetlands. U.S. Army Corps of Engineers, Technical Report WRP - DE - 4. Washington, D.C. EE.UU. fwf.ag.utk.edu/mgray/wfs560/Brinson1993.pdf (último acceso: 07-01-2010).
- Brinson, M. y A.I. Malvárez. 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation* 29(2):115-133.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Pp. 1-85 en: Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo II. Fascículo 1. ACME, Buenos Aires.
- Canevari, P., D. Blanco, E. Bucher, G. Castro, e I. Davidson. 1998. Los humedales de la Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación. *Wetlands International-Pub.* Nro. 46.
- Carpenter, S.R., H.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R.S. DeFries, et al. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment PNAS. Vol. 106(5):1305-1312.
- Caziani, S. y E.J. Derlindati. 2002. Humedales altoandinos del noroeste de argentina: su contribución a la biodiversidad regional. Pp:1-12 en: I. Malvárez (ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de sudamerica. MAB, Montevideo, Uruguay.

- Ceballos, D. y E. Jobbágy. 2009. El reemplazo de pastizales por forestaciones de álamos drenadas: Efectos sobre el almacenamiento de carbono en el Bajo Delta del Río Paraná. II Jornadas de Ecología del Paisaje.
- Cisneros, J., J. Cantero y A.G. Cantero. 1997. Vegetation, Soil hydrophysical properties and grazing relationships in saline- sodio soils of Argentina. *Canadian J. Soil Sc.* 79:399-409.
- Collantes, M. y A. Faggi. 2002. Los humedales del sur de Sudamérica. Pp:1-12 en: I. Malvárez (ed.). *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de sudamerica*. MAB, Montevideo, Uruguay.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387.
- de Groot, R.S. 1992. *Functions of Nature: Evaluation of nature in environmental planning, Management and Decision. Making*. Groningen: Wolters-Noordhoff. Pp. 315.
- de Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services *Ecological Economics* 41:393-408.
- Depetris, P.J. y E. Cascante. 1985. Carbon Transport in the Paraná River. Pp. 385-395 en: Degens, E.T., S. Kempe y R. Herrera (eds.). *Transport of Carbon and Minerals in Major World Rivers*, Pt. 3. Mitt. Geol. Paleont. Inst. Univ. Hamburg, SCOPE/UNEP, Sonderbd 52.
- Euliss, N.H., J.W. LaBaugh, L.H. Fredrickson, D.M. Mushet, M.K. Laubhan, et al. 2004 The wetland continuum: a conceptual framework for interpreting biological studies. *Wetlands* 24(2):448-458.
- Farber, S., R. Costanza, D.L. Childer, J. Erickson, K. Gross, et al. 2006. Linking ecology and economics for ecosystem management. *Bioscience* 56:117-129.
- Finlayson, C.M., J. Howes, G. Begg y K. Tagi. 2001. A strategic approach for characterizing wetlands- the Asian Wetland Inventory. *Proceedings of Asian Wetland Symposium*, Penang, Malasia, 27-30 de agosto de 2001.
- Franklin, S.B., J.A. Kupfer, R. Pezeshki, R. Gentry y R.D. Smith. 2009. Efficacy of the hydrogeomorphic model (HGM): A case study from western Tennessee, *Ecological indicators* 9:267-283.
- Fraser, L. y P. Keddy. 2005. *The World's largest wetlands. Ecology and Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp. 488.
- Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA) y Fundación para el Desarrollo en Justicia y Paz (FUNDAPAZ). 2007. Zonificación de los Bajos Submeridionales del Norte Santafesino. Una Herramienta para la Planificación del Desarrollo Productivo y la Conservación de la Biodiversidad del Humedal. Buenos Aires. Vida Silvestre Argentina. Pp. 24.

- Ginzburg, R., J. Adámoli, P. Herrera y S. Torrella. 2005. Los humedales del chaco: clasificación, inventario y mapeo a escala regional. Pp. 135-152 en: Aceñolaza, F.G. (coord.). Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II. INSUGEO; Miscelánea, vol. 14. Tucumán, ISSN 1514-4836 - ISSN On-Line 1668-3242.
- González Trilla, G., S. De Marco, J. Marcovecchio, R. Vicari y P. Kandus. Net Primary productivity of *Spartina densiflora* brong in a SW atlantic coastal salt marsh. Estuaries and Coasts. En edición.
- González Trilla, G., P. Kandus, V. Negrin y J. Marcovecchio. 2009. Tiller dynamic and production on a SW Atlantic *Spartina Alterniflora* marsh. Estuarine, Coastal and Shelf Science 85(1):126-133.
- González, G., C.A. Rossi, A.M. Pereyra, A.A. De Magistris, H. Lacarra, et al. 2008. Determinación de la calidad forrajera en un pastizal de la región del Delta bonaerense argentino. Revista Zootecnia Tropical 26:223-225.
- González Trilla, G., S. De Marco, J. Marcovecchio, R. Vicari y P. Kandus. 2010. Net Primary Productivity of *Spartina densiflora* Brong in a SW Atlantic Coastal Salt Marsh. Estuaries and Coasts 33(4):953-962.
- Guttman, H. 1999. Rice fields fisheries - a resource for Cambodia. NAGA the ICLARM quaterly 22(2):11-15.
- Isacch, J.P., C.S.B. Costa, L. Rodríguez-Gallego, D. Conde, M. Escapa, et al. 2006. Distribution of saltmarsh plant communitites associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the SW Atlantic coast. Journal of Biogeography 33:888-900.
- Iriondo, M. 2004. Large wetlands of South America: a model for Quaternary humid environments. Quaternary International 114:3-9.
- Järvelä, J. 2002. Flow resistance of flexible and stiff vegetation: a flume study with natural plants. Journal of Hydrology 269(1):44-54.
- Jones, T.A. y J.M.R. Hughes. 1993. Wetland inventories and wetland loss studies: a European perspective. Pp. 164-170 en: Moser, M., R.C. Prentice y J. van Vesseem (eds.). Waterfowl and Wetland Conservation in the 1990s. IWRB Special Publication No. 26 IWRB, Slimbridge, UK.
- Junk, W.J. y M.G. Soares. 2007. Freshwater Fish Habitats in Amazonia: State of Knowledge, Management, and Protection. Aquatic Ecosystem Health and Management 4:437-451.
- Kandus, P. y A.I. Malvárez. 2004. Vegetation Pattens and Change Analysis in the Lower Delta Islands of the Paraná River (Argentina). Wetlands 24(3):620-632.
- Kandus, P., P. Minotti y A.I. Malvárez. 2008. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. Acta Scientiarum 30(4):403-409.

- Kandus, P. 2000. El concepto de sucesión primaria en sistemas deltaicos. Pp. 169-184 en: Malvárez, A.I. (ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. MAB - UNESCO. Montevideo, Uruguay ISBN92-9089-064-9.
- Kandus, P., R.D. Quintana y R.F. Bó. 2006. Patrones de paisaje y Biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Pp. 40.
- Keddy, W.J. 2000. Wetland ecology: Principles and conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Pp. 614.
- Kentula, M.E. 2007. Foreword: monitoring wetlands at the scale of watershed. *Wetlands* 27:412-415.
- Kroes, D.E. y M.M. Brinson. 2004. occurrence of riverine wetlands on floodplains along a climatic gradient *Wetlands* 24(1):167-177.
- Malmer, N. 1975. Development of bog mires. Pp. 85-92 en: Hasler, A.D. (ed.). Coupling of Land and water Systems. Ecology Studies 10. Springer Verlag, New York. EE.UU.
- Malvárez, A.I., P. Kandus y A. Carbajo. 2004. Distribución regional de los turbales en Patagonia (Argentina y Chile). Pp. 23-29 en: Blanco, D.E. y V.M. de la Balze (eds.). Los turbales de la Patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. *Wetlands International Publicación* v. 19.
- Mazzoni, E. y M. Vázquez. 2004. Ecosistemas de mallines y paisajes de la Patagonia Austral (Provincia de Santa Cruz). Instituto Nacional de Tecnología Agraria. Buenos Aires. Pp. 63.
- Menone, M.L., A. Bortolus, F. Botto, J.E. Aizpún de Moreno, V.J. Moreno, et al. 2000. Organochlorine contaminants in a coastal Lagoon in Argentina: analysis of sediment, crabs and cordgrass from two different habitats. *Estuaries* 23:583-592.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and water. Synthesis. Pp. 80. www.maweb.org/es/index.aspx (último acceso: 11-11-2010).
- Mitch, W.J. y J.G. Gosselink. 2007. Wetlands. Fourth edition. John Wiley and sons, Inc. New York, EE.UU. Pp. 582.
- Mosser, M., C. Prentice y S. Frazier. 1999. A global overview of wetland loss and degradation. www.ramsar.org (último acceso: 11-11-2010).
- Movia, C. 1984. Tipología de Mallines. Rabassa, J., A. Brandani, O. Capua y E. Otello. Curso de campo en sistemas ecogeomorfológicos: Guía de Excursiones Dto. de Postgrado, Universidad Nacional del Comahue. Neuquén.

- Muscio, H. 1998-1999. Tendencias en la variabilidad ambiental de la Puna Argentina: Implicancias para la ecología humana prehistórica y para los paisajes arqueológicos. Cuadernos del Instituto Nacional de Antropología y Pensamiento Latinoamericano 18:271-296.
- Neiff, J.J. y A.I. Malvárez. 2004. Grandes humedales fluviales. Pp. 77-83 en: Malvárez, A.I. y R.F. Bó (comp.). Bases ecológicas para la clasificación de humedales en Argentina.
- Neiff, J., M. Iriondo y R. Carignan. 1994. Large tropical South American wetlands: a review. UNESCO Ecotones Workshop, Seattle, UNESCO, Paris. Pp. 15.
- Nestler, J., C. Baigún, N. Oldani y L. Weber. 2007. The Paraná River: a template for restoring large river-floodplain ecosystems. *Journal of River and Basin Management* 5:305-319.
- Pjavchenko, N.J. 1982. Bogecosystems and their importance in nature. Pp. 7-21 en Logofetand, D.O. y N.K. Luckyanoveds (eds.). *Ecosystem Dynamic in Freshwater wetlands and shallow waterbodies*, vol 1. SCOPE and UNEP Workshop, Center of International Projects Moscoupp.
- Pratolongo, P., P. Kandus y M. Brinson. 2007. Net aboveground primary production and soil properties of floating and attached freshwater tidal marshes in the Rio de la Plata estuary. *Estuaries and Coasts* 30(4):618-626.
- Quintana, R.D., R. Bó, J. Merler y P. Minotti. 1992. Situación y uso de la fauna silvestre en la región del Delta del Río Paraná (Argentina). *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre 73:13-33.
- Quintana, R.D., R. Bó y F. Kalesnik. 2002. La vegetación y la fauna de la porción terminal de la cuenca del Plata. Consideraciones ecológicas y biogeográficas. Pp. 99-124 en: Borthagaray, J.M. (ed.). *El Río de la Plata como territorio*. FADU-UBA & Ediciones Infinito. Buenos Aires, Argentina.
- Raffaele, E. 2002. Mallines: aspectos generales y problemas particulares. Pp. 27-33 en: Malvárez, I. (ed.). *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de sudamerica*. MAB, Montevideo, Uruguay.
- Raffaele, E. 1993. Estructura y dinámica de la vegetación de un mallín de altura sometido a perturbaciones experimentales. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Richardson, J.L. y M.J. Vepraskas. 2001. *Wetland Soils. Genesis, Hydrology, Landscape and Classification*. Lewis Publishers, EE.UU. Pp. 417.
- Roggeri, H. 1995. *Tropical Freshwater Wetlands. A Guide to Current Knowledge and Sustainable Management*. Kluwer Academic Publishers. Pp. 349.
- Roig, C. y F.A. Roig. 2004. Consideraciones generales. Pp. 5-21 en: Blanco, D.E. y V.M. de la Balze (eds.). *Los turbales de la Patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad*. Wetlands International Publicación 19.

- Ruthsatz, B. y C. Movia. 1975 Relevamientos de las estepas andinas del noreste de la Provincia de Jujuy, República Argentina. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Buenos Aires.
- Sosa, E. y S. Vallvé. 2004. Humedales de zonas áridas. Estudios de caso: Lagunas de Guanacache, Mendoza y San Juan, Argentina. Pp. 67-70 en: Malvárez, A.I. (ed.). Documentos del Curso-Taller "Bases ecológicas para la clasificación de humedales en Argentina". Buenos Aires, Argentina.
- Smith, L.M., N.H. Euliss, D.A. Wilcox y M.M. Brinson. 2008. Application of a geomorphic and temporal perspective to wetland management in north america. *Wetlands* 28:3563-577.
- Smith, R.D., A. Ammann, C. Bartoldus y M.M. Brinson. 1995. An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices. Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-9. U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, EE.UU.
- Tabilo-Valdivieso, E. 1999. El beneficio de los humedales en América Central: el potencial de los humedales para el desarrollo. 2a edición. WWF-PRMS-Universidad Nacional Heredia, Turrialba, Costa Rica. Pp. 58.
- Viñals, M.J. 2002. El patrimonio cultural de los humedales. Viñals, M.J. (coord.). Ministerio del Medio Ambiente, Serie Antropológica, Madrid. Pp. 263.
- Whigham, D.F., A. Deller Jacobs, D.E. Weller, T.E. Jordan, M.E. Kentula, et al. 2007. Combining HGM and emap procedures to assess wetlands at the watershed scale - status of flats and non-tidal riverine wetlands in the Nanticoke river watershed, delaware and Maryland, EE.UU. *Wetlands* 27:462-478.

