

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

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? - E. Viglizzo, L. Carreño, J. Volante y M. Mosciaro	17
Capítulo 02: MARCOS CONCEPTUALES INTERDISCIPLINARIOS PARA EL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN AMÉRICA LATINA - P. Balvanera, A. Castillo, E. Lazos Chavero, K. Caballero, et al.	39
Capítulo 03: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES NATIVOS EN CHILE: ESTADO DEL ARTE Y DESAFÍOS - A. Lara y R. Urrutia	69
Capítulo 04: VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES: TEORÍA, MÉTODOS Y APLICACIONES - J. Penna, J. de Prada y E. Cristeche	85
Capítulo 05: VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y PLANIFICACIÓN DEL USO DEL TERRITORIO ¿ES NECESARIO HABLAR DE DINERO? - J. Paruelo	121

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

Capítulo 06: EL SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS - J. Paruelo, D. Alcaraz - Segura y J. Volante	141
Capítulo 07: SERVICIOS HÍDRICOS DE LOS ECOSISTEMAS Y SU RELACIÓN CON EL USO DE LA TIERRA EN LA LLANURA CHACO-PAMPEANA - E. Jobbágy	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 - M. Zaccagnini, J. Thompson, J. Bernardos, N. Calamari, et al.	185
Capítulo 09: EFICIENCIA ENERGÉTICA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS - D. Ferraro	221
Capítulo 10: USO DE LA TIERRA, CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE Y EL FILTRADO DE SEDIMENTOS Y NUTRIENTES POR HUMEDALES Y VEGETACIÓN RIBEREÑA - M. Orúe, G. Booman y P. Laterra.....	237
Capítulo 11: ECOSISTEMAS DE HUMEDAL Y UNA PERSPECTIVA HIDROGEOMÓRFICA COMO MARCO PARA LA VALORACIÓN ECOLÓGICA DE SUS BIENES Y SERVICIOS - P. Kandus, R. Quintana, P. Minotti, J. Oddi, et al.	265

SECCIÓN 3 - ASPECTOS LEGALES, ECONÓMICOS Y SOCIALES

Capítulo 12: PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES: ¿QUÉ SON Y CÓMO FUNCIONAN? - J. Gobbi	293
Capítulo 13: LOS DESAFÍOS DEL ORDENAMIENTO AMBIENTAL DEL TERRITORIO Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA LEY DE BOSQUES NATIVOS - C. Quispe Merovich y M. Lottici	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 - L. Dagnino, S. Kees, M. Vera, N. Murillo, et al.	333
Capítulo 15: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y CUESTIÓN AMBIENTAL. REFLEXIONES A PARTIR DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA LEY DE BOSQUES NATIVOS - M. Moricz, R. Cittadini, I. Barth y M. Barreda	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 - P. Laterra, F. Castellarini y E. Orúe	359
Capítulo 17: CAMBIO Y EFICIENCIA DE USO DEL TERRITORIO EN EL CHACO ARGENTINO: EL CONFLICTO ENTRE PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA EN DISTINTAS ESCALAS - H. Grau, N. Gasparri y M. Gasparri	391
Capítulo 18: APLICACIÓN DE ANÁLISIS MULTICRITERIO-MULTIOBJETIVO 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 - D. Somma, J. Volante, L. Lizárraga, M. Boasso, et al.	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 - M. Barral y N. Maceira	443

SECCIÓN 5 - ESTUDIO DE CASOS

Capítulo 20: MANEJO AGRÍCOLA Y SECUESTRO DE CARBONO - C. Caride, J. Paruelo y G. Piñeiro	461
Capítulo 21: EVALUACIÓN MULTICRITERIO PARA LA ZONIFICACIÓN DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO EN EL MACROSISTEMA IBERÁ: AMORTIGUACIÓN HÍDRICA - M. Achinelli, R. Perucca y H. Ligier	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 - M. Codesido y D. Bilenca	511
Capítulo 23: VALORACIÓN ECOLÓGICA DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN MARISMAS DEL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL - J. Isacch, M. Escapa, E. Fanjul y O. Iribarne.	529
Capítulo 24: EVALUACIÓN MULTICRITERIO DE ALTERNATIVAS DE ORDENAMIENTO	

TERRITORIAL UTILIZANDO MODELOS HIDROLÓGICOS Y DE EROSIÓN PARA UNA CUENCA REPRESENTATIVA DEL SUR DE CÓRDOBA - J. Cisneros, J. Grau, J. Antón, J. de Prada, et al...	553
Capítulo 25: VALORIZACIÓN ECONÓMICA DEL CARBONO SECUESTRADO EN EL DISTRITO DEL ÑANDUBAY, ENTRE RÍOS, COMO HERRAMIENTA PARA UN ORDENAMIENTO TERRITORIAL - G. Vicente, P. Engler y C. Jaubertie	581
Capítulo 26: SECUESTRO DE CARBONO Y FORESTACIÓN EN LA PATAGONIA ANDINA - P. Laclau	601
Capítulo 27: ENFOQUE EMERGÉTICO EN EL ANÁLISIS DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PARA LA PLANIFICACIÓN REGIONAL - G. Rótolo	627

SECCIÓN 6 - SÍNTESIS

Capítulo 28: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: UN MARCO CONCEPTUAL EN CONSTRUCCIÓN. ASPECTOS CONCEPTUALES Y OPERATIVOS - A. Altesor, M. Barral, G. Booman, L. Carreño, et al.	645
Capítulo 29: COMPLEJIDAD DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ESTRATEGIAS PARA ABORDARLA - S. Verón, E. Jobbágy, I. Gasparri, P. Kandus, et al.	659
Capítulo 30: APROXIMACIONES Y HERRAMIENTAS PARA LA EVALUACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS - D. Ferraro, G. Piñeiro, P. Lateral, A. Nogués, et al.	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 - J. Paruelo, L. Herrera, M. Moricz, R. Urrutia, et al.	689
ÍNDICE DE AUTORES Y FILIACIONES	707
FIGURAS E IMÁGENES A COLOR	721

Capítulo 16

ECOSER: UN PROTOCOLO PARA LA EVALUACIÓN BIOFÍSICA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LA INTEGRACIÓN CON SU VALOR SOCIAL

Pedro Laterra¹, Fabiana Castellarini² y Eugenia Orúe¹

¹Unidad Integrada EEA Balcarce, Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria (INTA)-Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Provincia de Buenos Aires, Argentina - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Email Laterra: plattera@balcarce.inta.gov.ar - ²Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV-UNC-CONICET), Córdoba, Argentina.

Resumen. La discusión de políticas públicas orientadas al desarrollo sustentable del territorio rural de Argentina demanda una mayor capacidad para evaluar la distribución espacial de bienes y servicios ecosistémicos (SE). Esa capacidad se encuentra limitada por la disponibilidad de herramientas de integración y de síntesis del conocimiento de procesos ecosistémicos y sociales. Proponemos el protocolo ECOSER como un método de evaluación de SE específicamente orientado a reducir esa limitante y facilitar la colaboración multidisciplinaria para el análisis de la provisión, utilización y vulnerabilidad de bienes y servicios. ECOSER combina métodos de evaluación biofísica de distintos tipos de SE con su valor socioeconómico relativo (monetario o no monetario) en forma espacialmente explícita. La evaluación de SE de cada unidad de análisis resulta de la combinación de indicadores y modelos de funciones ecosistémicas para estimar la provisión de SE, en tanto que la vulnerabilidad depende de la capacidad de utilización de los SE y de su resiliencia. Mediante la aplicación de este protocolo a un paisaje rural del sudeste bonaerense se ilustra la limitación de las evaluaciones restringidas a cuantificar la provisión de SE, debido al desacople que puede existir entre la distribución espacial de la provisión y la vulnerabilidad de SE. Si bien ECOSER permite superar varias limitaciones que ofrecen los métodos de valoración estrictamente socioeconómica o biofísica, su implementación y la confiabilidad de sus resultados aún depende de futuros esfuerzos para resolver sus numerosos supuestos, así como para calibrar, validar y ampliar los indicadores y modelos propuestos.

INTRODUCCIÓN

Al igual que otros países latinoamericanos, Argentina se encuentra atravesando una nueva fase de intensificación y expansión de la agricultura dentro de ecorregiones donde las tasas de transformación y reemplazo de bosques, arbustales, pastizales y humedales pueden comprometer su desarrollo en el largo plazo (Zak et al. 2004, Paruelo et al. 2005, Boletta et al. 2006).

La evaluación de políticas públicas orientadas al desarrollo sustentable del territorio rural puede resultar facilitada por la consideración de la provisión sostenida de servicios ecosistémicos (SE) como principio integrador de los múltiples beneficios que ofrecen los ecosistemas a la sociedad (Cork y Proctor 2005). No obstante, la aplicación del concepto de SE como criterio para la toma de decisiones se encuentra, por lo general, sujeta a limitaciones metodológicas y de disponibilidad de información, en ambos casos necesarias para valorar los ecosistemas según su capacidad para proveer esos servicios.

Este trabajo tiene como objetivo ofrecer un protocolo (ECOSER) para la valoración de unidades del paisaje según su capacidad para brindar SE, como soporte para la toma de decisiones sobre uso de la tierra en el marco de procesos de ordenamiento territorial rural. ECOSER comprende dos etapas o módulos: 1) la evaluación de la capacidad del sitio proveer SE ponderados por el valor social de los mismos, y 2) la evaluación de la vulnerabilidad del sitio a la pérdida de SE capturados o utilizados por la sociedad. A continuación (ítem "Procesos, funciones, bienes y servicios ecosistémicos") se ofrece un marco conceptual del problema y un breve análisis sobre los distintos enfoques de valoración de SE en el contexto del ordenamiento territorial rural (ítem "Evaluación y valoración de servicios ecosistémicos (SE)"). Luego se describe la estructura lógica de ECOSER en la Sección "El Protocolo ECOSER" y, por último, se ilustra su aplicación a un caso de estudio en la Sección "Aplicación".

Procesos, funciones, bienes y servicios ecosistémicos

Los esquemas clasificatorios disponibles sobre funciones ecosistémicas y SE (Caja 1) facilitan la evaluación de los SE pero ofrecen inconsistencias en cuanto a la composición de ambos grupos y al reconocimiento de los vínculos que los conectan entre sí. Por ejemplo, mientras Fisher y Turner (2008) diferencian los beneficios finales de los SE y reconocen como SE a todo proceso ecosistémico que directa o indirectamente conduce a un beneficio para los individuos o la sociedad, Boyd y Banzhaf (2007) y Wallace (2007) restringen la lista de SE a "aquellos componentes de la naturaleza directamente disfrutados, consumidos o usados para el bienestar humano". Por otro lado, esos esquemas reconocen que un mismo "componente" (función o SE) a veces puede ser un fin y otras veces actuar como un medio, o sea que los SE son "beneficio-específicos" según un esquema de "componentes intermedios, servicios finales y beneficios" (Boyd y Banzhaf 2007) o "servicios intermedios, servicios finales y beneficios" (Fisher y Turner 2008). Así por ejemplo, el agua limpia de un lago puede ser un fin para el beneficio de "agua bebible" pero un medio para el beneficio de provisión de "peces comestibles".

