

Capítulo 25

VALORIZACIÓN ECONÓMICA DEL CARBONO SECUESTRADO EN EL DISTRITO DEL ÑANDUBAY, ENTRE RÍOS, COMO HERRAMIENTA PARA UN ORDENAMIENTO TERRITORIAL

Guillermo R. Vicente¹, Patricia L. Engler¹ y Clement Jaubertie²

¹Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Argentina EEA INTA Paraná-
Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER. Email Vicente: gvicente@parana.inta.gov.
ar. Email Engler: pengler@parana.inta.gov.ar - ²Ex estudiante ENSAT, Funcionario
del Gobierno de Francia. Email Jaubertie: clement.jaubertie@gmail.com.

Resumen. El objetivo del presente trabajo fue determinar el valor del carbono secuestrado en el Distrito del Ñandubay (zona de parque o sabana conocido en el acervo local como “Monte Entrerriano”), mediante la evaluación del costo económico de su mantenimiento. Para la determinación del valor del carbono secuestrado se utilizó el valor presente neto (VPN) de las diferencias entre los flujos de dinero de la actividad ganadera y alternativas de uso agrícola, incluyendo el costo de la deforestación. Las cantidades de carbono secuestrado resultaron 10.92 y 21.83 t C/ha para bosque abierto y cerrado, respectivamente, y el disponible en el suelo resultó de 97 t C/ha en total y 35 para el horizonte superficial. Las pérdidas producidas al incluir la agricultura en ellos se estimó en 8.05 t C/ha. Se determinaron valoraciones del carbono secuestrado entre 571 y 2723 \$/t C, siendo más sensible la valoración a cambios en el contenido de carbono y en el tipo de agricultura, que a cambios en la producción ganadera. Con la metodología propuesta se facilita la construcción de escenarios para el análisis de políticas de ordenamiento territorial.

INTRODUCCIÓN

A nadie escapa ya el reconocimiento de los beneficios derivados de la conservación de los recursos naturales, y la sociedad argentina, a través de la Ley N° 25.675 (Ley General del Ambiente), ha reconocido la necesidad de su conservación. Sin embargo, la instrumentación de esa ley carece de información suficiente para facilitar la toma de decisiones en cumplimiento de sus objetivos y para un adecuado ordenamiento territorial.

Aunque la Ley 25.675 es clara con respecto a las responsabilidades y a la necesidad de conservación del ambiente, la dicotomía entre la producción y la conservación está siempre presente. Los individuos, las empresas y las organizaciones, como parte de la sociedad, contribuyen con el cuidado del ambiente y con la oferta de bienes y servicios ambientales (BSA), según distintos gradientes de información, filosofía, cultura, poder adquisitivo, compromiso, entre otros.

Si se considera una racionalidad económica estricta, el propietario de un activo decidirá seguir explotándolo mientras el flujo de dinero le genere una renta que supere su costo de oportunidad. En términos generales, el proceso de agriculturización con cambios en el uso y/o propiedad de la tierra que se ha desarrollado en la región pampeana (Vicente 1997a) se puede explicar dentro de esta lógica de decisión. En la Provincia de Entre Ríos, este fenómeno ha significado la localización de actividades agrícolas en zonas marginales para esta actividad, determinando el incremento en el valor privado de la tierra, el reemplazo de bosques nativos y de pastizales naturales (Engler 2008) y la pérdida del carbono secuestrado en ellos. En términos de valor económico, un activo ambiental no representa lo mismo para el colectivo de la sociedad que para un usuario directo de sus servicios; tampoco para grupos con distintos niveles de ingresos, ni para quien detenta el recurso para la producción como inversión empresaria. La sociedad en su conjunto tampoco es ajena a los cambios en la legislación en materia de ambiente. Argentina y Entre Ríos, han ido cambiando y lo han hecho dentro de un contexto de valorización creciente de sus recursos naturales. Estas diferencias de percepción (desde la demanda, desde la oferta y en los cambios que suceden en ambas a lo largo del tiempo) son la base de los métodos de estimación del valor económico de los BSA.

Existen diferentes metodologías para determinar el valor económico de los BSA. Cuando los BSA se comercializan en mercados transparentes (mercados de competencia perfecta con información completa, oferta y demanda atomizadas, sin distorsiones), el precio que surge del cruce de la oferta y demanda podría ser suficiente para conocer su valor. Pero en gran parte de los BSA no se dispone de tales mercados. En estos casos, se trata de aproximar esas valoraciones a través de analizar aspectos de la oferta o de la demanda de cada BSA en particular (Vicente 1997b).