Capítulo 12

PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES: ¿QUÉ SON Y CÓMO FUNCIONAN?

José A. Gobbi

EEA Colonia Benítez, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). M. Briolini
s/n, Colonia Benítez, (3505)Chaco, Argentina. Email: jgobbi@correo.inta.gov.ar.

Resumen. Los esquemas de pago por servicios ambientales (PSA) son mecanismos directos de conservación en que los proveedores de servicios ecosistémicos (SA) reciben un pago por los SA generados en sus tierras por parte de los beneficiarios de esos servicios. Este capítulo describe la lógica y las características de los PSA, se analiza su estructura, los servicios compensados, las formas en que se efectúan los pagos y la manera en que se define su monto. También se discute el estado de desarrollo de los PSA en el mundo, su efectividad como herramienta de conservación, y se analizan sus efectos ambientales. La lógica del mecanismo de PSA consiste en que los mismos, a través de una compensación financiera a los usuarios de la tierra, hacen marginalmente más rentables los usos conservacionistas de la tierra, lo cual induce su adopción. La estructura de los PSA consiste en un mecanismo de financiamiento, un mecanismo de pago y un mecanismo de administración. Los servicios más comúnmente compensados por los PSA son la captura de carbono, la conservación de la biodiversidad, los servicios hídricos y la belleza escénica. El diseño de los pagos se basa sobre pagos por unidad de área, y parte del principio que cada unidad de superficie genera cierta cantidad de SA, o sobre pagos a prácticas certificadas. Cuánto pagar por los SA surge de la negociación entre proveedores y beneficiarios, considerando los costos de producción de los primeros y la disponibilidad de pago de los segundos. Los pagos pueden ser en efectivo, compensaciones no monetarias o combinación de ambas; esto depende del contexto en que se implemente el PSA. La efectividad del PSA depende de la relación costo-beneficio para generar SA frente a la capacidad de otros instrumentos de intervención. Los principales efectos ambientales de la implementación de PSA han sido la recuperación de áreas degradadas, la recuperación de cobertura forestal y la reducción de la deforestación.

INTRODUCCIÓN

El concepto de pago por servicios ambientales (PSA) ha recibido considerable atención en los últimos años como un instrumento innovador para financiar la conservación de la naturaleza y el manejo adecuado de los recursos naturales (Kemkes et al. (en prensa), Muradian et al. 2010). Si bien existen numerosas iniciativas de PSA, en especial en los países en desarrollo, en términos relativos la implementación de dichos esquemas es reciente y la mayoría se encuentra en la etapa de desarrollo. Por esta razón, aún existe bastante incertidumbre acerca de qué son los esquemas de PSA y cómo deben instrumentarse, y de cuál es su efectividad como instrumento de conservación. En este capítulo se abordan esos aspectos con el objetivo de proveer un mejor entendimiento acerca de los alcances y las limitantes de los esquemas de PSA como herramientas de conservación, y de arrojar luz sobre el rol que los PSA pueden cumplir a la hora del diseño de estrategias conservacionistas.

Este capítulo se basa sobre la revisión de una serie de experiencias de PSA llevadas a cabo en América Latina. Estas experiencias cubren diferentes usuarios, modalidades de pago, usos de la tierra y servicios ambientales (Anexo 1). La estructura del capítulo es la siguiente. A continuación se definen los esquemas de PSA y se describe la lógica detrás de los mismos (sección “¿Qué son los PSA?”). Luego se detallan algunas de las principales características del diseño e implementación de los esquemas de PSA (sección “Características de los PSA”). Después se describe el estado de avance de los PSA en el mundo y se presentan tres ejemplos de operatorias desarrolladas o en preparación en Latinoamérica (sección “Estado de desarrollo de los PSA”). A continuación se discuten los aspectos críticos que hacen a la efectividad de los esquemas de PSA (sección “Efectividad de los PSA como herramienta de conservación”) y se revisan los resultados ambientales alcanzados por la implementación de estos esquemas de PSA (sección “Efectos ambientales de los PSA”). Por último, en la sección “Consideraciones finales” se incluyen las conclusiones que cierran el capítulo.

¿QUÉ SON LOS PSA?

Los servicios ambientales (SA) generados por los ecosistemas naturales y los usos de la tierra amigables con el ambiente presentan la característica de ser externalidades positivas. Es decir, los SA son efectos colaterales positivos de las decisiones sobre el uso y manejo de la tierra de un agente, sin que el mismo reciba una compensación económica de las partes beneficiadas por los SA provistos. Por lo tanto, la alteración y la destrucción de los ecosistemas que proveen los servicios ambientales se debe en gran medida a que los proveedores de los ecosistemas carecen de un incentivo económico para tomar en cuenta los SA que generan sus tierras a la hora de decidir el uso de las mismas. La solución que se ha usado con más frecuencia para evitar la alteración de los ecosistemas y la pérdida de SA ha sido la aplicación de medidas legales que regulen el tipo de uso que se le puede dar a las tierras. Sin embargo, este enfoque de comando y control ha demostrado ser poco efectivo, en particular en los países en desarrollo (Faith y Walter 2002, Sierra 2005). Las razones para esa falta de efectividad están dadas por la dificultad de conseguir una aplicación eficiente de las normas, y por las potenciales repercusiones sociales negativas que el cumplimiento de las normas puede imponer a los pobres de las áreas rurales al prohibir actividades que pueden generarles ingresos (Pagiola y Platais 2002). Esta situación ha llevado al

desarrollo de mecanismos de conservación basados sobre el enfoque de mercado, en el que los generadores de SA son compensados en términos económicos por los servicios ambientales que proveen, y así compatibilizan los intereses privados con los de la sociedad en su conjunto (para mayor detalle ver Engel et al. 2008, Kemkes et al. 2010, Muradian et al. 2010, Wunder 2005). Por lo tanto, se piensa que los PSA pueden actuar como incentivos más poderosos y eficientes para promover la conservación de los ecosistemas, y los bienes y servicios públicos que ellos proveen, en comparación con el enfoque de comando y control. Al mismo tiempo, los PSA podrían generar nuevas fuentes de ingresos para la población rural (Simpson y Sedjo 1996, Ferraro y Simpson 2002, Pagiola y Platais 2002, Pagiola et al. 2004).

Lógica de los PSA

La lógica detrás de los PSA es la siguiente (Figura 1). Por lo general, los usos de la tierra asociados a la generación de SA (e.g., la conservación de bosques nativos) derivan ingresos menores que otros usos productivos alternativos, como la agricultura o las pasturas. Si los usuarios de la tierra se convierten a usos de la tierra más rentables verán aumentar sus ingresos, pero al mismo tiempo pueden imponer costos a terceros ya que éstos dejarán de recibir los beneficios de los SA generados por los usos de la tierra originales. Si los beneficiarios de los servicios realizan un pago por los mismos a los usuarios de la tierra, esto puede hacer marginalmente más rentable los usos de la tierra que los generan, e induciría a que se los mantenga o adopte (Engel et al. 2008).

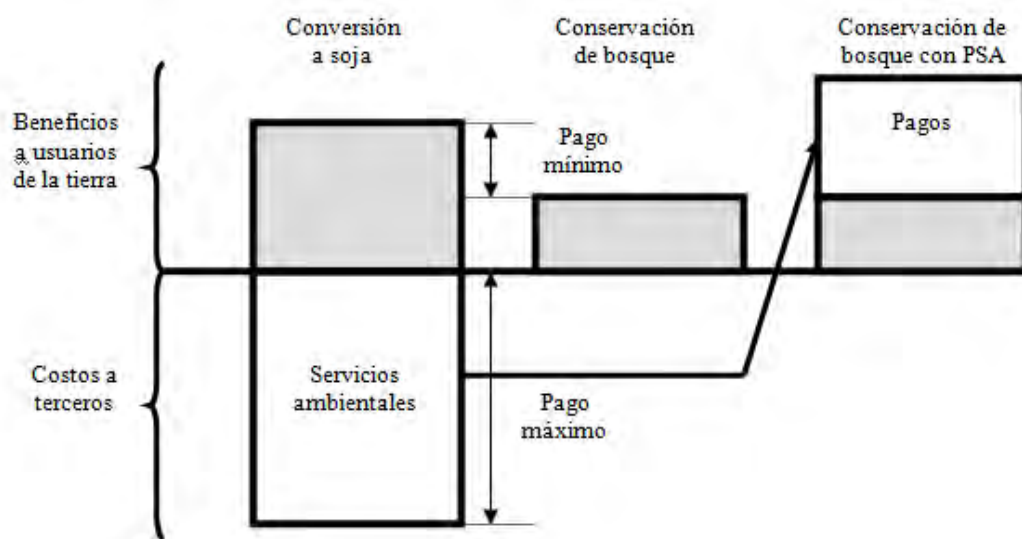


Figura 1. La lógica detrás de los pagos por servicios ambientales. Modificado de Pagiola y Platais (2007).

Una premisa central de un esquema de PSA es que existe una correlación entre determinados tipos de usos de la tierra y la generación de servicios ambientales. En otros términos, existe una relación de causa-efecto en la que determinados usos de la tierra y su manejo generan cierto tipo y cantidad de SA (Campos et al. 2005). El establecimiento de una relación de causa-efecto clara es importante para: i) identificar los beneficiarios de esos servicios y cuánto están dispuestos a pagar por los mismos y ii) determinar las actividades necesarias para generar esos servicios y sus costos asociados, a fines de determinar los pagos mínimos requeridos (Alpizar et al. 2005). De esta premisa se desprenden dos consideraciones importantes. Por un lado, que los pagos por

SA son condicionales a la presencia, en tierras del proveedor, de usos y prácticas de manejo que son considerados como una ayuda en la provisión de cierto servicio ambiental. Por el otro, que los pagos instrumentados a través de estos tipos de PSA son, fundamentalmente, pagos a los proveedores de SA.

CARACTERÍSTICAS DE LOS PSA

En esta sección, basada en parte sobre Gobbi (2006), se describen algunos aspectos que caracterizan a los esquemas de PSA: (i) su estructura, (ii) los servicios que se pagan y (iii) cuánto se paga.

Estructura

En términos operativos, los esquemas de PSA ponen en contacto a los generadores y a los beneficiarios de los servicios ambientales a través de reglas de juego claras para asegurar que: i) los generadores cobren por los SA, ii) los beneficiarios reciban los SA por los que pagan, y iii) exista una fiscalización independiente para ambas partes. Aunque existe una amplia gama de modelos de PSA, la mayoría presenta un diseño estructural básico. El mismo consiste en tres componentes que permiten, por un lado, articular el flujo de fondos desde los beneficiarios a los proveedores de SA y, por el otro, articular el flujo de servicios ambientales desde los proveedores a los beneficiarios. Dichos componentes son: i) un mecanismo de financiamiento, ii) un mecanismo de pago y iii) un mecanismo de administración (Pagiola y Platais 2002). El primer componente recauda y maneja los fondos de los beneficiarios. La operación del componente requiere la identificación de los SE que puedan ser demandados por potenciales beneficiarios, la identificación de quienes son esos beneficiarios y las formas de contactar los mismos. El objetivo fundamental del componente es asegurar un flujo continuo y estable de ingresos para la sustentabilidad financiera del sistema de PSA a largo plazo. Los montos de pago abonados por los beneficiarios no deberían ser superiores al valor del servicio. Lo anterior determina la necesidad de tener conocimiento sobre los niveles de su disponibilidad a pagar, a fin de fijar montos de pago aceptables para los beneficiarios y que permitan financiar el PSA y asegurar la provisión de los SA (ver título “El monto de pago”, en esta sección). Los beneficiarios de los SE pueden ser locales (e.g., usuarios de agua de una comunidad en una cuenca hídrica), nacionales (e.g., Estados, organismos no gubernamentales (ONGs) nacionales, compañías privadas) o internacionales (e.g., gobiernos de países del Anexo B del Protocolo de Kyoto, ONGs internacionales, compañías privadas).

El segundo componente consiste de un mecanismo de pago para entregar los fondos a los proveedores que generan los SA. En este caso, las transacciones con los proveedores por lo común se manejan a través de un contrato. Por lo general, los contratos se establecen por un determinado período de tiempo y pueden ser renovables. Por ejemplo, los contratos del programa de PSA del Fondo Nacional de Financiamiento Forestal de Costa Rica (FONAFIFO) son de cinco años de duración y pueden ser renovados por un período similar. En los contratos se suelen estipular las obligaciones de los usuarios de implementar ciertas prácticas o de incorporar determinados tipos de usos de la tierra, y se acuerda el modelo de pago. La instrumentación del mecanismo de pago a través de un contrato requiere de la implementación de un sistema de monitoreo para constatar su observancia y poder acreditar al usuario para recibir el pago. Dado los costos de transacción

asociados con el monitoreo de las obligaciones contractuales, los esquemas de PSA tienden por lo general a favorecer la participación de los grandes usuarios, a menos que los costos de monitoreo estén subsidiados o los pequeños productores estén organizados en asociaciones y puedan recibir certificaciones comunitarias.