A fin de establecer el valor relativo de distintas unidades del paisaje (caracterizadas por uno o más ecosistemas) según su capacidad para proveer SE, el protocolo ECOSER orienta la evaluación de esos SE mediante la identificación de los SE finales o directamente disfrutados por la sociedad ("sensu" Boyd y Banzhaf 2007) y la cuantificación de los procesos ecosistémicos capaces de soportar esos

SE en forma directa o indirecta. Esos procesos son equivalentes a los “servicios intermedios” en la clasificación de Fisher y Turner (2008), y a las “funciones ecosistémicas” definidas por de Groot et al. (2002). En la Caja 1 se sintetizan las definiciones sobre SE y sobre conceptos afines adoptadas en este trabajo.

Caja 1. Definiciones básicas adoptadas en ECOSER

Procesos ecosistémicos: transferencia de materia y energía dentro del ecosistema (e.g., secuestro de carbono, control de erosión, almacenaje de agua en humedales, infiltración de agua en suelos, regulación poblacional).

Funciones ecosistémicas (FE): procesos ecosistémicos que contribuyen a la provisión de beneficios directos de los ecosistemas a la sociedad o “servicios ecosistémicos” (e.g., secuestro de carbono por su contribución al mantenimiento de la composición atmosférica y estabilidad del clima, control de erosión por su contribución a la provisión de alimentos y provisión de agua limpia, almacenaje de agua en humedales por su contribución a la amortiguación de inundaciones).

Servicios ecosistémicos (SE): beneficios directos del funcionamiento de los ecosistemas (o de las “funciones ecosistémicas”) para la sociedad humana. El nivel de SE efectivamente percibidos por la sociedad depende de la producción, disponibilidad (provisión) y capacidad de utilización de los mismos (ver Tabla 2).

Valor social y/o económico de los SE: consiste en estimaciones cualitativas o cuantitativas, no necesariamente monetarias, de la importancia relativa de distintos beneficios derivados del funcionamiento de los ecosistemas para las sociedades humanas (ver ítem “Estimación del valor social de SE: Encuestas a referentes sociales calificados (RSC)”).

Vulnerabilidad de SE de un bioma, un paisaje, un elemento del paisaje o un ecosistema: es el riesgo intrínseco de perder o reducir la provisión de un servicio ecosistémico, o un conjunto de servicios ecosistémicos utilizados por la sociedad, frente a la ocurrencia de un evento (o serie de eventos) de disturbio o frente a la influencia crónica de un factor de estrés, en ambos casos de origen natural o antrópico. Por ejemplo, la vulnerabilidad de SE de dos áreas boscosas con similar provisión total de SE frente a su reemplazo agrícola puede variar con el nivel de utilización de esos SE por la sociedad, y con factores que reduzcan la regeneración postagrícola de los mismos (e.g., erodabilidad, distancia a bosques más próximos), entre otros factores (ver ítem “Vulnerabilidad ambiental por pérdida de SE”).

Evaluación y valoración de servicios ecosistémicos (SE)

La importancia relativa de un ecosistema para la sociedad como proveedor de SE resulta de una combinación entre la percepción social acerca de la importancia relativa de esos SE y la capacidad intrínseca de ese ecosistema para proveer los distintos tipos de SE. La importancia relativa o “valor” de un tipo de SE para la sociedad (valor social) depende del nivel de conciencia o percepción de la sociedad sobre la capacidad relativa de ese SE para satisfacer sus necesidades.

En contraste, la capacidad intrínseca de un ecosistema para proveer SE puede ser evaluada a través del reconocimiento, la cuantificación y la integración del conjunto de procesos biofísicos que lo soportan, en forma independiente de la percepción de la sociedad sobre su importancia relativa. Así por ejemplo, para una sociedad con una demanda de alimentos insatisfecha, un sitio cubierto por bosques desarrollados sobre suelos de baja aptitud agrícola pero con alta capacidad de secuestro de carbono (y por consiguiente una alta contribución a la regulación atmosférica) puede ser menos valioso (“ofrecer” menos SE) que el mismo sitio transformado en cultivos anuales de bajo rendimiento.

Los métodos de valoración monetaria procuran revelar el valor económico de los SE que por su carácter público no cotizan en el mercado, suponiendo que los valores revelados reflejan una porción importante de los beneficios provistos por los ecosistemas a la sociedad (“valor social”). Bajo ese supuesto, la valoración monetaria permite discutir y fundamentar las políticas públicas sobre uso de la tierra en términos fácilmente comprensibles para los distintos grupos de interés, y analizar las decisiones alternativas sobre uso de la tierra en términos de costo-beneficio [ver Penna et al. (Capítulo 4 de este libro)]. Al focalizarse en los beneficios finales, los métodos de valoración estrictamente monetaria son capaces de proveer estimaciones aun donde el conocimiento sobre el funcionamiento de los ecosistemas es insuficiente. En contrapartida, estos métodos presentan diferentes limitaciones presentadas por Paruelo (Capítulo 5 de este libro) a las cuales, por su relevancia para el foco de este artículo, deberían agregarse dos consideraciones adicionales. La primera consideración consiste en que estos métodos son necesariamente caso-dependientes (e.g., costos evitados o preferencias reveladas son sólo válidas para un determinado momento y lugar). Por esta razón, sus extrapolaciones espaciales requieren el desarrollo de una casuística aún inexistente en nuestro país, capaz de soportar los procedimientos de transferencia de valoraciones desarrollados con ese fin (Plummer 2009). La segunda consideración consiste en que mientras el ordenamiento territorial constituye una típica herramienta destinada a incrementar el valor social en forma equitativa y sustentable, en general, estos métodos privilegian la valoración individual y privada frente a la social y pública (Wilson y Howarth 2002). Las valoraciones monetarias sintetizadas por Costanza et al. (1997) en la escala de bioma han sido transferidas para analizar la distribución espacial y las relaciones de compromiso (“trade-offs”) entre distintos tipos de SE a escala del territorio argentino (Viglizzo y Frank 2006, Carreño y Viglizzo 2007).

Así como la distribución y la tasa de provisión de los SE varía en el tiempo y en el espacio (Costanza et al. 1997, King y Wainger 1999, Kremen 2005), la demanda y el acceso a los SE también varían dentro y entre las sociedades humanas (e.g., Chan et al. 2007, Jansson et al. 1999). Esa influencia de las dimensiones temporal, espacial y social de los SE restringe la confiabilidad de las transferencias del valor de los servicios brindados por ecosistemas semejantes entre regiones con realidades ecológicas, productivas y sociales diferentes. En esos casos, la estimación del valor de los ecosistemas por su capacidad para brindar SE exige la aplicación previa de herramientas capaces de reconocer e integrar cuantitativamente la capacidad de provisión de sus principales SE en base a sus propiedades (“evaluación de SE”).

Los métodos de valoración cuantitativa no monetarios consisten en evaluaciones biofísicas (también llamadas “evaluaciones funcionales”) de procesos ecosistémicos capaces de soportar bienes y servicios que satisfacen necesidades humanas, si bien las propias funciones también han sido usadas como variables sustitutas (“proxys”) de los servicios que soportan. Según el nivel de conocimiento disponible, la habilidad de los ecosistemas para realizar esas funciones (“capacidad

funcional”, Hauer y Smith 1998) puede ser comparada a través de indicadores (“índices de capacidad funcional”), evaluaciones multicriterio [Achinelli et al. (Capítulo 21 de este libro), Somma et al. (Capítulo 18 de este libro)] o modelos cuantitativos (Egoh et al. 2008, Nelson et al. 2009). Un enfoque alternativo, basado sobre el análisis energético de la producción de SE (Odum y Odum 2000, Rótolo y Francis 2008) es discutido por Ferraro (Capítulo 9) y por Rótolo (Capítulo 27) en este libro. La capacidad funcional de porciones discretas del espacio puede basarse sobre los tipos de formaciones o biomas dominantes en el píxel (ecosistemas definidos por su fisonomía) o según los patrones temporales de fijación de la energía radiante (tipo funcionales de ecosistemas, Paruelo et al. 2001).

Las evaluaciones biofísicas de los SE varían según el modo en que las funciones son integradas para estimar la provisión de servicios y con su capacidad para tomar en cuenta la influencia de las propiedades locales y del contexto espacial sobre la capacidad funcional de un mismo tipo de ecosistema. Un mismo tipo de SE resulta de la variación independiente de un conjunto de funciones ecosistémicas y, a su vez, una misma función ecosistémica puede sustentar en forma variable a distintos SE (Scott et al. 1998) (Figura 1). Debido a diferentes procesos de flujo lateral (e.g., el transporte de sedimentos y nutrientes y el flujo de individuos de plantas, animales y humanos) (Van Noordwijk et al. 2004), los métodos basados estrictamente sobre las propiedades locales de los ecosistemas y que ignoran la configuración espacial de los ecosistemas dentro del territorio (Wang et al. 2006) carecen de sensibilidad frente a variaciones en los contextos ecológicos y socioeconómicos capaces de modificar la influencia del ambiente local.

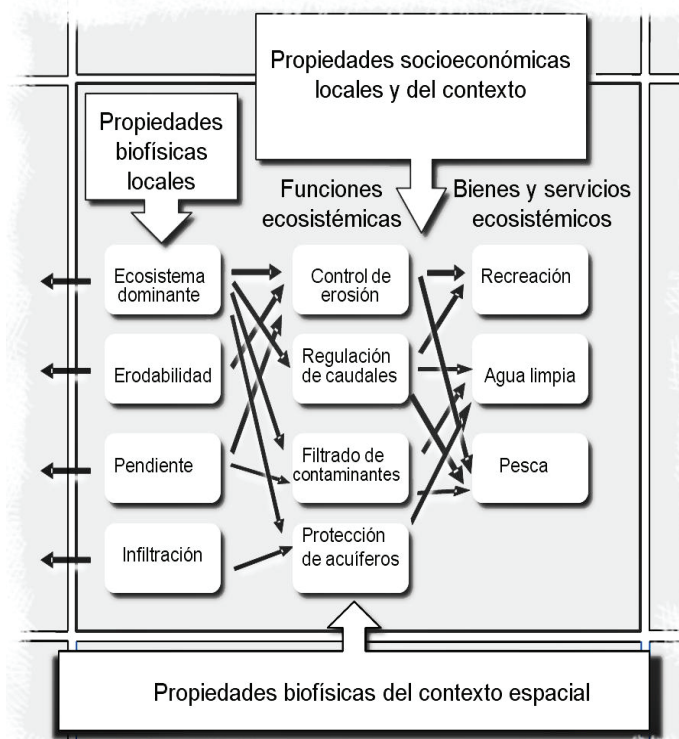


Figura 1. Las relaciones múltiples que vinculan las propiedades biofísicas locales, el funcionamiento del ecosistema local y su provisión de servicios ecosistémicos son, a su vez, modificadas por flujos de materia, energía e información que dependen de las propiedades biofísicas y socioeconómicas del contexto espacial.