El desarrollo de mercados de intercambio de BSA, como el de los bonos de carbono, ha sido propuesto como mecanismo para lograr la eficiencia en la asignación de recursos de la sociedad, y permite conocer los precios derivados de la oferta y demanda de BSA dentro de ciertos límites impuestos por las condiciones de dicho mercado. Los bonos de carbono se han utilizado en la valoración del carbono secuestrado en diversos proyectos de mantenimiento de carbono en zonas boscosas (Chambi 2001). Sin embargo, el uso de estos bonos es discutido en cuanto a su alcance real (Pearce y Turner 1995), y los cambios en las cotizaciones de los bonos ocurridos en los últimos años han traído discusión sobre su uso para valorar proyectos de secuestro de carbono (Loza Balbuena 2001).

En algunos casos la simple consideración de los costos económicos necesarios para incrementar la oferta o para evitar la pérdida de BSA, es útil para determinar su valor (Fontaine 1997). La valoración del BSA resulta del costo de desarrollar un proyecto para incrementar su oferta. Es el caso de una plantación forestal que secuestrará carbono a futuro (Gutiérrez y Lopera 2001).

Si se considera una tecnología que mejore la oferta o disponibilidad de BSA, los costos de producción resultantes de la aplicación de esa tecnología serán una medida suficiente para determinar el valor de los BSA cuya provisión dependerá de esas tecnologías (Romero 1994). La empresa u organización incluirá en su costo de producción total el valor del ambiente (costo de evitar la pérdida) para mantener una oferta dada de servicios ambientales (Azqueta 1994).

El análisis resulta más complejo cuando la empresa, para mantener o incrementar un nivel de rentabilidad, incorpora la valoración adicional de sus productos frente a sus clientes como estrategia de marketing. Además de los cambios en la curva de oferta (por los cambios en los costos: tecnología más marketing) se producen cambios en la demanda por mejora en los precios de los productos o por incremento en las ventas de ese producto diferenciado (Braden y Kolstad 1991).

Cuando el costo de producción de la empresa (incluyendo la tecnología para evitar o reducir la pérdida o contaminación) es tal que elimina los incentivos económicos, surgen dificultades en la asignación o en el uso de los recursos naturales. En estos casos, la sociedad (a través del Estado) debe intervenir a fin de incentivar el uso de tecnologías y/o acciones y/o medidas que eviten las pérdidas de recursos naturales. Para ello se debe analizar, por una parte, el resultado económico de las empresas sin la decisión de conservación de los recursos en forma conjunta con el que la sociedad podría admitir como resultado empresarial. Por otra parte, se debe constatar la disposición de la sociedad (como demandante de BSA) para compensar el costo en el que debe incurrir la empresa para que pueda seguir produciendo bienes y servicios no ambientales junto con el de BSA; es decir, mantener el incentivo económico empresarial sin degradar los recursos naturales (Fontaine 1997).

La determinación del valor de los BSA resulta más complejo cuando se pretende determinarlo al considerar la demanda de los consumidores (cambios en su bienestar). Este enfoque se aborda cuando los BSA no tienen un mercado donde se fija un precio; o los que resultan de un uso compartido, de la no apropiación individual por los consumidores, o que pueden estar asociados con la producción conjunta de otros bienes y servicios no ambientales. En la actualidad existen metodologías para valorar la voluntad de los consumidores para pagar por disponer de BSA o a recibir compensaciones económicas por perder parte de los BSA. Se busca determinar la forma de valoración de los integrantes de la sociedad de ciertos atributos para ciertos BSA que podrían mantenerse, incrementarse o perderse (Nicolitschek 1991, Folmer y van Ierland 1989, Vicente 1997b). Entre otras metodologías se encuentran: a) "precios hedónicos" (Vicente 1997b), b) "costo del viaje" (Azqueta y Pérez 1996), y c) "valoración contingente" (Melo 1994). La implicancia de la existencia futura de los recursos naturales suma complejidad evaluativa, en especial cuando se trata de recursos no renovables (Azqueta y Ferreiro 1994, Johansson 1993).

Los beneficios que los bosques brindan a la sociedad ya han sido mencionado de manera extensa (e.g., regulación de cuencas, fuente de alimentos y materias primas, biodiversidad, secuestro de carbono, belleza escénica, recreación, etc.). En particular, el secuestro de carbono de los montes

nativos y de los bosque cultivados aparece a través del tiempo con valoración creciente para la sociedad. Esto es consecuencia de su relación con el calentamiento global (efecto invernadero) y de una creciente toma de conciencia de la sociedad. Precisamente, una de las fuentes principales del secuestro de carbono se encuentra en las masas forestales naturales o implantadas. Otro de los grandes reservorios de carbono es el suelo.

La zona del Ñandubay, en el norte de la Provincia de Entre Ríos, en Argentina, presenta como particularidad el hecho de que no dispone de las cantidades de carbono secuestrado por ha que caracterizan a otras formaciones boscosas (i.e., plantaciones artificiales de pino o eucalipto, o formaciones naturales como selva o bosque chaqueño), pero presenta una presión de reemplazo elevada para la localización de sistemas de producción con mejor resultado económico empresarial como la agricultura extensiva.