Por último, el mecanismo de administración es una estructura organizativa que supervisa el funcionamiento del sistema de PSA en su conjunto. Esta estructura organizativa puede estar representada por entidades estatales a nivel local (e.g., Programa de PSA de la Municipalidad de Río Blanco en Nicaragua) o a nivel nacional (e.g., Programa de PSA de FONANFIFO en Costa Rica). La estructura organizativa también puede estar constituida por ONGs nacionales e internacionales tales como organizaciones de conservación y desarrollo (e.g., The Nature Conservancy) o asociaciones comunitarias o de productores (e.g., la Asociación de Usuarios de Agua del Río Guabas en Colombia). El mecanismo de administración especifica qué actividades y usos del suelo son elegibles para el pago, evalúa el efecto de las prácticas y los usos de la tierra en la generación de SA, implementa el monitoreo para certificar cumplimiento del contrato con los usuarios, define el nivel de pago y efectúa los ajustes a las actividades y los niveles de pago. En relación al mecanismo de administración, dos aspectos son en particular importantes en cuanto al éxito en la implementación de esquemas de PSA. El primero, al igual que en los dos anteriores, está relacionado a la necesidad del mecanismo de administración de operar con costos de transacción bajos para asegurar la máxima eficiencia en la transferencia del beneficiario a los proveedores de SA. El segundo está relacionado a la transparencia y la credibilidad de los procedimientos empleados en el mecanismo de administración, tal que los beneficiarios tengan confianza en que reciben los SA por los que pagan y que los proveedores de SA consideren justa la retribución por los mismos.

La estructura del PSA descrito arriba se corresponde con los esquemas "tradicionales" de PSA. Sin embargo, aquellos esquemas de PSA asociados a esquemas de certificación de productos amigables con el ambiente, como, por ejemplo, café amigable con la biodiversidad (ver Gobbi 2000, Pagiola 2002), difieren del modelo tradicional en algunos aspectos de su marco institucional. La diferencia principal estriba en que en los esquemas de certificación, el énfasis está más puesto en la canalización de la información que en el manejo de fondos, ya que no existe un intermediario para efectuar el pago a los proveedores de los SA. Por lo tanto, la estructura institucional del mismo está constituida por i) un mecanismo de transferencia de información y ii) un mecanismo de monitoreo y certificación. Por medio del primero de ellos, se informa a los beneficiarios de las características (i.e., formas de producción, manejo o extracción) que distinguen al producto como amigable con el ambiente. Por lo general, esto se realiza por medio de campañas comerciales y de divulgación, que pueden ser llevadas a cabo por compañías comercializadoras, por ONGs o por los mismos productores. Por medio del segundo mecanismo, una organización certificadora independiente monitorea y constata que el proveedor del servicio ambiental cumple con los requerimientos establecidos para la certificación del producto como amigable con el ambiente, y puede comercializar el mismo como tal. En cierta manera, la agencia certificadora cumple el rol de la agencia de administración del sistema de PSA en los esquemas tradicionales, aunque la diferencia fundamental está en que no debe realizar el cobro de los SE a los beneficiarios, ni el pago a los proveedores de los SA.

¿Qué “servicios” ambientales se pagan?

Si bien se reconoce que los ecosistemas proveen numerosos servicios ambientales, la gran mayoría de los esquemas de PSA están relacionados con el desarrollo de mercados para cuatro “servicios ambientales”: i) protección de recursos hídricos, ii) protección de la biodiversidad, iii) captura de Carbono y iv) belleza escénica. Estos “servicios” son definidos en forma coloquial y representan la manera en que se denominan en el desarrollo de mercados. La definición rigurosa de servicios ambientales que provee el Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005) no coincide con la utilizada en el desarrollo de mercados. De hecho, la naturaleza provee una cantidad de SA mucho mayor que los cuatro normalmente utilizados en los PSA. Lo anterior no implica que otros servicios ambientales no puedan ser comercializados e internalizados por medio de sistemas de PSA. Sin embargo, la mayor disponibilidad a pagar por parte de los beneficiarios de SA ha sido observada hasta ahora con relación a los cuatro “servicios” mencionados anteriormente.

A su vez, existen diferencias en el alcance geográfico, composición de la demanda y nivel de organización de los mercados para dichos servicios. Los mercados para el recurso hídrico por lo general son locales, ya que las transacciones se efectúan en el ámbito de una cuenca hidrográfica. La demanda está representada por los beneficiarios aguas abajo (i.e., comunidades, agricultores, generadores de energía eléctrica), fácilmente identificables y, por lo común, organizados. Estas características de la demanda, junto al efecto local del servicio en términos de bienestar de los beneficiarios, facilitan la movilización de los mismos para participar de los esquemas de PSA.

Los mercados de biodiversidad, por otra parte, pueden ser locales, nacionales o internacionales, aunque los compradores en su mayoría son globales (i.e., fundaciones, ONGs conservacionistas, organizaciones internacionales y consumidores de países desarrollados). Dado que la biodiversidad puede medirse en términos de diversidad genética, de especies y de ecosistemas, existe una multiplicidad de mercados según el “tipo” de biodiversidad demandada. Lo anterior conlleva a una demanda caracterizada por una gran cantidad de beneficiarios relativamente poco organizados; esto podría limitar la expansión de los mercados asociados a este servicio.

Los mercados para el SA de captura de carbono son en especial de carácter global y en extremo competitivos dada la cantidad de oferentes y opciones de inversión que poseen los beneficiarios. La gran mayoría de las transacciones involucran compradores internacionales, pero a diferencia del mercado de biodiversidad estos compradores están bastante bien organizados. El mercado de captura de carbono está sujeto en gran medida a las reglas que establece el Protocolo de Kyoto, y su desarrollo se encuentra en rápida expansión. No obstante, las condiciones de acceso al mercado de captura de carbono y la necesidad de tener economías de escala para reducir costos de transacción determinan un sesgo en la participación de esquemas de PSA hacia usuarios de terrenos grandes.

Para el servicio de belleza escénica existen mercados nacionales e internacionales. La demanda está constituida por empresas de ecoturismo y agroturismo, y también por particulares. Los mercados asociados a belleza escénica son los menos desarrollados y enfrentan muchas restricciones, en particular la falta de voluntad de pago de las empresas turísticas (Landell-Mills y Porras 2002).

Un último tipo de mercado está representado por el mercado de servicios “en paquete” (Mayrand y Paquin 2004). Los servicios en paquete se generan cuando en una misma área se ofrecen

diferentes servicios. Esos servicios se comercializan de manera fusionada (i.e., sin distinguir los servicios incluidos) o en “menú” (i.e., los beneficiarios compran servicios específicos, mientras que los usuarios venden diversos servicios a distintos compradores). La primera de las formas es de más fácil gestión y menores costos de transacción que la segunda, pero se puede obtener precios menores. A su vez, esta estrategia está limitada por los “trade-offs” entre los servicios que una misma área puede generar. Por ejemplo, un área con una plantación de crecimiento rápido puede maximizar la captura de carbono, aunque no necesariamente aporte biodiversidad, aumente el servicio de agua o sea atractiva para los turistas.

El monto de pago

Una de las preguntas críticas en el diseño de un esquema de PSA es ¿cuánto se debe pagar por los servicios ambientales? Para que los proveedores de SA estén dispuestos a participar en un esquema de PSA, los montos de pago a recibir por los mismos deben, como mínimo, compensar el costo de conservación y el costo de oportunidad de los usos de la tierra resignados. A su vez, para que los beneficiarios de los SA estén dispuestos a participar, el monto debe ser, como máximo, la máxima disponibilidad de pago que posean los mismos. En términos ideales, el monto de pago surgiría de una negociación entre proveedores y beneficiarios de los SA, y se ubicaría entre los extremos descritos anteriormente (Gobbi 2007). Por otro lado, el pago debe tener una magnitud tal que se ubique por encima del monto mínimo necesario para superar el umbral de riesgo percibido por el usuario a participar en el mismo, sobre todo en aquellos PSA asociados a la implementación de nuevas prácticas de uso de la tierra que demanden costos iniciales de inversión elevados y requieran capacidades técnicas adicionales (Gobbi 2008).

Los montos de pago en los casos revisados han sido definidos después de efectuar estimaciones de los costos de oportunidad de los usos de la tierra considerados y, en algunos pocos casos, después de considerar esos estudios junto con estimaciones de las disponibilidades de pago por parte de los usuarios. De lo anterior se desprende que no es una condición necesaria el efectuar una valoración económica de los servicios ambientales para desarrollar un PSA, sobre todo cuando se tienen en cuenta las dificultades teóricas y prácticas para valorarlos (Pagiola y Platais 2007, Gobbi 2008).

ESTADO DE DESARROLLO DE LOS PSA

En los últimos años ha habido una considerable experimentación y avance en el diseño e implementación de esquemas de PSA, en particular en América Latina. Existen numerosos programas en operación en diferentes escalas en Bolivia (Wunder 2005), Colombia (Echeverría 2002, Costa Rica (Pagiola 2005, Pagiola 2008), El Salvador (Díaz et al. 2002) y México (Corbera et al. 2008, Muñoz et al. 2006, Tipper 2002). A su vez, en la actualidad existen varios programas que se encuentran en preparación o en estudio en otros países, tales como Argentina (ver más adelante) o Ecuador (Alban y Wunder 2005).

Entre las iniciativas antes mencionadas se destaca la experiencia pionera del programa de Pago por Servicios Ambientales del FONAFIFO de Costa Rica, establecido en 1997. En ese programa, los productores pueden recibir pagos por ciertos usos específicos de la tierra, entre los que se incluyen

bosques naturales, áreas de regeneración natural y plantaciones forestales (FONANFIFO 2009, Pagiola 2008). Para participar del programa los productores deben presentar un plan de manejo sustentable de bosques preparado por un regente forestal y firmar un contrato con FONAFIFO. Una vez aprobado el plan de manejo, los productores comienzan a implementar las prácticas prescriptas y empiezan a recibir los pagos. Los pagos se reciben anualmente previa verificación del cumplimiento del plan de manejo por medio de una certificación realizada por regentes forestales. Los pagos (y los contratos) tienen una duración de cinco años, con posibilidad de renovarse por otro período. Los montos de pago son establecidos de manera anual, y por lo general se realizan ajustes por inflación sobre los montos del año anterior. Los montos establecidos para 2009, y por un plazo de cinco años, para la categoría de protección de bosques fue 320 US\$/ha, para protección de bosques en vacíos de conservación 375 US\$/ha, para reforestación US\$ 980/ha y por regeneración natural en potreros con potencial productivo 205 US\$/ha (FONAFIFO 2009).

Si bien mayoría de los programas de PSA se orientan a las áreas de bosques, los mismos se han empezado a utilizar para dirigir esfuerzos de conservación en paisajes agropecuarios. En esta dirección, hace poco concluyó una experiencia de pago implementada por el Proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (PESIME), dirigida a utilizar un esquema de PSA como mecanismo para recuperar áreas de pasturas degradadas en paisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Colombia y Nicaragua (Gobbi 2005, Ibrahim et al. 2007, Pagiola et al. 2004). El proyecto, que fuera implementado entre los años 2003 y 2007, tenía como objetivos evaluar si el pago de servicios ambientales era un incentivo suficiente para que los productores adoptaran sistemas silvopastoriles tendientes a generar beneficios ambientales globales y ganancias socioeconómicas locales. El proyecto pagaba a los productores por la provisión de los servicios ambientales globales de carbono y biodiversidad establecidos por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial. El diseño del esquema de pago por servicios ambientales incluyó la generación de un índice ecológico utilizado para estimar la cantidad de servicio ambiental generado por los usos de la tierra presentes en la zona de estudio (ver Murgueitio et al. 2004, Gobbi et al. 2005). Los pagos se efectuaban en forma proporcional al incremento total en servicios ambientales, medidos por el índice ecológico, con relación a una línea base establecida en el primer año (ver Gobbi 2005 para una descripción detallada de la modalidad de pago). La cantidad a pagar por servicios ambientales surgía de multiplicar el puntaje obtenido por la finca según el índice ecológico por el valor monetario asignado al punto del índice. El valor del punto fue definido sobre la base del análisis de la rentabilidad relativa de los distintos usos de la tierra y prácticas silvopastoriles, estableciéndose un nivel de pago de US\$ 75 por punto incremental del índice ecológico. La duración del período de pago fue de cuatro años.

En términos de evaluar la efectividad del esquema de PSA del PESIME para promover cambios en el uso de la tierra, a lo largo de los cuatro años de la implementación del mismo en el sitio piloto de Costa Rica, se observó: i) una reducción de casi 40% en la superficie de pastos degradados, ii) un incremento cercano a 75% en la superficie de pastos con cobertura arbórea, iii) un incremento de 3.5 veces en la longitud de cercas vivas, y iv) un aumento de 11% en la cobertura de bosques (Ibrahim et al. 2007). En términos de servicios ambientales, lo anterior resultó en: i) un incremento de 22% en el depósito de carbono a nivel de paisaje, ii) la creación de hábitat para biodiversidad ya que las fincas ganaderas podían mantener entre 67% de las especies de aves, 83% de las especies de mariposas y 77% de las especies de árboles presentes en un Parque Natural cercano al sitio piloto (Sáenz 2005), y iii) mejoras significativas en la provisión de servicios hidrológicos (cantidad y calidad) y en disminuciones marcadas de la escorrentía superficial.

En el caso específico de Argentina, hasta el momento no se han desarrollado experiencias de implementación de esquemas de PSA. No obstante, la recientemente sancionada ley Nacional 26.331 de Presupuestos Mínimos de Conservación de Bosques Nativos provee un marco normativo para el diseño e implementación de esquemas de PSA dirigidos a la conservación de bosques nativos en todas y cada una de las provincias forestales del país. La ley apunta a promover el enriquecimiento, la restauración, la conservación y el aprovechamiento racional y sustentable de los bosques nativos, así como a respaldar los servicios ambientales que le proporcionan a la sociedad, por medio del establecimiento de compensaciones monetarias a los tenedores de la tierra a cambio de la conservación de bosques nativos. Según la ley, los bosques son clasificados en tres categorías: i) bosques con alto valor de conservación (categoría roja: no pueden ser transformados), ii) bosques con mediano valor de conservación (categoría amarilla: pueden ser sujetos a manejo forestal sustentable), y iii) bosques con bajo valor de conservación (categoría verde: pueden ser transformados total o parcialmente a otros usos de la tierra). Sobre la base de esta categorización, la Ley establece que se compensará a los tenedores de la tierra que posean bosques bajo las categorías roja y amarilla, y define que los bosques bajo la primera categoría recibirán una compensación mayor que los bosques bajo la segunda categoría. Para acceder a los pagos los tenedores de la tierra deberán presentar planes de manejo sustentable de bosques.