Por lo anterior, dos sitios con igual flujo de las funciones que soportan SE pueden representar una oferta distinta de SE según la accesibilidad y capacidad de uso de esos SE por parte de la sociedad (valor actual de SE). Así por ejemplo, el valor recreativo de dos áreas de conservación similares varía en forma inversamente proporcional a la distancia con los grandes centros urbanos. Al no considerar el uso efectivo de los SE, la valoración funcional es en realidad una caracterización del valor potencial de un ecosistema o de un elemento del paisaje para proveer beneficios a la sociedad, pero no una valoración de los SE que benefician de manera efectiva a los individuos o a la sociedad (King 1996, Boyd y Wainger 2003); en adelante, "utilización" de SE.

A su vez, dos sitios con valores de utilización de SE similares, tienen distinta relevancia en el marco de la planificación del uso de la tierra si los mismos difieren en su exposición y susceptibilidad frente a los principales factores de disturbio (vulnerabilidad). Por tal motivo, la vulnerabilidad socioambiental del sitio frente a la pérdida de SE constituiría el criterio central para orientar planes de ordenamiento territorial basados sobre la oferta de SE. De acuerdo a lo anterior, las principales limitaciones de los esquemas de valoración de SE disponibles hasta el momento radican en distintas combinaciones de los siguientes déficits: a) la evaluación de conjuntos arbitrarios de SE, b) una reducción arbitraria de los SE a algunas de las funciones que los soportan, c) la omisión de la influencia de la configuración del paisaje, d) escasa generalidad, y e) falta de conexión explícita con la vulnerabilidad socioambiental asociada a distintos escenarios de uso de la tierra. El protocolo que se propone a continuación representa un intento por resolver esos distintos déficits a través de identificar los modelos y los indicadores disponibles o, en su defecto, algunas bases teóricas para su desarrollo, así como una secuencia de procedimientos para su integración lógica en forma espacialmente explícita.

EL PROTOCOLO ECOSER

El protocolo ECOSER es un esquema de procedimientos para la evaluación no monetaria y el modelado de la distribución espacial de servicios ecosistémicos y de la vulnerabilidad ambiental asociada a la pérdida de los mismos, aplicable a un amplio rango de escalas espaciales y calidad de información. Entre las características distintiva de tales procedimientos, se destacan: a) la estimación indirecta de la provisión relativa de SE a través del flujo de las funciones que los soportan en cada tipo de ecosistema, b) el ajuste de esas funciones a las condiciones particulares de cada sitio y de su contexto espacial, y c) la integración entre métodos de evaluación biofísica y métodos de valoración social y/o económica.

ECOSER se compone de i) una serie de reglas, índices y modelos integrados dentro de dos grandes módulos para la evaluación y mapeo de la oferta de SE (módulo 1) y de la vulnerabilidad ambiental (módulo 2) en formato "raster" (Figura 2), ii) una guía para la identificación de los SE más relevantes en el área de estudio (ver punto "Pasos del protocolo"), y iii) anexos tales como bases de datos (o sus enlaces para su consulta en línea), glosario y bibliografía. Esos distintos elementos del protocolo se encuentran organizados para su consulta interactiva en formato Excel (disponible por pedido a los autores). Si bien la ineficiencia de las planillas de cálculo para operar con grandes bases de información georeferenciada restringe su utilidad de aplicación a áreas de extensión y/o resolución limitadas, este tipo de soporte resulta idóneo como vehículo para el objetivo de colaboración interdisciplinaria. En cambio, para la mayoría de las aplicaciones de este

protocolo, resulta necesario el soporte de un sistema de información geográfica (SIG) y el uso de herramientas de modelado espacial (e.g., "Model Builder" de ArcGIS®).

El primer módulo del primer componente (i) tiene como objetivo la generación de mapas de la provisión relativa de los SE de interés y de su provisión conjunta ponderada ("oferta de SE") mediante un criterio de valoración social o económica (Figura 2). A partir de esa oferta, el segundo módulo tiene como objetivo la estimación explícita en términos espaciales de la vulnerabilidad ambiental por pérdida de SE, así como su simulación frente a distintos escenarios de uso de la tierra.

El marco de aplicación de este protocolo puede consistir en una cuenca, un paisaje o una porción arbitraria del territorio en la que se reconocen elementos del paisaje (e.g., parches, corredores, matrices) relativamente homogéneos, caracterizadas por un tipo de ecosistema dominante (TED). A su vez, esos elementos del paisaje se encuentran conformados por una o más celdas regulares (píxeles), cuyo TED y condición local y de paisaje particular son utilizados a través de este protocolo para obtener el flujo de servicios ecosistémicos o capacidad funcional de cada celda. De esta forma, los resultados de la aplicación de este protocolo para cada celda del paisaje bajo estudio pueden ser exportados y mapeados mediante un SIG, o pueden ser obtenidos de forma directa mediante modelado en SIG en base a los algoritmos y bases de datos provistos por ECOSER.

La fase de trabajo en SIG se realiza en formato "raster", en donde cada píxel cuenta con información local (e.g., tipo de ecosistema dominante, tipo de uso de la tierra, tipo de suelos, pendiente, clima) y de su contexto espacial (e.g., tamaño y conectividad del parche al que pertenece el píxel, porcentaje de agricultura en el área colectora que drena al sitio, distancia a caminos y rutas, distancia a cuerpos de agua superficial, distancia a pueblos y ciudades y su estructura demográfica, entre otras variables). Idealmente, el tamaño de píxel debe responder al patrón de heterogeneidad de la cobertura observable en la escala de interés, de forma que cada celda resulte lo más homogénea posible no sólo en cuanto al tipo de cobertura vegetal sino a las distintas variables físicas subyacentes (e.g., pendientes, tipos de suelos, etc). Por ejemplo, es probable que el tamaño de píxel que es capaz de satisfacer ese requisito en la estepa patagónica resulte demasiado grande para algunos paisajes de Corrientes, caracterizados por un mosaico de humedales, pastizales y bosquetes de grano muy fino. Sin embargo, en la práctica existen restricciones insalvables derivadas de la resolución de las imágenes satelitales disponibles y del modelo digital de elevación que pueda usarse para derivar las variables topográficas.

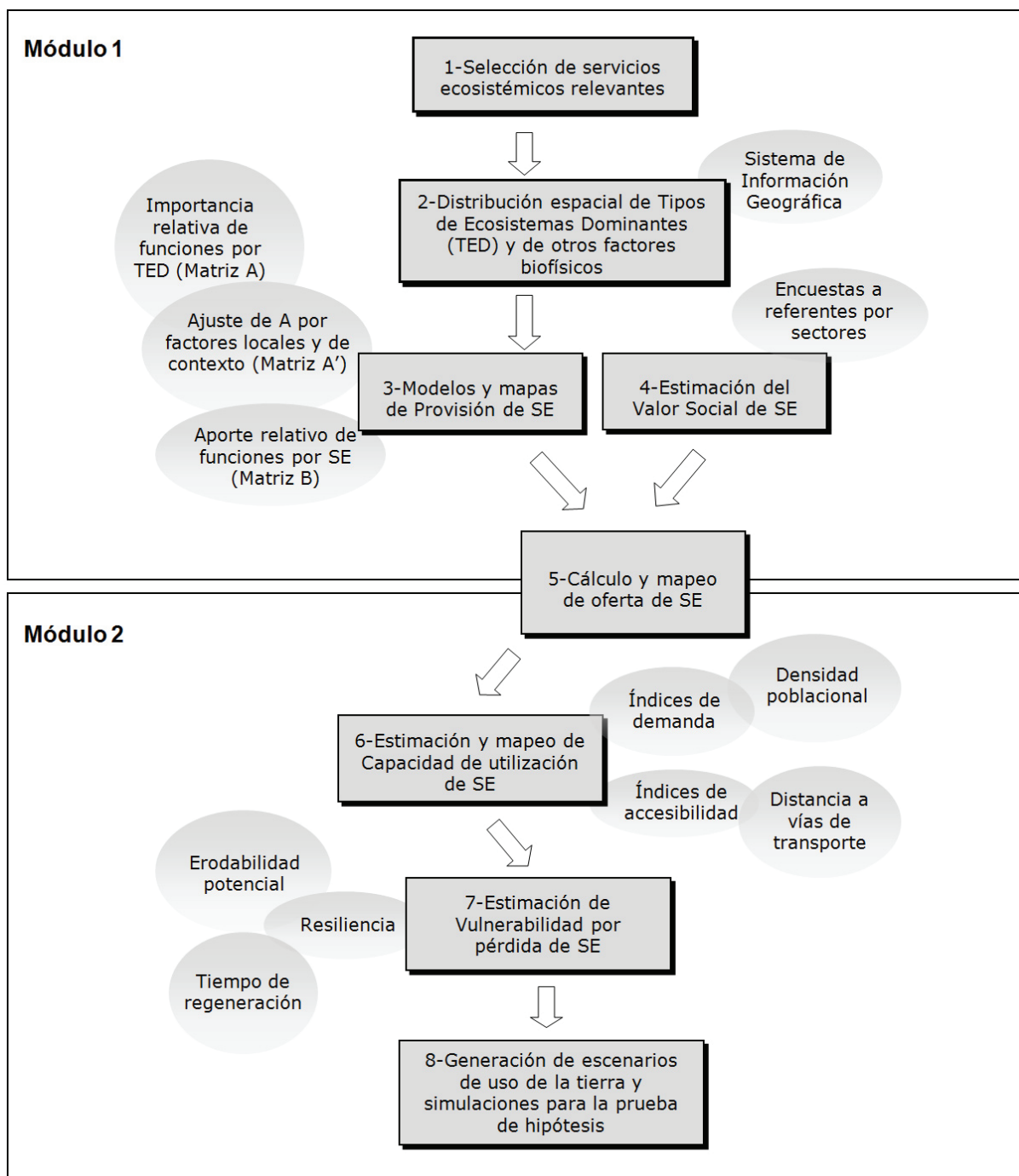


Figura 2. Pasos (cajas) e insumos (elipses) del modelo ECOSER para la simulación de cambios en la configuración espacial de provisión bienes y servicios ecosistémicos (SE) y sus consecuencias sobre la vulnerabilidad ambiental a escala de paisajes.

Pasos del protocolo

Seguidamente se describen los distintos pasos del protocolo, siguiendo la misma numeración utilizada en el diagrama de la Figura 2.