De acuerdo con las premisas estipuladas en la Ley, se está elaborando una propuesta de PSA para los bosques nativos de la provincia del Chaco (Gobbi, en preparación). La misma combina elementos del mecanismo de pago de FONAFIFO y del mecanismo implementado por el PESIME, antes descritos en este capítulo. En forma sucinta, la propuesta de PSA en preparación propone “abrir” las categorías rojas y amarillas en diferentes subcategorías de conservación y manejo forestal, de tal manera que los usos de la tierra asociados a las mismas reciban un puntaje de acuerdo a su capacidad para generar servicios ambientales. Los puntajes más altos serían asignados a aquellos usos de la tierra incluidos dentro de la categoría roja (tales como bosques con bajo nivel de intervención, por ejemplo) y un puntaje intermedio a aquellos bajo categoría amarilla (tales como bosques bajo distintas estrategias de manejo, recibiendo menor puntaje las estrategias de mayor intervención). En orden a evitar el “problema de fuga” (ver definición en la siguiente sección, “Efectividad de los PSA como Herramienta de Conservación”), el índice se aplicaría a la totalidad del predio. La suma del puntaje resultante de multiplicar la superficie bajo cada opción de uso de la tierra por su correspondiente puntaje proveerá el puntaje total para el predio. Este puntaje total, a su vez, sería multiplicado por el valor monetario del punto del índice para dar la cantidad a ser pagado anualmente por SA. El valor monetario del punto se establecería cada año sobre la base de la disponibilidad de fondos para las compensaciones establecidos por la ley.¹

Si bien el esquema de PSA propuesto para implementar las compensaciones para los bosques de la provincia del Chaco es más elaborado que el previsto en la ley, el mismo posee una serie de

¹ La ley establece la creación de un Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos, con el objetivo de fortalecer la capacidad técnica y de control a nivel provincial, y compensar a los titulares que realicen tareas de conservación y manejo sostenible de bosques nativos con alto y medio valor de conservación. El Fondo contará anualmente con asignaciones no menores a 0.3% del Presupuesto Nacional y de 2% de las Retenciones a las exportaciones de productos primarios del sector agrícola, ganadero y forestal. La distribución del Fondo se realizará anualmente entre las provincias que concreten su Plan de Ordenamiento Territorial. El 70% de los fondos que le correspondan a cada provincia será destinado para compensar a los titulares de las tierras en cuya superficie se conservan o se desarrollen planes de aprovechamiento sostenible del bosque nativo de acuerdo a sus categorías de conservación. El 30% restante será destinado a las autoridades de aplicación de cada jurisdicción, con el objeto de crear una red de monitoreo y sistemas de información de sus bosques nativos, como así también brindar asistencia técnica y financiera para pequeños productores, comunidades indígenas o campesinas.

ventajas al planteo original: i) el empleo de un índice que contemple diferentes subcategorías de manejo y uso de la tierra forestales en las categorías roja y amarilla permite realizar pagos más justos ya que se corresponden con una provisión más "real" de los SA, ii) permite enviar señales más precisas en cuanto a qué usos y prácticas de manejo forestales son deseables para mejorar la provisión de SA y la conservación de bosques, iii) el proceso de pago es más transparente, ya que el productor (conociendo de antemano el puntaje de su predio) podrá calcular el monto de pago que le corresponde anualmente en función del valor del punto del índice establecido para un año en particular y iv) se disminuirían potenciales críticas al esquema por las variaciones en los montos de pago debido a fluctuaciones presupuestarias anuales del Fondo de Pago previsto en la ley, dado que si bien fluctuaría el valor del punto del índice, el puntaje del predio rural se mantendría sin cambios (a menos que el productor incorporase cambios hacia usos de la tierra que proveyeran mayor cantidad de SA).

EFFECTIVIDAD DE LOS PSA COMO HERRAMIENTA DE CONSERVACIÓN

En determinadas ocasiones, los sistemas de PSA pueden no ser la herramienta más adecuada para alcanzar los objetivos de conservación propuestos. En términos generales, la aplicabilidad de los esquemas de PSA como herramienta de conservación depende de la relación costo-beneficio para generar el SA (Pagiola 2005). Las condiciones en que los esquemas de PSA resultan ser la herramienta óptima se dan cuando el costo de oportunidad de conservación es bajo y los beneficios de conservación son altos. Por ejemplo, si se tiene un área crítica en una cabecera de cuenca para la protección del recurso hídrico que se encuentra bajo producción, pero el costo de oportunidad de destinarla exclusivamente para la generación del SA es bajo (lo que implica que el pago requerido para conservación es bajo), las posibilidades de éxito de emplear la herramienta del PSA para asegurar la generación del servicio son máximas. Si la situación encontrada es a la inversa, esto es, el costo de oportunidad de la conservación es alto y los beneficios de conservación son bajos, entonces los PSA no son la herramienta adecuada a emplear. Esta situación puede plantearse cuando se intentan conservar áreas de baja importancia en términos de generación de servicios ambientales, pero que poseen un alto potencial productivo y pueden ser transformadas a usos de la tierra altamente rentables.

Por otro lado, puede presentarse la oportunidad en que se tenga un área donde el beneficio de destinarla a conservación sea muy alto, pero los costos de oportunidad de la conservación también sean muy altos. En este caso, la implementación de un sistema de PSA es posible, ya que se lo podría justificar en términos de los beneficios de conservación, pero en extremo difícil debido al monto elevado que deberían tener los pagos a los usuarios. Por último, puede encontrarse la situación contraria a la anterior, esto es, un área donde tanto los costos de oportunidad de la conservación como los beneficios de la misma, en términos de generación de servicios ambientales, son bajos. Por lo tanto, la implementación de un sistema de PSA sería posible debido a los montos relativamente bajos que se requerirán para compensar a los usuarios, pero poco útil en términos del retorno ambiental de dicha acción.

Tal como se mencionara antes, el objetivo central de un PSA es hacer que usos de la tierra que no son privadamente rentables pero que son deseables desde la perspectiva de la sociedad se transformen en rentables para los usuarios de la tierra, lo cual incentivaría su adopción por parte de

esos usuarios. No obstante, se pueden presentar varios tipos de ineficiencias en la implementación de PSA: i) falta de adicionalidad, ii) fuga, iii) falta de permanencia, (iv) falta de focalización y (v) generación de incentivos perversos.

La falta de adicionalidad hace referencia a la situación de pagar por usos de la tierra que serían mantenidos o adoptados de cualquier manera (Ferraro y Pattanayak 2006). Esta situación se plantea cuando los programas ofrecen pagos bajos, indiferenciados y no orientados espacialmente (Engel et al. 2008). Esto resulta en ineficiencia financiera del esquema, ya que se consumen fondos que podrían haber sido utilizados donde, sin la presencia de un pago, existe un riesgo elevado de pérdida de los usos que generan los SA. Por ejemplo, el programa de PSA de FONANFIFO paga por la conservación de todo bosque que haya sido reclutado en el esquema, de manera independiente del riesgo o amenaza de cambio a otros usos que presente el mismo. Esto ha llevado a que se pague por la conservación de bosques en áreas en las que las posibilidades de desaparición de esos bosques son casi nulas, tales como áreas remotas o de difícil acceso.

Fuga se refiere al desplazamiento inadvertido de actividades que resulta en la pérdida de servicios ambientales en áreas geográficas fuera de la zona de intervención del PSA (Brown et al. 1997, Watson et al. 2000, Robertson y Wunder 2005). La fuga puede ser directa o indirecta. En forma directa se da, por ejemplo, cuando la conservación de bosques bajo un PSA desplaza actividades destructivas a otras áreas forestadas. En forma indirecta ocurre cuando, como ejemplo, el retiro de áreas para conservación conlleva a un incremento de los precios de productos forestales o agrícolas, lo cual estimula la conversión de áreas naturales a usos productivos en otras regiones.

Falta de permanencia se refiere a la habilidad de los PSA para lograr los objetivos de asegurar la provisión de los SA después del período de pago cuando el horizonte de pago es finito (Engel et al. 2008). Este es uno de los aspectos más críticos y criticados (ver Swart 2003) de los PSA, ya que si los fondos para financiar el mismo no son sustentables o no están asegurados a largo plazo, las expectativas de permanencia de los usos de la tierra de interés para la generación de SA después que los pagos finalicen pueden ser mínimas (ver apartado sobre lógica de los PSA).

La falta de priorización tiene lugar cuando el diseño de los pagos no considera criterios que optimicen el retorno de esos pagos en términos de generación de SA. Los usos de la tierra y de las áreas que estarían sujetos a pago pueden priorizarse teniendo en cuenta aspectos tales como costos de transacción, nivel de generación de SA y amenaza de cambio, con el objeto de hacer que el esquema sea eficiente en términos financieros, en particular en aquellos casos en que el número de aplicaciones a participar del PSA excede los fondos disponibles para el mismo (Engel et al. 2008, Wünscher et al. 2008).

Por último, en el diseño del PSA se debe evitar la generación de incentivos perversos que malogren sus objetivos. Por ejemplo, el plan inicial en el proyecto PESIME involucraba el pago por las áreas silvopastoriles "incrementales" en la finca, sin compensar aquellas áreas que ya estuvieran presentes en la finca. Este enfoque inicial presentaba el riesgo substancial de crear el incentivo, para aquellos finqueros con un alto porcentaje de la superficie de sus fincas bajo sistemas silvopastoriles, de eliminar las áreas silvopastoriles preexistentes a fines de hacer "más espacio" en la finca disponible para recibir pago. La forma en que se resolvió esta situación fue efectuando un pago único al inicio del programa que reconocía las áreas silvopastoriles preexistentes (ver Pagiola et al. 2004 y Gobbi 2005).

EFFECTOS AMBIENTALES DE LOS PSA

Después de haber presentado y discutido las características que hacen a los PSA, la pregunta que surge es ¿qué efectos ambientales han producido los mismos? Los casos de PSA revisados indican que los efectos ambientales más importantes producidos por los PSA han sido la recuperación de la cobertura forestal, la recuperación de áreas degradadas, la reducción en la conversión de bosques a áreas agrícolas y de pasturas, y la implementación de usos de la tierra amigables con el ambiente. A su vez, distintos estudios han encontrado que quienes reciben PSA tienden a tener coberturas boscosas mayores y a implementar usos de la tierra amigables con el ambiente que quienes no los reciben (Zbinden y Lee 2005, Ibrahim et al. 2007, Sierra y Russman 2006).

Un aspecto aún pendiente en la mayoría de los PSA es la falta de una base empírica sólida que establezca de manera fehaciente las relaciones entre los usos de la tierra compensados y la generación de los servicios ambientales. La mayoría de los esquemas de PSA han establecido estrictos esquemas de contralor y monitoreo del cumplimiento de las condiciones del contrato de pago (i.e., monitoreo de la presencia de los usos de la tierra sujetos a pago), pero permanecen débiles en cuanto al monitoreo de su efectividad en la generación de los SE de interés. En particular, esta situación ha sido crítica en el caso de esquemas de PSA orientados a los servicios hídricos, en los que el manejo de las cuencas ha estado sujeto a generalizaciones que no siempre tienen una base empírica robusta y cuyos efectos ambientales reales pueden ser los contrarios a los buscados (Kaimowitz 2004). No obstante, algunos esquemas de PSA han realizado estimaciones de la "cantidad" de servicios ambientales generados por los usos de la tierra pagados. Tal es el caso del proyecto PESIME, que poseía un módulo de monitoreo de las cantidades de carbono capturado y de biodiversidad generada, y de los efectos sobre la calidad de agua que la incorporación de sistemas silvopastoriles en las fincas de los productores participantes producía (Gobbi et al. 2005, Ibrahim et al. 2007).

CONSIDERACIONES FINALES

A medida que los ambientes naturales son degradados y transformados, los servicios ambientales provistos en forma gratuita por la naturaleza comienzan a ser progresivamente escasos. La escasez emergente de los SA que resulta de dicha situación los ha hecho sujetos potenciales de comercialización, y han hecho que los PSA aparezcan como un instrumento de política atractivo para financiar la conservación de la naturaleza y el manejo adecuado de los recursos naturales. En ese contexto, las posibilidades de mantener o de incrementar la oferta de servicios ambientales en tierras privadas están influenciadas, en gran medida, por los incentivos económicos que puedan recibir los usuarios de las tierras con potencial para la generación de esta oferta. Los esquemas de PSA, entonces, reconocen explícitamente esa influencia e intentan conectar los intereses de los usuarios de la tierra con el resto de la sociedad.