Identificación de SE relevantes mediante modelos conceptuales

El esfuerzo por reunir el conocimiento necesario para aplicar este protocolo a todas las funciones y servicios potencialmente ofrecidos por los ecosistemas contenidos dentro de un área de estudio particular puede resultar poco práctico o hasta imposible de llevar a cabo. A fin de orientar la identificación de SE relevantes para utilizar en las aplicaciones de este protocolo, en su versión Excel se incluye un modelo conceptual generalizado que vincula los principales factores conductores del funcionamiento de los ecosistemas interactuantes en el área de estudio (“metaecosistemas”), con la provisión de los distintos tipos de servicios ecosistémicos. Ese modelo conceptual comprende tres pasos básicos, detallados a continuación.

- a) El agregado o la supresión de componentes (cajas) que representan factores directos e indirectos, funciones ecosistémicas y sus modificadores, servicios ecosistémicos y estimadores de impacto sobre la oferta de esos servicios
- b) El agregado o la supresión de flechas vinculando factores, servicios ecosistémicos y estimadores de impacto sobre los mismos
- c) La fundamentación de componentes y vínculos propuestos, así como de su nivel de certidumbre, sobre la base de antecedentes publicados y/o de consideraciones teóricas y/o de la opinión de los expertos

Distribución espacial de ecosistemas y variables biofísicas

La distribución espacial de tipos de ecosistemas dominantes (TED) puede obtenerse a partir de mapas publicados o a través de clasificaciones de la cobertura vegetal convencionales. Alternativamente, puede considerarse la distribución de tipos funcionales de ecosistemas (Paruelo et al. 2001), pero la relación entre estos y la provisión de distintos tipos de SE aún se encuentra poco estudiada.

Según los servicios ecosistémicos y las correspondientes funciones ecosistémicas seleccionados en la etapa anterior, y según el método de estimación de esas funciones a aplicar (transferencia de valores medios por TED o modelado en base a propiedades del sitio y de su contexto espacial, ver más adelante ítems “Provisión relativa de cada tipo de SE” y “Evaluación de capacidad funcional”), en esta etapa bastará con un mapa de tipos de ecosistemas o será necesaria la preparación de un SIG integrando diferentes capas de información biofísica (e.g., variables edáficas y variables topográficas, entre otras).

Provisión relativa de cada tipo de SE

La provisión relativa de servicios ecosistémicos por cada tipo de ecosistema dominante se obtiene a partir de las funciones ecosistémicas que aportan a los principales servicios ecosistémicos mediante cuatro pasos sucesivos. El primer paso consiste en consignar la importancia relativa de cada función ecosistémica (filas) en cada uno de los tipos de ecosistemas dominantes (columnas) para completar la matriz A (Figura 2, Tabla 1). Los elementos de esa matriz varían entre 0: importancia baja o despreciable y 1: para los ecosistemas en donde esa función tiene su máxima expresión según los antecedentes que se discuten más abajo (ver más adelante el ítem “Evaluación de capacidad funcional”). Para ello, las estimaciones del flujo de funciones ecosistémicas por tipo de ecosistema

se relativizan dentro de cada función, en relación al valor máximo y luego son representadas por el valor más aproximado a 0, 0.25, 0.50, 0.75 ó 1. La asignación de estas categorías constituye una parametrización por defecto, de utilidad restringida a los análisis de escala más gruesa (i.e., nacional, continental, global).

Tabla 1. Matriz A. Funciones ecosistémicas (filas) y principales tipos de ecosistemas (columnas) considerados en el protocolo ECOSER. Los valores representan flujos relativos sugeridos por defecto a partir la bibliografía (ver fuentes de información en el ítem "Evaluación de la capacidad funcional").

	1- Bosque tropical subtropical	2- Bosque templado	3- Pastizales y arbustales	4- Ecosistemas ribereños	5- Otros ecosist. Lineales	5- Marismas	6- Otros humedales	7- Lagos y ríos	8- Desiertos	9- Hielos y afloramientos marinos	10- Cultivos
	Flujo Relativo de Funciones Ecosistémicas (FRFE)										
1- Secuestro de carbono en suelo	1,00	0,75	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2- Secuestro de carbono en biomasa	1,00	0,75	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3- Evapotranspiración	1,00	0,75	0,50	0,00	0,00	0,50	0,75	0,50	0,00	0,00	0,50
4- Control de erosión	1,00	1,00	0,75	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
5- Ciclado de nutrientes y detoxificación	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00
6- Amortiguación de inundaciones	0,00	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7- Protección de acuíferos	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8- Protección de aguas superficiales	0,50	0,50	0,50	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9- Infiltración	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
10- Protección de ambientes costeros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
11- Regulación de poblaciones clave	0,25	0,25	0,25	0,25	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
12- Mantenimiento de diversidad de especies	1,00	0,75	0,50	0,50	0,00	0,25	0,25	1,00	0,25	0,25	0,00
13- Provisión de hábitats / especies amenazadas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14- Formación de suelo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15- Almacenaje de agua en suelo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16- Atractividad del paisaje	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Para los análisis de escala más fina (e.g., ecorregiones, provincias, cuencas, municipios) es necesario el ajuste de los valores de la matriz A (matriz ajustada o A') según las características particulares del sitio o píxel y de su contexto espacial (paisaje). De acuerdo al nivel de conocimiento disponible, el protocolo admite ajustes utilizando índices de capacidad funcional, evaluaciones multicriterio o modelos cuantitativos (ver ítem "Evaluación de la capacidad funcional"). Estas funciones o índices se normalizan a su vez dentro del área de estudio utilizando como referencia los valores máximos y mínimos dentro del área de estudio. Una descripción semidetallada de los modelos e índices sugeridos para la evaluación de la capacidad funcional de los ecosistemas se presenta en el ítem "Evaluación de capacidad funcional".

El segundo paso consiste en la valoración del aporte relativo de cada función (filas) a cada servicio (columnas) (matriz B, cuyos elementos varían entre 0: aporte bajo o despreciable, y 1: para los servicios donde esa función ejerce su máxima contribución) (ver ítem "Contribución relativa de funciones a SE" y Tabla 2).

El tercer paso consiste en la combinación de las matrices A' y B para obtener la matriz sobre la provisión relativa de cada tipo de servicios (PSE_i) en cada tipo de ecosistema analizado, donde cada elemento de la matriz se calcula como la combinación lineal del flujo de cada función ecosistémica (FE_j) ponderado por su aporte relativo (b_j) al correspondiente SE, según:

$$PSE_i = b_j * FE_j$$

Para las aplicaciones a mayor nivel de resolución, el PSE de cada píxel también se ajusta según factores particulares de la celda y de su contexto espacial (ver "Evaluación de la capacidad funcional").

La evaluación de la capacidad funcional de los ecosistemas y su integración en términos de provisión de distintos SE no revela por sí misma el beneficio del conjunto de SE que provee un ecosistema para la sociedad. A fin de comparar los beneficios potencialmente provistos por las distintas subunidades espaciales del área de estudio, en el último paso de este módulo consiste en la ponderación de la provisión de cada tipo de SE por su correspondiente valor social.

Estimación del valor social de SE: encuestas a referentes sociales calificados (RSC)

Como estimadores del valor social pueden usarse los métodos de valoración económica, aunque algunas de las limitaciones de esos métodos ya consideradas en la introducción pueden ser abordadas por métodos alternativos.

Debido a la asimetría que existe en la apropiación y dependencias de los SE por distintas sociedades y por distintos sectores sociales de una misma sociedad, los métodos monetarios presentan limitaciones para capturar el valor social de esos servicios. Como alternativas orientadas a reflejar valores basados sobre el bien común, antes que en el individual pueden aplicarse métodos al debate público o de valoración colectiva entre los distintos grupos de interés (Dodgson et al. 2001, Wilson y Howarth 2002). Con ese mismo objetivo, aquí se propone un método basado sobre la opinión de referentes sociales calificados (RSC) de los distintos grupos de interés. A diferencia de los valores obtenidos por consenso que arrojan los métodos deliberativos, el método RSC permite diferenciar y comparar valoraciones específicas por grupos de interés y eventualmente, realizar simulaciones sobre las consecuencias de distintas asimetrías en la influencia de esos valores sobre la toma de decisiones de uso de la tierra.

El método RSC supone que es posible estimar el valor social de los SE a través de la consulta a algunos miembros de los distintos grupos de interés, seleccionados de acuerdo a su calidad como referente (i.e., extensionistas rurales, dirigentes y asesores de asociaciones de productores, representantes de comunidades aborígenes, dirigentes de cámaras empresariales, delegados gremiales, educadores, funcionarios de gobierno, etc.) y a su capacidad para interpretar los fundamentos y las consignas de la consulta. Este método, en esencia, comprende cuatro pasos: a) reconocimiento y priorización de los SE relevantes dentro del área de estudio (ver ítem "Identificación de SE relevantes"), b) ajuste de una encuesta según los resultados del paso anterior, c) identificación y encuestado de referentes sociales por grupos de interés, y d) análisis de los resultados. A fin de minimizar la influencia de diferencias iniciales en el grado de conocimiento y conciencia ambiental de los distintos referentes, en el texto de las encuestas se evitan las referencias a SE y otros términos

técnicos, apelando en cambio a comparaciones pareadas del impacto social esperado para el sector que representan frente a eventuales reducciones de similar magnitud en la provisión de los distintos SE.

Valor social y oferta de SE: análisis de las encuestas

Las encuestas son analizadas mediante el método de comparación por pares de Saaty (2006). Aquellas con un nivel de consistencia satisfactorio son empleadas en la estimación de las ponderaciones medias estandarizadas por grupos sociales. Otros detalles del método y un ejemplo de aplicación son descriptos por Dagnino et al. (Capítulo 14 de este libro).

Por último, la oferta conjunta de SE en el píxel (O) se calcula como la combinación lineal de la provisión de cada SE normalizada (rango 0-1) en relación a valores de referencia internos o externos al área de estudio ($PSEN_i$) ponderada por su correspondiente valor social relativo (VS_i), según:

$$O = \sum_{i=1}^{i=n} VS_i * PSEN_i$$

Capacidad de utilización de SE

Si bien la provisión y el valor social relativo de los SE reflejan la percepción de los beneficios disponibles para la sociedad (oferta de SE), la importancia actual de la oferta de SE depende en gran medida de la capacidad de utilización de esa oferta por la sociedad (King y Wainger 1999) o utilización social. Por ejemplo, a igual capacidad funcional, la capacidad de utilización esperada de la oferta del servicio de regulación hídrica y de provisión de agua limpia será mayor para un píxel perteneciente a un humedal aislado que para un píxel perteneciente a un humedal próximo a numerosos humedales de igual o superior capacidad funcional. La apropiación de la oferta de servicio recreativo será mayor para un píxel de bosque cercano que para otro mucho más alejado del núcleo poblacional más próximo. O bien, la oferta del servicio de producción ganadera será mayor para un píxel de pastizal cercano que otro alejado a la vía de acceso más próxima para el traslado de hacienda.

La capacidad de las sociedades para beneficiarse de la oferta (O) de un determinado SE generada en un determinado sitio (capacidad de utilización de SE), depende de interacciones muy poco conocidas entre el patrón de propagación espacial del SE y del tamaño de la población alcanzada o beneficiada por ese patrón. La complejidad de esas interacciones reside en que el patrón de propagación espacial no sólo varía con el tipo de SE (Fisher et al. 2009), sino con la posición del píxel en el espacio y con la presencia o ausencia de intervenciones humanas capaces de facilitar esa propagación (e.g., acueductos, redes viales, dragado de ríos), con el nivel socioeconómico y con la consiguiente capacidad de sustitución del SE por la sociedad, entre otros factores.

La omisión de la captura o utilización de los SE restringe de manera severa la utilidad de los análisis sobre provisión actual o proyectada de SE ya que, por definición, éstos consisten en los beneficios de los ecosistemas que contribuyen de forma efectiva a mantener o a mejorar el bienestar de los individuos y/o el funcionamiento de la sociedad. Un índice simple pero a la vez razonable

es claramente una mejor opción frente al error de valorar de manera uniforme los SE de un ecosistema cuyo contexto espacial, sin embargo, condiciona mucho la transferencia de sus SE a la sociedad (e.g., variación del uso recreativo de un bosque según la densidad de la población humana circundante). Aquí se propone un índice de capacidad de utilización de un dado SE (ICU), generado por un dado píxel como:

$$ICU = c \times O$$

donde O es la oferta normalizada (0-1) del SE de interés dentro del área de estudio y " c " es el coeficiente de utilización (de rango 0-1), que varía con la capacidad efectiva del píxel para satisfacer la demanda del SE de la población blanco. Se calcula como:

$$c = d \times a$$

donde " d " es la demanda normalizada y " a " es la accesibilidad del SE. Un descriptor básico de la demanda es el tamaño relativo de la población beneficiada dentro de un área definida en torno del píxel blanco, y se calcula como:

$$d = \frac{d_x - d_{min}}{d_{max} - d_{min}}$$

donde " d_x " es la densidad poblacional dentro de un área concéntrica en torno al píxel, definida por un radio correspondiente a la escala de propagación de las funciones que soportan el SE de interés, y " d_{max} " y " d_{min} " son las densidades poblacionales máximas y mínimas de referencia (dentro o fuera del área de estudio).

Como un descriptor simple de la accesibilidad (" a "), puede utilizarse la fracción de " d " que, efectivamente, se beneficia de ese SE, y estimarse a través de la proporción de la población beneficiada. Mientras que en el caso de los SE que se propagan en forma aproximadamente homogénea dentro del área concéntrica definida en torno al píxel (e.g., calidad de los acuíferos), corresponde un $a=1$, en el caso de los SE que se propagan anisotrópicamente (e.g., atenuación de inundaciones por humedales), o por SE utilizados y/o valorados por una porción limitada o por un sector de la sociedad (e.g., recreación, mantenimiento de biodiversidad) corresponde un valor de $a < 1$.

Vulnerabilidad ambiental por pérdida de SE

La vulnerabilidad ambiental de un ecosistema frente a la pérdida de sus servicios se define aquí como la susceptibilidad intrínseca de perder o reducir la apropiación social esperada de un determinado SE, o un conjunto de servicios ecosistémicos, frente a la ocurrencia de un evento (o serie de eventos) de disturbio o frente a la influencia crónica de un factor de estrés, en ambos casos de origen natural o antrópico. Esa susceptibilidad es considerada a través de la capacidad de utilización de SE comprometida y la capacidad de recuperación (resiliencia) de esos SE frente a posibles disturbios (Figura 2, módulo 2).

Se supone que la vulnerabilidad socioambiental de un píxel (" V ") varía en forma directamente proporcional a la oferta de servicios ecosistémicos demandada por y accesible para la sociedad

(ICU, ver ítem "Capacidad de utilización de SE") sujeta a pérdida por la transformación agrícola, pecuaria o forestal del ecosistema, e inversamente proporcional a la capacidad del sitio para recuperar sus funciones a partir de su eventual transformación agrícola y abandono (resiliencia, "R"), según:

$$V = \frac{ICU}{R}$$

En este contexto, "R" consiste en un índice que varía en forma inversa con la erodabilidad potencial ("E") y con el tiempo de regeneración ("TR") del ecosistema dominante después de su transformación, y en forma directa con la cobertura relativa de ecosistemas no transformados o poco modificados en torno al mismo ("C"), capaces de actuar como refugios de biodiversidad y fuentes de propágulos para la recuperación postagrícola del ecosistema, según:

$$R = e \left(1 - \frac{E_x - E_{min}}{E_{max} - E_{min}} \right) + t \left(1 - \frac{TR_x - TR_{min}}{TR_{max} - TR_{min}} \right) + c \frac{C_x - C_{min}}{C_{max} - C_{min}}$$

donde, "e", "t" y "c" son factores (0-1) que representan el peso relativo de la erodabilidad, tiempo de regeneración y cobertura del ecosistema en el entorno, respectivamente).

Evaluación de capacidad funcional

Las funciones ecosistémicas no sólo poseen distinta relevancia como soporte de SE (Tabla 1), sino que poseen distinta importancia para ser consideradas en el marco de procesos de ordenamiento territorial. Esa importancia depende fundamentalmente del conocimiento disponible para vincular atributos estructurales locales y del contexto de los ecosistemas con su capacidad funcional, y de la capacidad técnica e información disponible para caracterizar la distribución de esos atributos dentro del área de interés. De acuerdo a esos criterios, a continuación se plantea una serie de indicadores y modelos de funciones consideradas importantes para la evaluación de la capacidad de los ecosistemas para realizar algunas funciones ecosistémicas relevantes.

Secuestro y contenidos ("stocks") de carbono

Por lo general, la capacidad de secuestro de carbono (C) es definida como la masa neta anual de C adicionada a los sumideros existentes. Esa tasa parece muy poco relevante en relación con los contenidos de carbono edáfico de los ecosistemas poco intervenidos (en el orden de 1‰ anual; confrontar Jobbágy y Jackson 2000 y Janssens et al. 2005) y con la pérdida de C edáfico ocasionada por el uso agrícola y forestal (Post y Kwon 2000, Naidoo et al. 2008). Por tal razón, el C almacenado en la materia orgánica del suelo es considerado aquí como un "proxy" aceptable de las funciones de regulación del contenido de C atmosférico. Los valores de referencia sobre contenido de C edáfico propuestos para los análisis de escala más gruesa (Tabla 1) fueron tomados de Jobbágy y Jackson (2000) para bosques y pastizales, y de Euliss et al. (2006) y de Bridgham et al. (2006) para humedales. De forma alternativa, para esta escala pueden usarse valores georreferenciados en base a la distribución de tipos de suelos (Global Soil Data Task Group 2000, Batjes 2005). Para las escalas más finas (1:250000-1:50000), el contenido de C puede obtenerse a partir de mapas de suelos digitalizados de Argentina (INTA y Aeroterra S.A. 1995, SAGyP et al. 2009). Una limitante

importante del uso de esta información, es que los valores de C en suelos con alguna aptitud agrícola generalmente derivan de caracterizaciones realizadas en sitios agriculturizados y que ya han perdido una porción significativa de su materia orgánica original.

Los contenidos de carbono en la biomasa adoptados aquí se basan sobre los procedimientos recomendados por el IPCC (Ruesch y Gibbs 2008). Una comparación de procedimientos de estimación alternativos y sus limitaciones ha sido recientemente realizada por Goetz et al. (2009).

Balance hídrico

Puede obtenerse a partir de estadísticas y mapas publicados sobre la distribución espacial y temporal de las precipitaciones en el territorio argentino (Rodríguez et al. 2009) y de mapas digitalizados de evapotranspiración mensual y anual del territorio argentino (Bianchi 2009, Di Bella y Paruelo 2010). La evapotranspiración relativa por tipo de ecosistema ha sido adoptada de Rockström et al. (1999).

Control de erosión

El control de la erosión hídrica de una cobertura vegetal dada puede ser estimada como la diferencia porcentual entre la erosión esperada para un determinado tipo de suelo, pendiente y régimen de lluvias sin cobertura vegetal y la erosión esperada en presencia de la correspondiente cobertura vegetal, usando los modelos USLE (Wischmeier y Smith 1978) o RUSLE (Renard et al. 1996). Este enfoque ha sido aplicado para el mapeo de servicios ecosistémicos provistos por pastizales en un área de la Pampa Austral (Lattera et al. 2009). La vulnerabilidad a la erosión hídrica en base al modelo USLE ha sido mapeada para el territorio argentino por Orúe et al. (2007). Un procedimiento análogo que puede aplicarse para la valoración del control de erosión eólica es la Ecuación Universal de Erosión Eólica (WEQ et al. 1965). No obstante, para aquellos casos donde la disponibilidad de información es insuficiente para la aplicación de la WEQ, la función de control de la erosión eólica puede considerarse como directamente proporcional a los valores de erodabilidad asociados a los distintos grupos de suelos (WEG, ver tablas en U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service 2007).

Amortiguación de inundaciones

Tanto los humedales como los canales de los cursos de agua y sus planicies de inundación actúan como reservorios capaces de atenuar los picos de inundaciones aguas abajo. El tipo de vegetación de las planicies de inundación y zonas ribereñas puede influenciar la estabilidad de los bancos y la geomorfología de los canales y sus planicies de inundación (Montgomery y Wohl 2004). Si bien esa geomorfología posee una influencia decisiva sobre el comportamiento de las inundaciones, las relaciones funcionales cuantitativas entre ese comportamiento y el tipo de cobertura de las planicies y ambientes ribereños son de difícil cuantificación y no hemos encontrado descripciones apropiadas de las mismas. La influencia de los humedales sobre la intensidad de las inundaciones depende fundamentalmente de su capacidad de almacenaje en relación al volumen del agua de inundación, de su proximidad a las zonas de desborde, y de la capacidad de almacenaje por humedales, cursos de agua y planicies de inundación aguas arriba (Hauer y Smith 1998, Sheldon et al. 2005). Si bien la influencia de la vegetación sobre esta función no ha sido bien cuantificada, existen bases teóricas para su consideración junto a los atributos geofísicos a través de métodos de valoración multicriterio como el propuesto por Achinelli et al. (Capítulo 21 de este libro).

Protección de acuíferos por cobertura (PAC)

La vegetación natural protege la calidad de los reservorios de agua subterránea frente a su eventual contaminación por agroquímicos en caso de ser reemplazados por cultivos agrícolas. Por consiguiente, dentro de un análisis de grano grueso, la cobertura natural o seminatural en zonas de recarga y con capacidad de uso agrícola provee un servicio de protección potencial de "1". Para un análisis de mayor resolución, se considera que esa función de protección varía dentro de las áreas con capacidad de uso agrícola según factores edáficos y geomorfológicos que condicionan la lixiviación "in situ". Como criterios para ponderar la influencia de esos factores sobre la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación pueden utilizarse aquellos considerados por el índice DRASTIC (Aller et al. 1985), según:

$$PAC = m \times \frac{ID_i}{ID_{max}}$$

donde "m" es un factor que refleja el riesgo de contaminación de los acuíferos asociado al tipo de cobertura (desde m=1 para los cultivos que demandan un mayor uso de agroquímicos de fácil lixiviación, hasta m=0 para altas coberturas de vegetación permanente), "ID_i" es el índice DRASTIC en el píxel "i", e "ID_{max}" es el máximo valor de referencia de ese mismo índice.