En los últimos años se ha avanzado de manera considerable en la temática de PSA, a juzgar por los resultados de las iniciativas desarrolladas en el mundo; en particular, por aquellas llevadas adelante en América Latina. Esas iniciativas no han estado exentas de errores en su diseño e implementación, ya que el rasgo distintivo de las mismas es que "se ha ido aprendiendo a medida que se hacía". Aun hoy, con mucha más experiencia en el área, son muchos los interrogantes

que todavía quedan en cuanto al funcionamiento, la efectividad y la equidad de los esquemas de PSA, y falta mucho que aprender para hacer recomendaciones precisas sobre su diseño. No obstante, la lección más importante que se desprende de las iniciativas existentes para que los PSA sean instrumentos efectivos de conservación es que su diseño e implementación requiere de un enfoque flexible, sistémico y estratégico. Este enfoque debe contemplar las condiciones sociales, económicas, ambientales e institucionales bajo las cuales se aplicará el PSA, como también la voluntad de adaptarse a las lecciones aprendidas y a las circunstancias cambiantes del entorno.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue realizado dentro del marco de los proyectos PR CHFOR04 "Producción sustentable para Chaco y Formosa en la ecorregión chaqueña", PR CHAFOR410132 "Enfoques integrados para el manejo sustentable de ecosistemas de Chaco y Formosa" y IES1732 "Evaluación económica de los servicios ambientales en los sistemas de producción y las externalidades asociadas: los casos de las ecorregiones pampeana y chaqueña".

BIBLIOGRAFÍA

- Alban, M. y S. Wunder. 2005. Decentralized payments for environmental services: the cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. ZEF-CIFOR Workshop on PSA, Titissee, Alemania, junio 2005.
- Alpizar, F., B. Louman y J. Parrotta. 2005. An integrated approach to forest ecosystem services. II Global Forum. Pp 97-116.
- Brown, P., B. Carbale y R. Livernash. 1997. Carbon Counts: Estimating Climate Change Mitigation in Forestry Projects. World Resources Institute. Washington, D.C. EE.UU.
- Campos, J.J., F. Alpizar, B. Laouman, J. Parrota y R. Madrigal. 2005. Enfoque Integrado para el Esquema de Pago por Servicios Ecosistémicos Forestales. Pp. 1-26 en: G. Mery, R. Alfaro, M. Kanninen y M. Lobovikov (eds.), Forest in the Global balance-Changing Paradigms. IUFRO World Series.
- Corbera, E., C. González y K. Brown. 2008. Institutional dimension of payments for ecosystem services: an analysis of Mexico's carbon forestry programme. *Ecological Economics* 68:743-761.
- Díaz, O., L. Dimas, M. García, L. Herrador y V. Méndez. 2002. Pago por servicios ambientales en El Salvador. PRISMA, San Salvador, El Salvador.
- Echeverría, M. 2002. Water user associations in the Cauca Valley: a voluntary mechanism to promote upstream-downstream cooperation in the protection of rural watersheds. Land-Water Linkages in Rural Watershed Study Series. FAO, Roma, Italia.
- Engel, S., S. Pagiola y S. Wunder. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65:664-674.
- FAO. 2002. Relaciones Tierra-Agua en Cuencas Hidrográficas Rurales. Boletín de Tierras y Aguas de la FAO 9. Roma, Italia.
- Faith, P. y P. Walter. 2002. The role of trade-offs in biodiversity planning: linking local management, regional planning, and global conservation efforts. *Journal of Biosciences* 27:393-407.
- Ferraro, P. y R. Simpson. 2002. The cost-effectiveness of conservation payments. *Land Economics* 78(3):339-359.
- Ferraro, P. y S. Pattanayak. 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PloS Biology* 4(4):e105.
- Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONANFIFO). 2009. Programa de Pago por Servicios Ambientales. www.fonafifo.com (último acceso: 17/11/2010).

- Gobbi, J. 2000. Is biodiversity-friendly coffee financially viable? An analysis of five different production systems in Western El Salvador. *Ecological Economics* 33:267-281.
- Gobbi, J. 2005. Efecto del Incremento en el Valor del Punto del Índice de Cambio de Uso de la Tierra en la Percepción de los Fincos y la Rentabilidad de los SSP. Reporte Interno SE-2/05, Proyecto PESIME. Costa Rica.
- Gobbi, J. 2006. Perfil de Sistemas de Pagos por Servicios Ambientales para Apoyo de Prácticas Forestales y Agrícolas Sostenibles. BID Documentos Trabajos. Washington, D.C. EE.UU.
- Gobbi, J. 2007. Los pagos por servicios ambientales: ¿qué son y qué caracteriza sus mercados? XXVI Jornadas Agronómicas del Chaco. Charata, Argentina.
- Gobbi, J. 2008. Curso Diseño de Esquemas de Pago por Servicios Ambientales. INTA. Chaco, Argentina.
- Gobbi, J. (en preparación). Propuesta de Diseño del Esquema de Compensaciones para los Bosques Nativos de la Provincia del Chaco previsto en la Ley Nacional 26331. INTA. Colonia Benítez, Argentina.
- Gobbi, J., M. Ibrahim, F. Casasola, E. Ramírez y E. Murgueitio. 2005. ¿Solucionando el problema de monitoreo? El uso de un índice ecológico como herramienta para aplicar un pago por servicios ambientales. Conferencia Wallace, CATIE, Costa Rica.
- Ibrahim, M., J. Gobbi, F. Casasola, M. Chacón, N. Ríos, et al. 2006. Enfoques Alternativos de Pagos por Servicios Ambientales: experiencia del Proyecto Silvopastoril. Trabajo presentado en el Taller Experiencia Costarricense con PSA. San José, 25-26 septiembre 2006.
- Kaimowitz, D. 2004. Forest and water: a policy perspective. *Journal of Forest Research* 9:289-291.
- Kemkes, R., J. Farley y C. Koliba. (en prensa). Determining when payments are an effective policy approach to ecosystems service provision. *Ecological Economics*.
- Landell-Mills, N. y L. Porras. 2002. Silver Bullet or Fool's Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and Their Impact on the Poor. IIED, Londres, UK.
- Mayrand, K. y M. Paquin. 2004. Pagos por servicios ambientales: estudio y evaluación de esquemas vigentes. Unisfera, Montreal.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and Human Well-being. Synthesis. Island Press. Pp. 138.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J.M. Torres y J. Braña. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65:725-736.

- Muradian, R., E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy y P. May. 2010. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69:1202-1208.
- Murgueitio, E., M. Ibrahim, E. Ramírez, A. Zapata, C. Mejía, et al. 2002. Guía para el pago de servicios ambientales. Proyecto Enfoques Integrados para el Manejo de Ecosistemas. CIPAV, CATIE y Nitlapán. Cali, Colombia.
- Pagiola, S. 2002. Selling Biodiversity in a Coffee Cup. Páginas 103–126. En Pagiola, S., J. Bishop y N. Landell-Mills. *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development*. Earthscan, London. UK.
- Pagiola, S. 2005. Assessing Efficiency of Payments for Environmental Services Programs: A Framework for Analysis. Banco Mundial. Washington, D.C. EE.UU.
- Pagiola, S. y G. Platais. 2002. Pagos por Servicios Ambientales. Environment Strategy Notes No. 3. Mayo 2002. Banco Mundial.
- Pagiola, S., P. Agostini, J. Gobbi, C. de Haan, M. Ibrahim, et al. 2004. Paying for biodiversity services in agriculture landscapes. World Bank Environmental Paper No. 149.
- Pagiola, S. y G. Platais. 2007. Payments for Environmental Services: From Theory to Practice. Banco Mundial. Washington, D.C. EE.UU.
- Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65:712-724.
- Robertson, N. y S. Wunder. 2005. Fresh Tracks in the Forest. Assessing incipient payments for environmental services in Bolivia. CIFOR, Indonesia.
- Sáenz, J. 2005. Informe monitoreo de aves Esparza, Costa. Proyecto GEF-CATIE. Documento de circulación interna. Pp. 35.
- Sierra, R. 2005. From National to Global Planning for Biodiversity Conservation. Examining the Regional Efficiency of National Protected Area Networks in the tropical Andes. En K. Zimmerer editor. *Geographies of Environmental Management and Globalization. Expanding Dimensions and Dilemmas*. University of Chicago Press, Chicago, EE.UU.
- Sierra, R. y E. Russman. 2006. On the efficiency of environmental service payments: a forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica. *Ecological Economics* 59:131-141.
- Swart, J. 2003. Will direct payments help biodiversity? *Science* 299:1981.

- Tipper, R. 2002. Helping Indigenous Farmers Participate in the International Market for Carbon Services: The Case of Scolel Té. En: Pagiola, S., J. Bishop y N. Landell-Mills. Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development. Earthscan, London. UK.
- Watson, R., I. Noble, B. Bolin, N. Ravindranath, D. Verardo, et al. 2000. Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Special report to the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge. UK.
- Wunder, S. 2005. Payment for environmental services: some nuts and bolts. CIFOR Infobrief No. 9.
- Wunder, S. y M. Albán. 2008. Decentralized payments for environmental services: the case of Pimampiro and PROPAFOR in Ecuador. *Ecological Economics* 65:822-833.
- Wünscher, T., S. Engel y S. Wunder. 2008. Spatial targeting of payments for environmental services: a tool for boosting conservation benefits. *Ecological Economics* 65:822-833.
- Zsbinden, D. y D. Lee. 2005. Paying for environmental services: an analysis of participation in Costa Rica's PSA Program. *World Development* 33(2):255-272.

ANEXO

1. Experiencias de Pago por Servicios Ecosistémicos desarrolladas en América Latina consideradas en el presente estudio

Nombre de la iniciativa	País	Fuente
Programa de Pago por Servicios Ambientales de FONANFIFO	Costa Rica	FONAFIFO 2009, Pagiola 2008
Proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas	Costa Rica, Colombia y Nicaragua	Pagiola et al. 2004, Gobbi 2005, Ibrahim et al. 2007
Programas Pamampiro y PROPAFOR	Ecuador	Wunder y Albán 2008
Pago Servicios Ambientales Hidrológicos	México	Muñoz-Piña et al. 2008
Proyecto Scolel Té	México	Tipper 2002
Varias iniciativas	Bolivia	Roberson y Wunder 2005

Capítulo 13

LOS DESAFÍOS DEL ORDENAMIENTO AMBIENTAL DEL TERRITORIO Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA LEY DE BOSQUES NATIVOS

Carina Quispe Merovich y María Victoria Lottici

Carina Quispe Merovich es abogada, Magister en Tecnología y Gestión Ambiental y Directora de Gobernabilidad, Política Ambiental y Conservación de la Fundación Ambiente y Recursos Naturales. Email Quispe: cquispe@farn.org.ar - María V. Lottici es economista, Especialista en Gestión Ambiental y consultora de la Fundación Ambiente y Recursos Naturales. Email Lottici: victoria@cisiar.org.

Resumen. El presente artículo aborda aspectos legales, institucionales y económicos relacionados con la efectiva implementación de la Ley de Bosque Nativo. Como sabemos, esta ley pivota sobre varios institutos jurídicos de derecho ambiental que fueron incluidos en dicha ley a fin de establecer las directrices básicas que permitieran ordenar la situación grave y acelerada de pérdida de bosque nativo del país, de modo coherente en todas las jurisdicciones provinciales. La novedad para el sistema ambiental argentino surge a partir del reconocimiento de los servicios ambientales que prestan los bosques y de la necesidad de asignar un valor económico a estos servicios, a la vez de pagar por dicho valor a fin de que el bosque se mantenga en pie y se maneje de modo sustentable. Hasta la fecha (a más de dos años de la sanción de la ley) no se han producido pagos por servicios ambientales, lo cual nos obliga a analizar las causas de esta situación, incluso echando mano de la experiencia de Costa Rica, uno de los países con trayectoria más amplia y exitosa en el tema.

INTRODUCCIÓN

Como es de público conocimiento, el bosque nativo de nuestro país, y de modo especial en algunas provincias argentinas, ha sido dañado de modo irreparable, subsistiendo apenas 30% de la masa boscosa original según estimaciones de la propia autoridad ambiental nacional (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación 2007).

La cantidad de hectáreas desmontadas en la Provincia de Salta, así como los permisos otorgados hacia fines del año 2007 en dicha provincia (cuando el Proyecto de Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (en adelante, Ley de Bosques Nativos) estaba a escasos días de su aprobación por el senado nacional) nos alertan acerca de una situación de grave contexto y consecuencias.

Como ocurre con la mayoría de las cuestiones ambientales, el abordaje multidisciplinario e intersectorial de la problemática garantizará sin duda alguna la mejor de las soluciones posibles, siempre que medie un compromiso genuino y acciones concretas por parte del sector gubernamental en todos los niveles. Tanto más cuando el marco normativo vigente aporta un sustento suficiente y propicio para estrategias y políticas que permiten poner en marcha la legislación; esto, por cierto, es una responsabilidad preeminente del Poder Ejecutivo Nacional (PEN) y de los pares provinciales. El PEN, principalmente en lo que respecta a la disponibilidad de los recursos económicos para el pago de los servicios ambientales. Sus pares provinciales, en lo atinente a la responsabilidad por la elaboración participada del ordenamiento ambiental de los bosques, en la definición de las áreas conforme las categorías que prevé la ley, en el control exhaustivo en el cumplimiento de la misma y, por último, en la distribución de los fondos que provengan de la Nación.

Es que el legislador nacional no en vano ha consagrado como derecho positivo a los Principios Preventivo y Precautorio, los cuales deben imbuir toda decisión de política pública y privada¹, a lo que debe agregarse la completa estructura de la Ley N° 26.331² y su reciente decreto reglamentario³. En este mismo sentido, la ley establece entre sus objetivos el de “hacer prevalecer los principios precautorio y preventivo, manteniendo bosques nativos cuyos beneficios ambientales o los daños ambientales que su ausencia generase, aún no puedan demostrarse con las técnicas disponibles en la actualidad”⁴. Parece, entonces, que no hay excusas para la protección y el uso sostenible del bosque nativo, sino más bien un largo camino por recorrer en la institucionalidad pública ambiental de Argentina y en la concientización y compromiso de los diversos actores involucrados en la problemática. En este sentido, es importante destacar que las autoridades parecen obviar en numerosos casos las obligaciones surgidas de los compromisos internacionales asumidos, incurriendo en una responsabilidad específica en dicho plano. Aquí, los convenios de Diversidad Biológica y Cambio Climático, así como el Convenio N° 169 de la Organización Internacional del Trabajo, relativo a los derechos de los pueblos indígenas, deben ser considerados especialmente.