Protección aguas superficiales

Para el análisis a escala de grano grueso, se supone que una franja de 30 m de vegetación ribereña permanente (bosques o pastizales en buena condición) adyacente a las vías de drenaje y otros cuerpos de agua superficial, consigue reducir los niveles de sedimentos, nitrógeno y fósforo transportados por escurrimiento superficial del agua de lluvia y consolidar el banco del cauce en forma sustantiva (Parkyn 2004). Para una escala de grano intermedio puede suponerse que la variación espacial en protección de aguas superficiales por las franjas de vegetación ribereña (FVR) depende fundamentalmente de los factores que controlan la carga de sedimentos y nutrientes transportados por escurrimiento superficial hasta cada punto (píxel) adyacente a las franjas. De esta forma, la función de protección de los píxeles ribereños puede ser valorada mediante la relación entre el área de la FVR y su correspondiente área colectora (Dosskey et al. 2002), ponderada por la erodabilidad del área colectora. Orúe et al. (Capítulo 10 de este libro) modelaron la influencia de la configuración espacial de coberturas y usos de la tierra a escala de cuencas sobre la carga de nutrientes que alcanza las FVR integrando modelos empíricos y mecanicistas mediante SIG. A fin de integrar la contribución de los humedales a esta función, se supone que la capacidad de protección frente a la exposición por distintos contaminantes es bien reflejada por su capacidad de retención de N y se aplica un modelo exponencial en el que la capacidad de retención de N aumenta en forma más que proporcional con el tamaño del humedal y con el ingreso de N (NL) desde el área colectora. Para las aplicaciones a escala de grano grueso, NL puede ser considerada como constante (Trepel y Palmeri 2002), en tanto que para las aplicaciones con mayor resolución, NL puede calcularse y mapearse a partir de otros modelos basados sobre el uso de la tierra dentro de las áreas colectoras [ver Orúe et al. (Capítulo 10 de este libro)]. Si bien este tipo de aproximaciones supera en complejidad los requerimientos de un protocolo orientado a establecer pautas de ordenamiento territorial, es factible reducir esa complejidad mediante el ajuste de metamodelos a las predicciones de modelos complejos (Kleijnen 1979).

Regulación hídrica (infiltración)

La contribución de los acuíferos al flujo de aguas superficiales (caudales de base) es considerada como un buen indicador del servicio de regulación hídrica de una cuenca (Egoh et al. 2008). Sin embargo, al depender tanto de factores biológicos como climáticos, geomorfológicos y edáficos, esa contribución no refleja la influencia del tipo de ecosistema y del uso de la tierra sobre la regulación hídrica. El tipo de cobertura es capaz de incidir sobre la estabilidad de los caudales y de los reservorios a través de su influencia sobre la proporción de agua de lluvia infiltrada, pero la influencia de un mismo tipo de cobertura varía con la intensidad de la tormenta, con atributos físicos del suelo y con la topografía. Como un indicador de la función de regulación hídrica, en este protocolo se propone utilizar la proporción de agua de lluvia infiltrada frente a tormentas modales o con una recurrencia dada, siguiendo el método de la curva-número del Soil Conservation Service (ver tablas en Muñoz-Carpena y Parsons 2003) debido a su sensibilidad al tipo de cobertura vegetal y a su interacción con propiedades del suelo y la pendiente del terreno (Orúe et al. 2007, Laterra et al. 2009).

Regulación de poblaciones clave

Al proveer refugio a distintos tipos de predadores, se espera que el mantenimiento de bordes y parches de vegetación permanente (i.e., bosques, arbustales y pastizales) dentro de los paisajes agrícolas facilite con frecuencia la biorregulación de poblaciones de plagas y de malezas de los cultivos, en comparación con paisajes agriculturizados en su totalidad (paisajes complejos vs. simples) (Booman et al. 2009). En una reciente revisión, Bianchi et al. (2006) concluyeron que los niveles poblacionales de los predadores aumentan con claridad con la complejidad del paisaje, aunque las consecuencias de ese aumento sobre la presión de las plagas sobre los cultivos sólo se trasladan en una proporción de esos casos. Frente a la ausencia de modelos cuantitativos de esta función, aquí se supone que el aporte de cada píxel de bosque o pastizales en bordes y parches dispersos dentro de paisajes agrícolas (aquellos con al menos 25% de cobertura de cultivos) es inversamente proporcional a su cobertura, tomando un valor máximo relativo (1) entre 1 y 20% de bosques y pastizales, un valor intermedio (0.5) entre 20 y 75%, y un valor nulo para paisajes con menos de 25% de cobertura de cultivos.

Mantenimiento de diversidad de especies

La influencia de la diversidad de especies sobre la variación del funcionamiento y provisión de SE dentro de distintos tipos de ecosistemas ha sido motivo de muchos estudios que, en balance, arrojan un efecto positivo para casi todas las propiedades analizadas (Balvanera et al. 2006). Si bien esas variaciones en la diversidad de especies dentro de un mismo tipo de ecosistema poseen alta relevancia para orientar decisiones de manejo de los ecosistemas a escala de sitio, su consideración escapa al nivel de información con el que normalmente se puede contar para la toma de decisiones sobre uso de la tierra. En cambio, la influencia de la diversidad de especies sobre la variación de la capacidad funcional entre ecosistemas se encuentra mayormente implícita dentro de cada una de las funciones e indicadores propuestos. Existen, sin embargo, otros descriptores de la biodiversidad no implícitos en otras funciones e indicadores, capaces de contribuir a la provisión de SE a través de su valor de existencia [valor intrínseco y valor sociocultural; ver Penna et al. (Capítulo 4 de este libro)]. En la escala de grano grueso, la función de mantenimiento de especies emblemáticas o amenazadas puede considerarse como proporcional al número de

especies emblemáticas y de aquellas reconocidas bajo distintas categorías de amenaza (IUCN 2009, Baillie et al. 2004) esperado en el sitio (píxel).

Provisión de hábitats para especies amenazadas

La presencia-ausencia de esas especies en un píxel puede estimarse de acuerdo a mapas de distribución por especies construidos en base a avistajes directos o a modelos de preferencias de hábitat. Las valoraciones de grano fino deberían corregir este indicador tomando en cuenta la influencia del contexto espacial de cada píxel, a través de: a) el tamaño y aislamiento del parche al que pertenece el píxel, b) el nivel de rareza del tipo de ecosistema (% de la superficie original), y c) su representación en el sistema nacional de áreas protegidas.

Atractividad recreativa del paisaje

Las preferencias que manifiestan distintos individuos y grupos humanos por determinados ambientes para su recreación resultan de la interacción entre la composición del paisaje y las actitudes o valores de los distintos grupos de interés (Kaltenborn y Bjerke 2002). Los métodos usados por la economía ambiental para valorar el servicio recreativo de un determinado punto de interés (e.g., el costo de viaje, evaluación contingente) exigen ser aplicados a cada caso particular (Willis y Garrod 1993, Vanslebrouck y Van Huylenbroeck 2003) y al reflejar básicamente la valoración actual y no potencial poseen una generalidad escasa para ser usados en este protocolo. El potencial recreativo del paisaje ha sido explorado mediante modelos basados sobre la opinión de expertos, en encuestas sobre preferencia visual o en la distribución espacial de descriptores de idoneidad para determinadas actividades (Kliskey 2000, Campbell et al. 2005), los que sin embargo, no satisfacen la generalidad requerida para ser usados en este protocolo. Una posible aproximación al desarrollo de modelos suficientemente generales consistiría en el ajuste de modelos de regresión del flujo turístico a un rango amplio de paisajes, con diversos descriptores de ese paisaje a distintas escalas de observación (e.g., cobertura de distintos tipos de ecosistemas, índice de diversidad de paisaje, índice de relieve), incluyendo como covariables algunos posibles modificadores de la influencia de esos descriptores (e.g., densidad poblacional de la localidad, distancia a grandes centros urbanos, distancia al foco de interés turístico más próximo).

Entre otros indicadores y modelos de capacidad funcional relevantes para este protocolo pero pendientes de desarrollo cabe destacar los correspondientes a las funciones de ciclado de nutrientes, la detoxificación de aguas superficiales, el almacenaje de agua en suelo, la formación de suelo, la protección de ambientes costeros, el mantenimiento de la diversidad de especies y la conexión biológica de paisajes fragmentados.

Simulaciones

Mediante la integración a formato SIG de los modelos, funciones e indicadores que componen los dos módulos de este protocolo, ECOSER puede dar origen a modelos espacialmente explícitos para la simulación de la distribución de la provisión, oferta y utilización de SE, así como de la vulnerabilidad ambiental asociada a la pérdida de esos servicios. Entre las principales aplicaciones de esos modelos, puede mencionarse: a) la identificación de los tipos de ecosistemas, funciones, tipos de SE y parámetros que confieren mayor sensibilidad a la capacidad de utilización de los SE (U) y la consiguiente vulnerabilidad ambiental (V) en cuencas u otras áreas de estudio particulares,

y b) la evaluación de las consecuencias de distintos escenarios de uso de la tierra (planificados y no planificados) sobre U y V.

APLICACIÓN

Como ejemplo de aplicación de este protocolo nos basamos sobre un análisis de provisión de SE para los pastizales remanentes en una pequeña ventana seleccionada en la zona de transición entre la Pampa Deprimida y la Pampa Austral al sudeste de la Provincia de Buenos Aires (Latterra et al. 2009, Figura 3). Los servicios considerados corresponden a la recarga de acuíferos, calidad de los acuíferos, regulación de caudales e inundaciones, calidad de agua superficiales y producción ganadera y producción agrícola. Las capas de información georeferenciada necesarios para el cálculo de las funciones y servicios ecosistémicos fueron procesadas e integradas en un SIG, con una resolución de 90 x 90 m, aplicando el aporte relativo de funciones ecosistémicas por SE (matriz B) consignado en la Tabla 2.

Frente al déficit actual de conocimientos disponibles para la ponderación objetiva de las distintas funciones que soportan la provisión de servicios ecosistémicos, éstos fueron aproximados mediante la opinión consensuada de los autores en torno a un grupo restringido de funciones y de servicios ecosistémicos para el desarrollo de un ejemplo de aplicación (Tabla 2). Una encuesta ampliada a otros expertos podrá modificar o confirmar los valores de esta tabla para futuras versiones del protocolo.

Tabla 2. Matriz B. Valoración del aporte relativo de cada función (filas) a cada servicio (columnas). 0: aporte bajo o despreciable, y 1: para la función/es que ejerce/n la máxima contribución dentro de cada servicio (las celdas en blanco tienen un valor cero que se omite aquí para facilitar la identificación de las celdas con valores no nulos). Sólo se consignan las contribuciones relativas de las funciones ecosistémicas para los servicios ecosistémicos evaluados en el ejemplo de aplicación (ver Figura 4).

Servicios Ecosistémicos →		Funciones Ecosistémicas ↓																				
		Regulación climática	Protección / atenuación de inundaciones	Recarga de lagos y embalses	Mantenimiento capacidad hidroeléctrica	Recarga de acuíferos	Calidad aguas superficiales	Tratamiento efluentes (TE)	Calidad del acuífero	Calidad del aire	Producción agrícola	Producción ganadera	Producción maderas nativas	Producción bosques implantados	Capturas o producción pesca comercial	Provisión otras materias primas	Provisión germoplasma	Provisión de caza, pesca y recolección	Provisión de habitats spp. Amenazadas	Recreación	No uso	
1-	Secuestro de carbono en suelo																					
2-	Secuestro de carbono en biomasa																					
3-	Balance hídrico																					
4-	Control de erosión						1				0,6	0,3										
5-	Ciclado de nutrientes y detoxificación																					
7-	Protección de acuíferos por cobertura					1		1														
8-	Protección de aguas superficiales						1															
9-	Infiltración	1				1	0,3		0,6		1	1										
10-	Protección de ambientes costeros																					
11-	Regulación de poblaciones clave																					
12-	Mantenimiento de diversidad de especies																					
13-	Provisión de hábitats / especies amenazadas																					
14-	Formación de suelo																					
15-	Almacenaje de agua en suelo																					
16-	Atractividad del paisaje																					

En este caso, además de la provisión relativa de la sumatoria de los SE en los píxeles ocupados por pastizales, también se incluye la provisión conjunta de SE en las áreas cultivadas (Figura 3b). En este ejemplo, ante el desconocimiento de la valoración social de cada SE la provisión de los distintos SE se ponderó de manera equitativa y se la supone equivalente a la oferta de SE.

Debido a que la población humana presente en el área seleccionada es escasa y dispersa, a efectos de ilustrar el análisis de la capacidad de utilización de SE y de la vulnerabilidad ambiental de SE se simuló la presencia un núcleo poblacional (Figura 3c) con una distribución de densidades arbitraria. Para calcular los índices de capacidad de utilización de cada SE en cada píxel consideraron las funciones ecosistémicas más asociadas a cada servicio y con mayor capacidad de propagación espacial. Con ese criterio se consideró que dentro del sitio de estudio: a) el servicio de regulación de caudales e inundaciones se propaga de forma direccional siguiendo la pendiente del terreno, en correspondencia con la función de infiltración del agua de lluvia (y su complemento, la escorrentía superficial) con una extensión de cuatro píxeles, b) la influencia de la infiltración sobre la recarga de los acuíferos se propaga en forma isotrópica y con una mayor extensión (10 píxeles) que la influencia de la protección por cobertura, c) la propagación espacial del servicio de mantenimiento o mejoramiento de calidad de las aguas superficiales sigue la dirección de las pendientes y se asocia en mayor medida al control de erosión (4 píxeles) que a la infiltración, d) el SE de mantenimiento de la calidad del acuífero se propaga isotrópicamente dependiendo de la función de protección

por cobertura a una escala de 10 píxeles, y e) los SE de producción agrícola y de producción ganadera se propagan isotrópicamente con una extensión superior a la escala del sitio de estudio. Estos supuestos sobre el radio de propagación de las funciones asociadas y de la fracción de la población beneficiada (accesibilidad) fueron establecidos con el único propósito de ilustrar posibles resultados de la aplicación de este protocolo y dada su arbitrariedad, los resultados obtenidos a partir de su aplicación son sólo válidos para ese fin.

Los resultados muestran un contraste claro entre la distribución espacial de la oferta conjunta de SE (Figura 3b) y de su utilización (Figura 3c) debido a la influencia de los SE con menor propagación espacial en relación a la distribución espacial de la demanda. El mapa de vulnerabilidad (Figura 3d) permite identificar los sitios donde se conjuga una capacidad elevada de utilización de la oferta conjunta de SE pero una baja resiliencia, o en otros términos, una susceptibilidad alta a la pérdida de SE valorados y utilizados por la sociedad. En este caso, los sitios con mayor vulnerabilidad coinciden con los pastizales remanente próximos a la población, con baja resiliencia debido a su erodabilidad (pastizales serranos sobre las mayores pendientes) o con alta oferta del servicio de recarga y del servicio de protección de los acuíferos (i.e., pastizales remanentes en áreas más bajas) (Figura 3e).

CONCLUSIONES Y PROYECCIONES

Los procesos de desarrollo socioeconómico conducen a una diferencia marcada entre las escalas espaciales y temporales dentro de las cuales se perciben las ganancias económicas y las pérdidas de los beneficios provistos por los ecosistemas a la sociedad (bienes y servicios ecosistémicos, SE). Con frecuencia, ese desajuste espacio-temporal en la expresión de beneficios y costos es argumentado como una de las principales causas de la pérdida progresiva y generalizada de SE que caracterizan a los patrones de desarrollo no sustentable (Cumming et al. 2006). El desajuste entre la escala de los procesos ecosistémicos subyacentes a la provisión sustentable de SE y la escala en la que generalmente operan las instituciones encargadas de reunir conocimiento, planificar, legislar e impulsar el desarrollo es otro factor que aumenta la vulnerabilidad de los SE (Folke et al. 2007).

La capacidad actual para orientar el desarrollo sustentable del territorio rural argentino se encuentra tanto o más limitada por el escaso nivel de integración y síntesis del conocimiento disponible sobre procesos y funciones ecosistémicas y sociales que por la necesidad de generar un conocimiento más profundo de esos procesos. El protocolo ECOSER intenta incorporar las valoraciones biofísicas y sociales de los ecosistemas y sus servicios al contexto de ordenamiento territorial, ofreciendo además una alternativa y/o complemento a las valoraciones estrictamente monetarias. Sin embargo, su aplicabilidad a la planificación del uso de la tierra depende aún de un trabajo y diálogo interdisciplinario y gubernamental que propicie en primer lugar la disponibilidad, accesibilidad y uso de la información básica. Esto es, la identificación de las necesidades de información específica, la utilidad de la información existente y la existencia de recursos que permitan generar información adecuada a las necesidades del contexto de ordenamiento territorial. De este modo, además de su utilidad como soporte para la toma de decisiones sobre la base del conocimiento disponible, mediante el reconocimiento de sus supuestos implícitos y explícitos, ECOSER puede ser usado para el reconocimiento de prioridades de investigación.

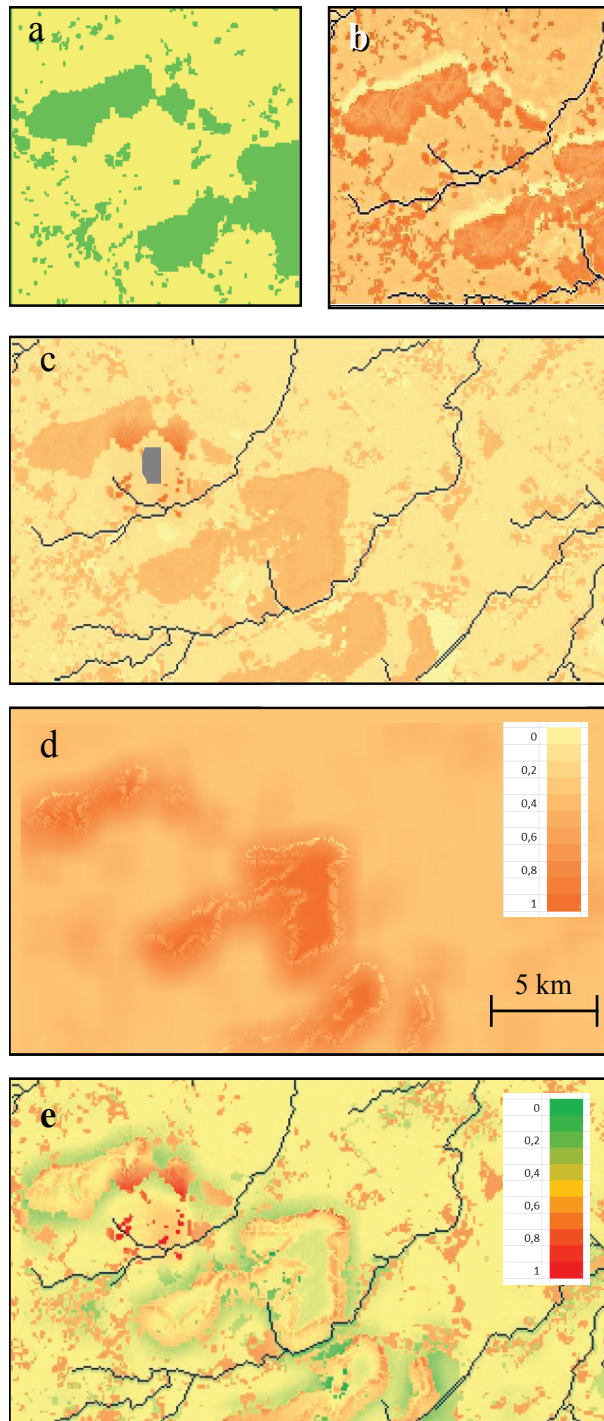


Figura 3. Distribución espacial de la vulnerabilidad a la pérdida de servicios ecosistémicos (SE) en un sector de transición entre la Pampa Deprimida y la Pampa Austral (e) y algunas de las capas de información que intervienen en su evaluación: a) cobertura de pastizales (en verde) y de cultivos (en amarillo), b) provisión conjunta de servicios ecosistémicos, c) índice de capacidad de utilización de la oferta de SE, y d) índice de resiliencia. Los parches de pastizal más grandes corresponden a pastizales serranos, las líneas oscuras corresponden a arroyos, y el polígono gris de la figura c) corresponde a un núcleo poblacional simulado. Todos los mapas expresan valores normalizados (0-1); la escala de la paleta de colores superior corresponde a los cuadros b), c) y d) y la escala inferior corresponde al cuadro e). Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el INTA, la Universidad Nacional de Mar del Plata y el FONCyT (PICT04 No. 20-25532). Se agradecen los comentarios críticos de N. Maceira, O. Fernández, J. Paruelo, P. Balvanera, E. Viglizzo, G. Rótolo, M. Achinelli, S. Perucca, F. Acosta, L. D'Agnino, J. Volante y M.J. Mosciaro.