Debe destacarse en esta línea el papel fundamental que ha jugado la Corte Suprema de Justicia

1 *Ley General del Ambiente N° 25.675, arts. 4 y 5. Ver también en Sabsay et al. 2006.*

2 *BO. 26.12.2007.*

3 *Decreto PEN N°91/2009, BO. 16.02.2009.*

4 *Ley 26331, art. 3, inc. h).*

de la Nación en la causa Salas⁵, la cual, en una admirable interpretación y armonización del Derecho Internacional y el Derecho Argentino, avanza, frente a la emergencia forestal del país y de Salta, en el dictado de una medida cautelar que, sobre la base del criterio de precaución, logra garantizar la aplicación efectiva de la Ley de Bosque Nativo en el marco más amplio de la Ley General del Ambiente. Tal como ha ocurrido en otras circunstancias⁶, el Poder Judicial, y en este caso el máximo tribunal (con el peso que ello implica) se ha diferenciado de los restantes poderes en la aplicación contundente de las leyes de presupuestos mínimos de protección ambiental. Esta situación nos marca con claridad cómo las autoridades ejecutivas y legislativas de los tres niveles de gobierno (nacional, provincial y municipal) no están aún dispuestas a incorporar “ex ante” las consideraciones de carácter ambiental que deberían transversalizar normas y políticas: en la medida en que esto no ocurra, las mismas infringen la Constitución Nacional y la Ley General del Ambiente, lo cual implica sin duda al mismo tiempo la responsabilidad de quienes obran en este sentido.

De acuerdo a lo expresado, el presente artículo intenta, por un lado recorrer brevemente los principales institutos jurídicos contenidos en la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, y profundizar en uno de sus aportes más novedosos al Derecho Ambiental Argentino, como es el pago por servicios ambientales, y considerando la realidad actual en cuanto a la implementación efectiva de la ley, tanto en términos generales como en lo que respecta al pago por servicios, y la experiencia comparada en esta materia, en base al caso de Costa Rica.

LA LEY DE BOSQUES NATIVOS

Luego de un proceso parlamentario muy arduo, impulsado en gran medida por la acción sostenida de organizaciones de la sociedad civil (que lograron casi un millón y medio de firmas para que la ley fuera votada), hacia fines de noviembre de 2007 fue aprobada la Ley N° 26.331, que estableció

5 *CSJN S 1144 XLIV “Salas, Dino y Otros c/Salta Provincia de y Estado Nacional slamparo”. Esta acción de amparo fue iniciada por comunidades originarias y familias criollas contra la Provincia de Salta y el Estado Nacional, frente a la gravísima situación de los bosques nativos en la citada provincia, y con diversos propósitos: para lograr el cese inmediato y definitivo de los desmontes y talas indiscriminadas en los departamentos de San Martín, Orán, Rivadavia y Santa Victoria; para que se declare la inconstitucionalidad y nulidad absoluta de las autorizaciones otorgadas para el desmonte y se prohíba otorgarlas a futuro; para que se imponga a las demandadas el deber de recomponer el ambiente al estado anterior a la producción del daño y, en caso de no resultar ello técnicamente factible, para que se fije una indemnización sustitutiva a su favor, sin perjuicio de lo que corresponda a otros afectados y al Fondo de Compensación Ambiental creado por la ley 25.675. Los actores solicitaron además una medida cautelar tendiente a que se ordenara el cese provisional del desmonte y la tala de bosques nativos en la zona referida durante todo el tiempo que demande la sustanciación de la causa, y la producción de una diligencia preliminar dirigida a que el Estado provincial informe los datos de quienes hubieran solicitado y obtenido autorizaciones de desmonte y tala para la zona en cuestión. En diciembre de 2008, la Corte ordenó proceder al pedido de informes a la Provincia de Salta a modo de diligencia preliminar; y, con base en el principio precautorio y demás extremos necesarios para su procedencia- hacer lugar a la medida cautelar solicitada disponiendo de manera provisional el cese de los desmontes en los departamentos mencionados, que fueran autorizados por la Provincia de Salta en el último trimestre del año 2007. Ante la solicitud de la provincia para que se dejara sin efecto la medida cautelar dispuesta, en marzo de 2009 la CSJN mantuvo la medida y suspendió todas las autorizaciones de tala y desmonte y su ejecución en los cuatro departamentos hasta tanto la Provincia de Salta realice un estudio de impacto ambiental con las directrices dadas en el fallo, en el término de noventa días.*

6 *En este sentido, también merece destacarse la actuación de la Corte en la causa Mendoza, relativa a la contaminación de la cuenca Matanza – Riachuelo. Para mayor información sobre la causa, y las resoluciones tomadas por la CSJN ver en www.farn.org.ar/riachuelo/caso.html*

los presupuestos mínimos de protección ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos⁷.

Mediante sus previsiones, la ley contribuyó en un momento crítico y brindó herramientas adecuadas para evitar la afectación seria del bosque nativo del país. Así, la moratoria incluida en su articulado (que impidió el otorgamiento de autorizaciones de desmonte en el plazo comprendido entre la sanción de la ley y la realización de los respectivos ordenamientos territoriales en las provincias⁸) significó un duro límite que obligó a las jurisdicciones a iniciar procesos de discusión sobre el futuro de los bosques con actores, fundamentos y mediante mecanismos impensados hasta entonces.

Claramente, el concepto de “ordenamiento territorial” en los términos que lo plantea la Ley de Bosque Nativo⁹, y de manera complementaria a la Ley General del Ambiente N° 25.675, signado por la obligación de que exista una participación amplia, temprana y genuina de las comunidades locales (en especial indígenas y campesinas) y así mismo la obligatoria observación de criterios de sostenibilidad ambiental, no era ni es un “modus” instalado en Argentina para la planificación sustantiva y temporal en relación al bien “ambiente” o a alguno de sus componentes. Esta es una gran asignatura pendiente del sector gubernamental, extensible a otros recursos y problemáticas ambientales. De manera general puede afirmarse que las autoridades gubernamentales no inician ni fomentan procesos participativos que permitan debatir modelos de desarrollo, incluyendo el ordenamiento territorial. Ello es una de las causas más reiteradas en la conflictividad socioambiental, nacida la mayoría de las veces de la imposición de decisiones de las cuales la ciudadanía no participa, y respecto de las cuales carece casi absolutamente de información¹⁰. Luego, la sustentabilidad social de las políticas y normas que las reflejan, resulta un objetivo de cumplimiento imposible. Esta circunstancia se advierte de modo palmario en la causa Salas que, como se anticipó, refiere a la situación delicada de comunidades originarias y de familias criollas que ven peligrar su sustento y modo tradicional de vida por comprometer los desmontes su vínculo espiritual con el bosque y, en el caso de los pueblos originarios, así mismo su supervivencia, basada sobre la caza, la recolección de frutos y la elaboración de artesanías¹¹.

La Ley 26.331 se estructuró entonces sobre dos medidas clave, una de las cuales produjo la paralización inmediata de los desmontes (la moratoria), mientras que la otra permite transitar un proceso de fondo, que apunta al ordenamiento ambiental del bosque nativo, con la finalidad de que la preservación y el uso sostenible de estos ecosistemas sea una realidad, teniéndose además en cuenta la consideración de los servicios ambientales que los mismos prestan a la comunidad. Este ordenamiento debe realizarse de manera participativa observando los diez criterios de sustentabilidad ambiental contenidos en el Anexo de la ley, los cuales funcionan de manera interdependiente. Estos criterios requieren la consideración de cuestiones fundamentales y determinantes en la ponderación del valor de conservación y consecuente zonificación,

7 *Para más información ver www.farn.org.ar/investigacion/conser/bosques/index.html (último acceso: 04/11/2010).*

8 *Ley 26.331, art. 8.*

9 *La Ley 26.331 lo define en su art. 4 como “la norma que basada en los criterios de sostenibilidad ambiental establecidos en el Anexo de la presente ley zonifica territorialmente el área de los bosques nativos existentes en cada jurisdicción de acuerdo a las diferentes categorías de conservación.” A su vez, entre sus objetivos (art. 3) reconoce en esta herramienta la aptitud para promover la conservación del bosque y para regular el cambio de uso del suelo y la frontera agropecuaria.*

10 *Basta con mencionar conflictos públicos y notorios, como los que han planteado la instalación de rellenos sanitarios en el conurbano bonaerense o las actividades de “megaminería” a lo largo de la cordillera argentina.*

11 *Para mayor información, ver la cartilla elaborada por Fundación Asociana, denominada “Ley de Bosques Nativos”, disponible en redaf.org.ar/noticias/wp-content/uploads/2008/05/cartilla-ley-de-bosques.pdf (último acceso: 04/11/2010).*

como la superficie mínima para la supervivencia de la fauna y flora, la vinculación con otras comunidades naturales y áreas protegidas, los valores biológicos sobresalientes, la conectividad entre ecorregiones, el estado de conservación, el potencial forestal, de sustentabilidad agrícola y de conservación de cuencas, y el valor asignado al área boscosa y colindante por las comunidades indígenas y campesinas. De esta manera, el ordenamiento ambiental que se lleve a cabo no podrá sacrificar áreas cuya justificación resulte imposible de sostener a la luz de los criterios de sustentabilidad ambiental mencionados más arriba, ya que ello implicaría llanamente violentar la letra de la ley, abriendo el camino para el planteo de su nulidad.

No obstante, debe reconocerse que diversas provincias (aun con falencias de distinta índole y resultados también variados¹²) han iniciado este proceso de ordenamiento en aras de poder continuar la explotación del bosque, lo cual, a partir de la Ley de Bosque Nativo, no es posible si no se concreta su ordenamiento ambiental, de acuerdo a las categorías de conservación que fija la norma¹³.

La definición de estas categorías implica, por un lado, las áreas que cada provincia prevé destinar a la conservación, al manejo sostenible y al desmonte, y por otro, el acceso a fondos cuyo fundamento radica en los servicios ambientales que presta el bosque, ya sea en caso de conservarse de manera absoluta, es decir, aplicable a la masa boscosa situada en áreas definidas como Categoría I ó "Roja" (de valor de conservación alto) como en los casos en que se trate de áreas correspondientes a la Categoría II ó "Amarilla" (de valor de conservación mediano)¹⁴.

Así mismo constituye una medida de gran importancia (complemento puntual del ordenamiento) la evaluación de impacto ambiental (EIA) obligatoria requerida como paso previo a las autorizaciones de desmonte (impracticables en las zonas de Categoría I y II) y de aprovechamiento sustentable con impactos significativos¹⁵, a lo que se agrega, para el desmonte, la exigencia de la audiencia o consulta pública¹⁶. De manera coherente con ello, y como parte integrante del procedimiento de EIA, las actividades de desmonte y aprovechamiento sustentable en las áreas cuya categorización permite tales actividades requieren planes de manejo específicos que deben ser aprobados por la autoridad competente¹⁷.

12 *En este sentido debe señalarse que muchas organizaciones de la sociedad civil que han seguido de cerca los procesos de ordenamiento en las provincias han puesto de relieve distintas fallas de estos procesos. Las fallas incluyen desde un nivel de participación pública bajo o nulo hasta interpretaciones sesgadas u omisiones de los criterios de sustentabilidad que plantea la Ley 26.331, incluyendo la no consideración de sitios de especial interés para la conservación, como ocurre con el listado incluido en las "Áreas Importantes para la Conservación de las Aves de la Argentina".*

13 *Ley 26.331, arts. 7 y 9.*

14 *La Ley 26.331 define en su art. 9 las categorías de conservación: "Categoría I (rojo): sectores de muy alto valor de conservación que no deben transformarse. Incluirá áreas que por sus ubicaciones relativas a reservas, su valor de conectividad, la presencia de valores biológicos sobresalientes y/o la protección de cuencas que ejercen, ameritan su persistencia como bosque a perpetuidad, aunque estos sectores puedan ser hábitat de comunidades indígenas y ser objeto de investigación científica". Por su parte, las Categorías II y III se definen del siguiente modo: "Categoría II (amarillo): sectores de mediano valor de conservación, que pueden estar degradados pero que a juicio de la autoridad de aplicación jurisdiccional con la implementación de actividades de restauración pueden tener un valor alto de conservación y que podrán ser sometidos a los siguientes usos: aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica. Categoría III (verde): sectores de bajo valor de conservación que pueden transformarse parcialmente o en su totalidad aunque dentro de los criterios de la presente ley."*

15 *Ley 26.331, art. 22.*

16 *Ley 26.331, art. 26.*

17 *Ley 26.331, arts. 16 y 17.*

De esta manera, la Ley de Bosque Nativo presenta una trama de herramientas estratégicas, cuya lógica “de mayor a menor” debe emplearse obligatoriamente para la definición de las áreas a preservar y a explotar de manera sustentable: en primera instancia, el ordenamiento ambiental del territorio y el bosque que incluye la categorización de áreas a través de la aplicación de criterios de sustentabilidad ambiental, y luego la evaluación de impacto ambiental para los sitios puntuales.