BIBLIOGRAFÍA

- Aller, L., T. Bennett, J. Lehr y R. Petty. 1985. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution. Pp. 157.
- Baillie, J.E.M., C. Hilton-Taylor y S.N. Stuart. 2004. IUCN Red List of threatened species. A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Balvanera, P., A. Pfisterer, N. Buchmann, J. He, T. Nakashizuka, et al. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146-1156.
- Batjes, N.H. 2005. ISRIC-WISE global data set of derived soil properties on a 0.5 by 0.5 degree grid (Version 3.0). Report.
- Bianchi, A. 2009. Atlas Climático Digital de la Republica Argentina. www.inta.gov.ar/prorenea/info/resultados/atlas_climatico_arg/atlas_clima_arg.htm (último acceso: 05/11/2010).
- Bianchi, F., C. Booij y T. Tscharntke. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273:1715-1727.
- Boletta, P.E., A.C. Ravelo, A.M. Planchuelo y M. Grilli. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* 228:108-114.
- Booman, G., P. Littera, V. Comparatore y N. Murillo. 2009. Post-dispersal predation of weed seeds by small vertebrates: Interactive influences of neighbor land use and local environment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129:277-285.
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Boyd, J. y L. Wainger. 2003. Measuring Ecosystem Service Benefits: The use of landscape analysis to evaluate environmental trades and compensation. *Resources for the Future Discussion Paper:02-63*. www.rff.org/documents/RFF-DP-02-63.pdf (último acceso: 05/11/2010)
- Bridgham, S., J. Megonigal, J. Keller, N. Bliss y C. Trettin. 2006. The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands* 26:889-916.
- Campbell, J., D. Walker, B. Smid y R. Baydack. 2005. Recreation habitat suitability indices: Key concepts and a framework for application in landscape planning. *Environments* 33:71-88.
- Carreño, L. y E.F. Viglizzo. 2007. Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. Ediciones INTA, Buenos Aires. Argentina.
- Chan, K., R. Pringle, J. Ranganathan, C. Boggs, Y. Chan, et al. 2007. When agendas collide: Human welfare and biological conservation. *Conservation Biology* 21:59-68.

- Cork, S.J. y W. Proctor. 2005. Implementing a Process for Integration Research: Ecosystem Services Project, Australia. *Journal of Research Practice* 1.
- 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.
- Cumming, G., D. Cumming y C. Redman. 2006. Scale mismatches in social-ecological systems: Causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society* 11. Di Bella, C. y J. Paruelo. 2010. Estimación de la evapotranspiración real en la Región Pampeana. www.evapotranspiracion.org.ar (último acceso: 04/11/2010).
- 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.
- Dodgson, J., M. Spackman, A. Pearman y L. Phillips. 2001. *Multi-Criteria Analysis: a Manual*. DETR, Rotherham, UK.
- Dosskey, M.G., M.J. Helmers, D.E. Eisenhauer, T.G. Franti y K.D. Hoagland. 2002. Assessment of concentrated flow through riparian buffers. *Journal of Soil and Water Conservation* 57:336-343.
- Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, D. Richardson, D. Le Maitre, et al. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127:135-140.
- Euliss, N.H., R.A. Gleason, A. Olness, R.L. McDougal, H.R. Murkin, et al. 2006. North American prairie wetlands are important nonforested land-based carbon storage sites. *Science of the Total Environment*, 361:179-188.
- Fisher, B. y K. Turner. 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141:1167-1169.
- Fisher, B., R. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Folke, C., L. Pritchard Jr., F. Berkes, J. Colding y U. Svedin. 2007. The problem of fit between ecosystems and institutions: Ten years later. *Ecology and Society* 12.
- Global Soil Data Task Group. 2000. Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics (IGBP-DIS). [Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics (International Geosphere-Biosphere Programme - Data and Information System)]. Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, EE.UU. www.daac.ornl.gov (último acceso: 04/11/2010).
- Goetz, S., A. Baccini, N. Laporte, T. Johns, W. Walker, et al. 2009. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. *Carbon Balance and Management* 4:2.

- Hauer, F. y R. Smith. 1998. The hydrogeomorphic approach to functional assessment of riparian wetlands: Evaluating impacts and mitigation on river floodplains in the U.S.A. *Freshwater Biology* 40:517-530.
- INTA y Aeroterra S.A. 1995. Atlas de Suelos de la República Argentina. Sistema de Información Geográfico. CD.
- IUCN. 2009. The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org (último acceso: 05/11/2010).
- Janssens, I.A., A. Freibauer, B. Schlamadinger, R. Ceulemans, P. Ciais, et al. 2005. The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale—a European case study. *Biogeosciences* 2:15-26.
- Jansson, A., C. Folke, J. Rockström y L. Gordon. 1999. Linking freshwater flows and ecosystem services appropriated by people: The case of the Baltic Sea drainage basin. *Ecosystems* 2:351-366.
- Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10:423-436.
- Kaltenborn, B.P. y T. Bjerke. 2002. Associations between environmental value orientations and landscape preferences. *Landscape and Urban Planning* 59:1-11.
- King, D.M. 1996. Comparing ecosystem services and values. US Department of Commerce. www.darrp.noaa.gov/library/pdf/kingpape.pdf (último acceso: 06/11/2010).
- King, D.M. y L. Wainger. 1999. Assessing the Economic Value of Biodiversity Using Indicators of Site Conditions and Landscape Context. University of Maryland Center for Environmental Science. www.ecosystemvaluation.org (último acceso: 04/11/2010).
- Kleijnen, J. 1979. Regression Metamodels for Generalizing Simulation Results. *Systems, Man and Cybernetics, IEEE Transactions* 9:93-96.
- Kliskey, A.D. 2000. Recreation terrain suitability mapping: a spatially explicit methodology for determining recreation potential for resource use assessment. *Landscape and Urban Planning* 52:33-43.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- Laterra, P., M.E. Orúe, K.D. Zelaya, G. Booman y F. Cabria 2009. Jerarquización y mapeo de pastizales según su provisión de servicios ecosistémicos. Pp. 128-136 en: Pillar, V.D., S.C. Müller, Z.M. Castilhos y A.V.A. Jacques (eds.). *Campos Sulinos*. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília. Brasil.

- Montgomery, D.R. y E.E. Wohl. 2004. Rivers and riverine landscapes. *Developments in Quaternary Science* 1:221-245.
- Muñoz-Cárpena, R. y J. Parsons. 2003. VFSSMOD-W. Vegetative Filter Strips Hydrology and Sediment Transport Modelling System. Model documentation & users manual version 2.x.
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R. Green, et al. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:9495-9500.
- 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.
- Odum, H. y E. Odum. 2000. The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 3:21-23.
- Orúe, M.E., P. Laterra y F. Cabria. 2007. Expansión de la frontera agrícola en Argentina y erosión hídrica: mapas de riesgo utilizando el modelo USLE con apoyo de SIG. Pp. 185-192 en: Rivas, R., A. Grisotto y M. Sacido (eds.). *Teledetección. Hacia un Mejor Entendimiento de la Dinámica Global*. Editorial Martín, Mar del Plata. Argentina.
- Parkyn, S. 2004. Review of riparian buffer zone effectiveness. MAF technical paper No. 2004/05. www.maf.govt.nz/mafnet/rural-nz/sustainable-resource-use/resource-management/review-riparian-buffer-zone-effectiveness/index.htm (último acceso: 05/11/2010).
- Paruelo, J.M., E.G. Jobbágy y O.E. Sala. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4:683-698.
- 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.
- Plummer, M.L. 2009. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:38-45.
- Post, W.M. y K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6:317-327.
- Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool y D.C. Yoder. 1996. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE), USDA Agriculture Handbook Number 703. Washington, D.C. EE.UU.
- Rockström, J., L. Gordon, C. Folke, M. Falkenmark y M. Engwall. 1999. Linkages among water vapor flows, food production, and terrestrial ecosystem services. *Ecology and Society* 3.
- Rodríguez, R., G. Cazenave y G. Galvani. 2009. SIG de Estadísticas Agroclimáticas. Serie 1971-2000. geointa.inta.gov.ar/SIGAGROC (último acceso: 03/11/2010).

- Rótolo, G. y C. Francis. 2008. Los servicios ecosistémicos en el "corazón agrícola" de Argentina. Ediciones INTA - Miscelánea 44. Buenos Aires. Argentina.
- Ruesch, A. y H.K. Gibbs. 2008. New IPCC Tier-1 Global Biomass Carbon Map for the Year 2000. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. cdiac.ornl.gov (último acceso: 05/11/2010).
- Saaty, T.L. 2006. Rank from comparisons and from ratings in the analytic hierarchy/network processes. *European Journal of Operational Research* 168:557-570.
- SAGyP - INTA - Proyecto PNUD ARG/85/019. Con la participación del Instituto de Suelos y EEAs del INTA. Versión Digital Corregida, Revisada y Aumentada (Versión 1.0): Cruzate, G., L. Gómez, M.J. Pizarro, P. Mercuri y S. Bancharo. Suelos de la República Argentina. geointa.inta.gov.ar/node/11/id%3D15 (último acceso: 03/11/2010).
- Scott, M.J., G.R. Bilyard, S.O. Link, C.A. Ulibarri, H.E. Westerdahl, et al. 1998. Valuation of Ecological Resources and Functions. *Environmental Management* 22:49-68.
- Sheldon, D., T. Hruby, P. Johnson, K. Harper, et al. 2005. Wetlands in Washington State. Washington State Dept. of Ecology: Washington Dept. of Fish and Wildlife. www.ecy.wa.gov/biblio/0506006.html (último acceso: 05/11/2010).
- Trepel, M. y L. Palmeri. 2002. Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning at the landscape-scale. *Ecological Engineering* 19:127-140.
- U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 2007. National Soil Survey Handbook, title 430-VI. soils.usda.gov/technical/handbook/ (último acceso: 04/11/2010).
- Van Noordwijk, M., J. Poulsen y P. Ericksen. 2004. Quantifying off-site effects of land use change: Filters, flows and fallacies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:19-34.
- Vanslebrouck, I. y G. Van Huylenbroeck. 2003. The demand for landscape amenities by rural tourists. Pp. 83-99 en: Van Huylenbroeck, G., y G. Durand (eds.). *Multifunctional Agriculture: A New Paradigm for European Agriculture and Rural Development*. Ashgate, Aldershot.
- Viglizzo, E. y F. Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.
- Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.
- Wang, Z., B. Zhang, S. Zhang, X. Li, D. Liu, et al. 2006. Changes of land use and of ecosystem service values in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment* 112:69-91.
- Willis, K.G., y G.D. Garrod. 1993. Valuing Landscape: a Contingent Valuation Approach. *Journal of Environmental Management* 37:1-22.

- Wilson, M. y R. Howarth. 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: Establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics* 41:431-443.
- Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning Agriculture Handbook No 537. US Department of Agriculture, Washington, D.C. EE.UU.
- Woodruff, N.P. y F.H. Siddoway. 1965. A Wind Erosion Equation. *Soil Science Society of America Proceedings* 29:602-608.
- Zak, M., M. Cabido y J. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120:589-598.