Ahora bien, si el ordenamiento ambiental del bosque nativo constituye el eje central sobre el cual pivota la estructuración del mapa de bosques que se conservará o se manejará de modo sustentable, la incorporación del concepto y el reconocimiento en la ley bajo análisis de los “servicios ambientales” debería ser la herramienta más idónea para que este mapa mantenga una forma y contenido significativos y estables. Esto es, si se pagará de forma adecuada a quienes conserven los bosques por los servicios que brinda este bien de su propiedad, el propietario debe ser el mayor interesado en la conservación.

Así, la ley declara en su artículo 1° que ella “... establece los presupuestos mínimos de protección ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos, y de los servicios ambientales que éstos brindan a la sociedad. Asimismo, establece un régimen de fomento y criterios para la distribución de fondos por los servicios ambientales que brindan los bosques nativos” y afirma que el Fondo Nacional para la Conservación de los Bosques Nativos “será distribuido anualmente entre las jurisdicciones que hayan elaborado y tengan aprobado por ley provincial su Ordenamiento de Bosques Nativos”¹⁸.

LOS SERVICIOS AMBIENTALES, EL FONDO Y LA REGLAMENTACIÓN DE LA LEY DE BOSQUE NATIVO

Como punto de partida resulta importante precisar qué entendemos por “servicios ecosistémicos” o “servicios ambientales”. Conforme a la Evaluación de Ecosistemas del Milenio¹⁹ los servicios ambientales son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas. Ello incluye:

- “Servicios de aprovisionamiento” de alimentos, agua, madera y otras materias primas como así también de recursos genéticos
- “Servicios de regulación” de los procesos de los ecosistemas que incluyen la regulación del clima, mantenimiento de la calidad del aire, control de la erosión, regulación de enfermedades humanas y purificación de aguas
- “Servicios culturales” relacionados con beneficios no materiales que hacen a los aspectos recreativos, educativos, estéticos o de belleza escénica de los ecosistemas
- “Servicios de soporte” que hacen posible la provisión de todos los otros servicios ambientales y que incluyen la producción de oxígeno, la formación de suelos y el ciclo

¹⁸ Ley 26.331, art. 32.

¹⁹ La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio fue una iniciativa convocada por el Secretario General de las Naciones Unidas e iniciada en 2001. Su objetivo ha sido evaluar las consecuencias para el bienestar humano de los cambios en los ecosistemas y plantear tomando en cuenta información científica las opciones para mejorar la conservación y el uso sostenible de los ecosistemas.

de nutrientes

Desde una perspectiva económica, la idea que subyace detrás de la valorización de estos servicios es compensar a quienes los proveen por los beneficios que los ecosistemas brindan. El pago por servicios ambientales actúa entonces como un incentivo a la conservación.

En línea con lo anterior, la Ley 26.331 aporta una definición para los servicios ambientales al establecer que éstos son “los beneficios tangibles e intangibles, generados por los ecosistemas del bosque nativo, necesarios para el concierto y supervivencia del sistema natural y biológico en su conjunto, y para mejorar y asegurar la calidad de vida de los habitantes de la Nación beneficiados por los bosques nativos”, y agrega que “los principales servicios ambientales que los bosques nativos brindan a la sociedad” son:

- Regulación hídrica
- Conservación de la biodiversidad
- Conservación del suelo y de calidad del agua
- Fijación de emisiones de gases con efecto invernadero
- Contribución a la diversificación y belleza del paisaje
- Defensa de la identidad cultural²⁰

Vale decir, entonces, que esta ley de presupuestos mínimos reconoce diferentes prestaciones que nos benefician de manera indiscriminada, y que dichas prestaciones provienen de los ecosistemas que los bosques integran. Estos beneficios, que se derivan de la conservación de los bosques, deben sin duda ser compensados en favor de aquellos que realicen este esfuerzo de conservación.

De allí la creación del Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos que establece la ley “con el objeto de compensar a las jurisdicciones que conservan los bosques nativos, por los servicios ambientales que éstos brindan”²¹. Aunque la ley refiere a las jurisdicciones, es evidente que la compensación debe llegar a las manos de aquellos que son titulares de los bosques y que se comprometen con la zonificación generada a partir del ordenamiento ambiental que realice la provincia en la cual los bosques son conservados. El artículo 35 de la Ley de Bosque Nativo establece, precisamente, que 70% de los recursos del Fondo debe destinarse a compensar a los titulares de las tierras en cuya superficie se conservan bosques nativos, sean públicos o privados, de acuerdo a sus categorías de conservación²². Esta compensación debe ser un aporte no reintegrable, abonado por hectárea y por año y de acuerdo a la categorización del bosque, generando como contrapartida la obligación de elaborar y mantener actualizado un Plan de Manejo y Conservación de los Bosques Nativos por parte de los titulares. Este plan debe contar con la aprobación de la autoridad competente de cada jurisdicción. Los aspectos de la ley relativos

20 Ley 26.331, art. 5.

21 Ley 26.331, art. 30.

22 Los bosques de Categoría I y II reciben compensación, aunque con una graduación diferente, de acuerdo a lo establecido por la Ley 26.331, en su art. 32, inc. c).

al Fondo que resultan de mayor interés se describen a continuación.

Conformación

Este Fondo estará integrado, entre otros conceptos, por:

- Partidas presupuestarias específicamente asignadas (que no podrán ser inferiores a 0.3% del Presupuesto Nacional)
- Un 2% del total de las retenciones a las exportaciones de productos provenientes de la agricultura, ganadería y sector forestal
- Préstamos/subsidios otorgados de manera específica por organismos nacionales e internacionales
- Recursos no utilizados de ejercicios anteriores (artículo 31)

Requisitos

Como se adelantó, la ley obliga a las jurisdicciones a elaborar y aprobar su “Ordenamiento de Bosques Nativos” como prerrequisito para obtener anualmente los fondos. Las sumas a pagar a cada jurisdicción serán determinadas por sus respectivas autoridades de aplicación conjuntamente con la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, autoridad de aplicación de la norma en el nivel nacional (artículo 32).

Criterios de otorgamiento

Los criterios para determinar los montos a otorgar a cada una de las jurisdicciones dependerán:

- del porcentaje de superficie de bosques nativos declarado por cada una de ellas
- de la relación entre la superficie total de la provincia y la de sus bosques nativos
- de las categorías de conservación declaradas (artículo 32)

Control del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos

De acuerdo a la ley, la autoridad nacional “podrá constatar periódicamente el mantenimiento de los bosques nativos y las categorías de conservación declaradas por las respectivas jurisdicciones” (artículo 34).

Aplicación del Fondo

Como se anticipó, la ley establece asimismo que las jurisdicciones deberán aplicar 70% de los recursos del fondo a compensar a los titulares públicos y privados de las tierras en cuya superficie se conserven bosques nativos. El 30% restante se destinará a la autoridad de aplicación de cada una de las jurisdicciones que deberá dirigir estos recursos al desarrollo de una red de monitoreo

de sus bosques y a la implementación de programas de asistencia técnica y financiera (artículo 35).

Administración y fiscalización

El Fondo será administrado por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, conjuntamente con las autoridades de aplicación de las jurisdicciones que hayan aprobado por ley provincial su ordenamiento. En cuanto a los aspectos de fiscalización y auditoría, será la Secretaría mencionada quien arbitrará los medios para que estos controles sean realizados por parte de la Auditoría General de la Nación y la Sindicatura General de la Nación (artículo 36).

Presentación de informes

Dentro del articulado de la ley (artículo 37) se prevé la publicación por parte de la administración del Fondo de un informe con el destino de los fondos transferidos durante el ejercicio anterior (incluyendo montos por provincias y por categorías de bosques). Este informe deberá ser publicado anualmente y en forma íntegra en la página de internet de la autoridad nacional de aplicación.

Por otra parte, las jurisdicciones que hayan recibido aportes deberán presentar ante la autoridad mencionada un informe con el detalle del uso y destino de los fondos, y es la misma autoridad quien fiscalizará el cumplimiento por parte de las jurisdicciones de los requisitos y condiciones establecidos (artículo 38).

Puede afirmarse, entonces, que la Ley de Bosque Nativo contiene los lineamientos generales de creación, funcionamiento y aplicación del Fondo; no obstante lo cual, necesita de una norma reglamentaria para su implementación efectiva. Su reglamentación debía, por lo tanto, echar a andar el Fondo de Compensación, por lo cual generó grandes expectativas teniendo en cuenta que se trata de una ley pionera en el nivel nacional en cuanto al pago por servicios ambientales. Resultó lamentable que a pesar de los ingentes esfuerzos de organizaciones de la sociedad civil para que la reglamentación se dictase en tiempo esta ley llegó tardíamente y más como una respuesta a la catástrofe ocurrida en febrero de 2009 en la localidad de Tartagal (Salta)²³ que como una responsabilidad que debía concretarse a fin de preservar el bosque y de evitar el debilitamiento de la ley de presupuestos mínimos y la credibilidad de las instituciones.

Es preciso destacar que la reglamentación debía dictarse en el plazo de 90 días de la promulgación de la ley (ello incluía la constitución del Fondo²⁴), y que sólo llegó 14 meses después de su sanción, ignorando el proceso de consultas que la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable había realizado a lo largo del año 2008. Este proceso de consultas dio como fruto un proyecto de decreto reglamentario consensuado entre las provincias, el Consejo Federal de Medio Ambiente (COFEMA) y las organizaciones que habían trabajado en la sanción de la ley desde un comienzo.

En este contexto no resulta llamativo que el decreto dictado finalmente haya dejado fuera muchas de las propuestas elaboradas en forma consensuada, incluyendo la indefinición de cuestiones claves

23 *Para mayor información sobre el suceso ocurrido en Tartagal, ver: edant.clarin.com/diario/2009/02/09/um/Im-01855741.htm (último acceso: 04/11/2010). www.perfil.com/contenidos/2009/02/10/noticia_0007.html (último acceso: 04/11/2010), www.cronista.com/notas/175615-un-alud-tartagal-arraso-viviendas-y-autos (último acceso: 04/11/2010), www.lapoliticaonline.com/noticias/val/55219/el-alud-de-tartagal-y-los-efectos-del-desmorte-salteno.html (último acceso: 04/11/2010).*

24 *Ley 26.331, art. 42.*

referidas a cómo se instrumentará la regulación y distribución del Fondo para la Conservación de los Bosques. El aspecto que quizás resulte más desalentador es que el decreto reglamentario no pone en marcha el Fondo; simplemente crea una “actividad presupuestaria”²⁵ y establece que el mismo “podrá” ser instrumentado mediante un fideicomiso para su administración²⁶. Así mismo, el decreto deja la “instrumentación y reglamentación del Fondo” para la oportunidad en la que la autoridad nacional de aplicación y las autoridades locales en el marco del COFEMA lo acuerden²⁷. En este sentido, debe destacarse que el COFEMA ha dictado recientemente (abril de 2009) la Resolución N° 163/09, por medio de la cual reitera lo establecido en su Resolución N° 147/08, “en referencia a la urgente necesidad de contar con los fondos ya solicitados para dar cumplimiento al proceso y ejecución de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos en sus distintas jurisdicciones”, a lo cual agrega la solicitud a la autoridad nacional para que “impulse las acciones necesarias para que se contemplen en el Presupuesto Nacional 2010 los fondos previstos en la Ley 26.331, en el marco del Fondo Nacional para el Enriquecimiento y Conservación de Bosques Nativos”. El dictado de esta resolución da claramente la pauta que aún el Fondo no está en funcionamiento de acuerdo a lo exigido por la ley, que las previsiones del Decreto 91/09 son insuficientes para este cometido y que resta un largo camino hacia la efectiva implementación del pago por servicios ecosistémicos.

Tampoco el decreto reglamentario hace referencia a cómo se realizará el cálculo para la distribución de los fondos (artículo 32) ni especifica cómo realizará la autoridad nacional de aplicación la revisión periódica del mantenimiento de las superficies de bosques nativos, quedando además a su criterio la posibilidad de realizarlo o no (artículo 34, sin reglamentar).

En particular, en relación al cálculo para la distribución de los fondos, el borrador consensuado proponía ponderar en forma anual las categorías de conservación con el objeto de otorgar un valor promedio por hectárea para cada una de las categorías de conservación. Además, las jurisdicciones debían constituir un fondo de afectación específica para los fondos girados. Se detallaba, entre otros aspectos, quiénes podrían acceder a estas remesas y quiénes no (e.g., no podrían acceder a la compensación quienes tuvieran deudas impagas de carácter fiscal o provisional), además de especificar las condiciones que debían cumplir las autoridades de aplicación locales como condición previa al desembolso de los fondos (propuesta de reglamentación del artículo 35).

Por último, resulta lamentable que el decreto no incluya las propuestas efectuadas en relación a la transparencia de la gestión del Fondo, vinculadas al monitoreo legal y técnico por parte de los beneficiarios y a la constitución de una Comisión Asesora Permanente de carácter consultivo, integrada por representantes de las organizaciones de la sociedad civil, del sector privado y académico, para el tratamiento de todas las cuestiones relacionadas a las facultades que se otorgan a la autoridad de aplicación.

25 *Decreto PEN 91/09, art. 30, primera parte.*

26 *Decreto PEN 91/09, art. 30.*

27 *Decreto PEN 91/09, art. 36 in fine.*

EXPERIENCIA COMPARADA: EL CASO DE COSTA RICA

El de Costa Rica constituye uno de los casos más paradigmáticos de instrumentación exitosa de pagos por servicios ambientales en América Latina. Su notoriedad reside en un conjunto de factores que ameritan ser analizados a fin de comprender qué aspectos podrían ser mejorados con el objeto de asegurar que la implementación del Fondo para la Conservación en nuestro país llegue también a buen puerto.

El Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) de Costa Rica es el resultado de la “experiencia acumulada” a lo largo de más de dos décadas de puesta en marcha de esquemas de financiamiento, impuestos e incentivos fiscales dirigidos a la actividad forestal a través del Programa de Incentivos al Sector Forestal y el Sistema de Áreas Protegidas (Araya Alpizar 2006). En 1996 se consolida el Fondo FONAFIFO que “ejecuta el Programa de Pago de Servicios Ambientales (PSA), para beneficio de los pequeños y medianos propietarios de terrenos con bosque o de aptitud forestal, con el fin de promover el mantenimiento y la recuperación de la cobertura forestal del país.” Este Programa consiste en un reconocimiento financiero por parte del Estado a los propietarios de bosques por los servicios ambientales que estos proveen.

Los pilares en los cuales se sustenta el Programa de PSA²⁸ como instrumento de financiamiento para el manejo, la conservación y el desarrollo sostenible de los bosques y de la biodiversidad²⁹ se detallana a continuación.

Marco institucional

El Programa ha impulsado desde un inicio la inclusión de actores con diferentes intereses en el desarrollo del sector forestal, lo cual ha permitido la adopción “por consenso” de un esquema financiero en el cual confluyen instituciones tan diversas como la Oficina Nacional Forestal (ente público no estatal que representa a organizaciones de pequeños productores, industriales de la madera, comerciantes y grupos ecologistas entre otros³⁰), el Fondo FONFIFO como ente financiero, el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) (un sistema de gestión institucional desconcentrado y participativo que integra distintas competencias del Ministerio de Ambiente y Energía (MINAIE))³¹, el Colegio de Ingenieros Agrónomos, cooperativas, organizaciones no gubernamentales y beneficiarios en general.

Un aspecto que se resalta es la mejora a lo largo del tiempo de las capacidades gerenciales y operativas del Programa, lo que da una idea de la importancia de la continuidad de las políticas.

Marco legal

Durante los años ‘90 Costa Rica promulgó una variedad de leyes relativas al ambiente, la

28 *Este programa constituye el esquema más tradicional de pagos por servicios ambientales. A lo largo del tiempo, el alcance del programa se ha sido ampliando para incluir otras fuentes alternativas de financiamiento, que incluyen dos modalidades; (i) convenios internacionales y donaciones con organismos mundiales y (ii) convenios con empresas privadas locales beneficiadas por los servicios ambientales. Más información en Malavasi (2003).*

29 *Para ampliar esta información ver Araya Alpizar (2006).*

30 *Más información en: oficinaforestalcr.org/ (último acceso: 05/11/2010).*

31 *Más información en: www.sinac.go.cr/informacion.php (último acceso: 05/11/2010).*

biodiversidad, los suelos y bosques que en conjunto han constituido el marco en el cual es ejecutado el Programa de PSA, y entre las que se destacan la Ley Orgánica del Ambiente, la Ley Forestal 7.575 de 1996, la Ley 7.593 de la Autoridad Reguladora de los Servicios Públicos, la Ley 7.788 de Biodiversidad, y otras leyes relativas a convenios internacionales como el Convenio sobre la Diversidad Biológica (Ley 7.416) y el Convenio Regional para el Manejo y Conservación de los Ecosistemas Naturales Forestales y Desarrollo de Plantaciones Forestales (Ley 7.572).

A ello se sumó la creación de instituciones que robustecen el sector y el cambio experimentado en la sociedad costarricense en relación a la forma en que percibe el manejo y la conservación de sus recursos naturales. En particular, la creación de una dependencia exclusiva para el financiamiento forestal (que constituyó la base de lo que hoy es FONAFIFO) y la coordinación estrecha entre las dos organizaciones encargadas de la política forestal en Costa Rica (FONAFIFO y SINAC-MINAE) junto con el establecimiento de un marco organizacional que ha permitido que distintos actores (ONGs, asociaciones de desarrollo, grupos indígenas y otros) se interrelacionen y participen en el proceso han resultado claves. El apoyo por parte de estas organizaciones así como de la sociedad civil (pequeños y medianos propietarios a quienes van dirigidos los programas)³² también ha colaborado en este sentido.

Por último, cabe resaltar la perspectiva de desarrollo sostenible adoptada por Costa Rica (tomando en consideración la degradación ambiental sufrida por este país, en especial, en cuanto a la deforestación y el consecuente deterioro de las cuencas hidrográficas), que está basada sobre dos ejes relacionados con la conservación de los bosques: el turismo ecológico o ecoturismo y la producción de energía eléctrica (Araya Alpizar 2006). En relación a esta última se destacan los convenios voluntarios de pagos por servicios ambientales entre empresas privadas y FONAFIFO destinados precisamente a la protección de cuencas³³.

Financiamiento

En un principio, la principal fuente de financiamiento del Programa provenía de un porcentaje del impuesto a los combustibles. Sin embargo, estos fondos no resultaron suficientes para responder a una demanda creciente y, por lo tanto, el FONAFIFO creó otros mecanismos de financiamiento público-privado, como los Certificados de Servicios Ambientales (CSA). A través de estos Certificados, el FONAFIFO percibe fondos de instituciones y empresas beneficiadas con los servicios ambientales y retribuye a los propietarios que conservan bosques³⁴.

Estos fondos que ingresan al FONAFIFO provenientes de la venta de CSA son administrados a través de un fideicomiso con el Banco Nacional de Costa Rica. El pago de servicios ambientales es verificado por auditorías internas y externas, y también por la Contraloría General de la República³⁵.

³² Se ha avizorado un impacto positivo en relación al desarrollo económico y social de las poblaciones aledañas a los bosques tomando en cuenta que los pequeños y medianos productores, para cumplimentar con los contratos, emplean mano de obra local, observándose que estos recursos quedan en las economías locales (Araya Alpizar 2006).

³³ Ejemplo de ello son los convenios con Energía Global, Compañía Platanar y Compañía Nacional de Fuerza y Luz (CNFL). Más información en Malavasi (2003).

³⁴ Este esquema permite a FONAFIFO hacer emisiones específicas para promocionar la compra de servicios ambientales en un lugar determinado de forma que los interesados solo tendrán que comprar los certificados sin gastar recursos en negociaciones y contratos. Más información en Sage et al. 2002.

³⁵ Más información en: www.fonafifo.com/paginas_espanol/invierta_bosques/le_ib_que_es_csa.htm (último acceso: 04/11/2010).

Marco político

Dos aspectos merecen destacarse en relación al marco político. El primero, que la labor institucional del FONAFIFO está relacionada de manera directa con el “establecimiento de políticas y prioridades nacionales en materia ambiental”. Ello quedó plasmado en el “Plan Nacional de Desarrollo 2006-2010”, que tiene incorporada la orientación estratégica del accionar institucional de este Fondo. Y por otra parte, en lo que hace a la planificación específica en materia de actividades forestales quedaron materializados en el “Plan Nacional de Desarrollo Forestal” las políticas y los objetivos que Costa Rica se ha planteado para el período 2002-2020³⁶. Todo ello da una idea de proyección a mediano y largo plazo y sobre todo de “continuidad en la consecución de las metas establecidas”.

Transparencia y credibilidad

Los pilares sobre los cuales se sustenta el esquema de monitoreo y evaluación del FONAFIFO consisten en el empleo de personal muy calificado y el uso de avances tecnológicos (i.e., los sistemas de información geográfica y los sistemas informatizados de administración de proyectos), que permiten combinar los distintos aspectos (técnicos, legales, geográficos y financieros)³⁷ de los contratos enmarcados en el Programa de PSA. Esta es la manera de brindar transparencia.

En resumidas cuentas, las fortalezas del esquema instrumentado en Costa Rica se destacan a continuación.

- Las décadas de experiencia en la creación e implementación de políticas forestales que valorizan cada vez más los servicios ambientales prestados por los bosques a la sociedad
- La continuidad del apoyo político a lo largo de distintas administraciones
- El marco legal e institucional en el que se sustenta
- El soporte de la sociedad en su conjunto (propietarios de tierras, organizaciones no gubernamentales, etc.) y el reconocimiento internacional obtenido
- Los mecanismos que garantizan la transparencia en la gestión del esquema

Y si establecemos un paralelo entre los principios que empujaron el desarrollo de la iniciativa de pagos por servicios ambientales en Costa Rica y en nuestro país se puede intuir la distancia existente, en particular en relación al “marco institucional”. Mientras que el esquema de Costa Rica facilitó desde un inicio la inclusión de diferentes actores incluyendo a la sociedad civil, en el caso argentino se destaca que si bien en un principio se dio lugar a una participación (aunque muy limitada) en la construcción de consensos, ésta fue finalmente desestimada en la reglamentación de la ley.

36 *Cabe destacar que este plan es revisado periódicamente con el objeto de mostrar los avances obtenidos y los desafíos u obstáculos que se presentan. Más información en Araya Alpizar 2006. También puede consultarse el Anexo al Plan Nacional de Desarrollo 2006-2010 (versión actualizada a 2009) para el sector Ambiente en: www.mideplan.go.cr/index.php?option=com_content&view=article&id=319:el-plan-nacional-de-desarrollo-2006-2010&catid=44:pnd-2006-2010&Itemid=100129 (último acceso: 05/11/2010).*

37 *Ver, por ejemplo, el Sistema de Información de Recursos Forestales (SIReFOR), enmarcado en el Plan Nacional de Desarrollo Forestal de Costa Rica (PNDF).*

Por último, en relación al “financiamiento” se destaca la importancia que las auditorías (internas y externas) y el monitoreo de la Contraloría General tienen en la credibilidad y transparencia del Fondo de Costa Rica.

CONCLUSIÓN

A la luz del rápido análisis realizado en relación al proceso que dio lugar a la Ley de Bosque Nativo, el derrotero de su reglamentación, los procesos iniciados en las provincias en aras de la concreción del ordenamiento ambiental de los bosques nativos y las señales dadas por la Corte Suprema de Justicia de la Nación en vínculo a la temática, parece evidente que es preciso comprometerse de buena fe en una interpretación justa de la Ley N° 26.331, en sintonía con la Ley General del Ambiente, para que la preservación y uso sostenible de nuestros bosques sea una realidad.

Esto implica que todos los sectores de la sociedad comprendan cabalmente la importancia de la implementación efectiva de la ley, y la oportunidad histórica de emprender el pago por servicios ambientales en Argentina. Desde esta perspectiva, las provincias y la Nación tienen una responsabilidad ineludible de acuerdo a los postulados de la Constitución Nacional y las restantes normas nacionales y provinciales aplicables a la problemática, en particular en relación al mandato de la equidad intergeneracional. Es el deber de todos velar para que el bosque nativo de Argentina y los fundamentales servicios que éste presta perduren para las futuras generaciones.

Esto sólo podrá concretarse de la mano de una política pública seria y apegada a la ley, que incluya el fortalecimiento de las instituciones, una amplia e incluyente participación pública en los procesos de toma de decisiones y la implementación de mecanismos que aseguren la transparencia de la gestión del Fondo y, de modo más general, de todos los procesos administrativos vinculados con la aplicación de la ley.

BIBLIOGRAFÍA

- Araya Alpizar, J.L. 2006. Administración y mantenimiento del patrimonio público como factor de producción de bienes y servicios, bienes culturales y medio ambiente. Efectos presupuestarios: La experiencia de Costa Rica en el pago por servicios ambientales. Ministerio de Hacienda. Gobierno de Costa Rica.
- Aves Argentinas. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves de la Argentina (AICAs/IBAs). www.avesargentinas.org.ar/cs/conservacion/aicas/home.html (último acceso: 05/11/2010).
- Evaluación de Ecosistemas del Milenio. www.maweb.org/es/index.aspx (último acceso: 04/11/2010).
- Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO). www.fonafifo.com (último acceso: 04/11/2010).
- Fundación Asociana, Ley de Bosques Nativos. redaf.org.ar/noticias/wp-content/uploads/2008/05/cartilla-ley-de-bosques.pdf (último acceso: 05/11/2010).
- Leake, A. y M. De Ecónomo. 2008. La Deforestación de Salta. 2004-2007. Fundación Asociana. www.greenpeace.org.ar/bosque/deforestaciondesalta.pdf (último acceso: 03/11/2010).
- Malavasi, E. 2003. Sistema de Cobro y Pago por Servicios Ambientales en Costa Rica: Visión General. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Feria de Soluciones Ambientales. Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Moreno Díaz, M.L. 2008. Pago por Servicios Ambientales en Áreas Protegidas. Estudio de caso: Área de Conservación Cordillera Volcánica Central (ACCVC), Costa Rica.
- Plan Nacional de Desarrollo 2006-2010 de Costa Rica. www.mideplan.go.cr/index.php?option=com_content&view=article&catid=44&id=319&Itemid=100129 (último acceso: 06/11/2010).
- Plan Nacional de Desarrollo Forestal de Costa Rica (PNDF). sirefor.go.cr (último acceso: 06/11/2010).
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Argentina. 2007. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. www.ambiente.gov.ar/archivos/web/PBVyAP/File/A2/informe_cartografiasuperficie_dic02.pdf (último acceso: 06/11/2010).
- Sabsay, D., M.E. Di Paola, C. Quispe y N. Machain. 2006. Bases para una gestión ecosistémica sustentable del Mar Patagónico. Modelo del Mar (WCS-CONICET). Ed. Mare Magnum. www.farn.org.ar/investigacion/conser/modelodelmar/investigacion.html (último acceso: 04/11/2010).
- Sage, L. y O. Sánchez. 2002. Evolución esperada para el mercado de pago de servicios ambientales en Costa Rica en Revista Forestal Centroamericana. Pp. 72-73.