Este trabajo tiene como objetivo determinar el valor económico del carbono secuestrado en los montes nativos del norte entrerriano y en sus suelos. Se utiliza el VPN desde el costo de evitar su pérdida, a través del monto de dinero a lo largo del tiempo con el que habría que compensar a los propietarios del recurso para no degradarlo (al deforestar y hacer agricultura), manteniendo de esta manera el stock de carbono secuestrado como un activo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron como área de estudio los Departamentos de Federal, Feliciano, La Paz, Paraná, Tala y Villaguay, en centro norte de la Provincia de Entre Ríos, en Argentina. Estos Departamentos presentan una mayor disponibilidad de áreas forestales. Se estimó la reserva de carbono en el suelo y en la biomasa de bosques nativos de la zona en estudio. Se calcularon las cantidades de carbono presentes en el suelo inalterado, la pérdida de carbono del suelo por deforestación y uso agrícola posterior, y el secuestro de carbono en la biomasa de distintas estructuras del bosque nativo. Se estimó la producción ganadera y agrícola, y sus resultados económicos (a precios de fines del año 2007) según distintas situaciones productivas: monte nativo con dos niveles productivos de ganadería bovina (uno bajo y otro alto) y tres sistemas agrícolas a implantar luego de la deforestación. Se determinó el VPN. Se consideró a la relación entre el stock de carbono y el stock de dinero (VPN) como una medida del valor por tonelada de carbono que podría perderse frente al reemplazo del bosque nativo por la agricultura. Se utilizaron los cálculos de los cambios en el contenido de carbono en el suelo y la biomasa vegetal, y las diferencias entre los resultados económicos (VPN) entre sistemas de producción.

Estimación del stock de carbono en los suelos

Se utilizó la información disponible de las cartas de suelos de los Departamentos seleccionados (Plan Mapa de Suelos 1986, 1990, 1993, 1995, 1998 y 2000) para determinar un valor medio por ha en la región en estudio. Frente a la heterogeneidad de las series en el área se consideró como unidad de trabajo el nivel taxonómico de orden de suelo. Se trabajó con las unidades cartográficas para incluir las asociaciones, consociaciones, complejos y grupos indiferenciados.

El contenido de carbono en el suelo se calculó primero en el nivel de unidad cartográfica (serie

inalterada) y se utilizaron los resultados de análisis de suelo presentes en las cartas de suelos:

$$CO_{serie} = \sum CO_{horizonte i} \quad (\text{donde } i = A, B \text{ y } C)$$

$$CO_{horizonte} = Dap * Ep * CO$$

$CO_{horizonte}$ = carbono orgánico del suelo (t C/ha)

CO = porcentaje de carbono orgánico en el suelo por horizonte para cada serie (se obtiene al dividir el porcentaje de materia orgánica por 1.72)

Dap = densidad del horizonte (t/m³)

Ep = espesor del horizonte (m)

Luego se estimó el contenido de carbono de las asociaciones y consociaciones de suelo a través de multiplicar el contenido de carbono de cada serie por su porcentaje dentro de la asociación o consociación, y una aproximación por similitud en complejos y grupos indiferenciados.

La estimación del contenido de carbono en los suelos de la zona de estudio se obtuvo multiplicando la superficie de cada unidad cartográfica por su contenido de carbono y después se realizó la suma general de todas las unidades por Departamento y para la región. Por último se estimó un valor promedio de C/ha de un suelo en la región (si bien se lo considera un valor que subestima el verdadero valor de suelo inalterado en condición de bosque nativo, permite tener una aproximación de la magnitud mínima de carbono secuestrado en el suelo).

Estimación del stock de carbono que se perdería en los suelos, por deforestación y por uso agrícola

Para estimar el contenido de C en el horizonte A después de años de agricultura se eligieron tres series de referencia y una historia agrícola de al menos 10 años según datos disponibles de trabajos previos (Tasi y Wilson 2007, Wilson, comunicación personal). Con la información existente se calculó la modificación (en términos porcentuales) del carbono y de la densidad del horizonte A entre el estado inalterado (considerándose la capa superficial de 0-30 cm, en el estado inalterado de cada serie de las cartas de suelos de cada Departamento) y el suelo con 10 ó más años de agricultura continua. Se tomaron estas variaciones porcentuales para el horizonte superior (en los extremos: 17.11% en vertisoles y 32.21% en alfisoles) para las series de los mismos órdenes, suponiendo un desmonte general en la región (Tasi y Wilson 2007).

Estimación del carbono secuestrado en el monte nativo

Se calculó el carbono secuestrado en la biomasa del bosque usando parámetros dasométricos de la región (Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos 2007) y metodología del Ministerio del Medio Ambiente de España (Martínez de Saavedra y Sánchez 2000, FAO 1998).

Carbono secuestrado = materia seca * contenido de carbono en la biomasa

Materia seca = biomasa total * coeficiente de densidad (0.5 g/cm)

Biomasa total = biomasa principal * factor de conversión (=1.6910; incluye ramas, hojas y raíces) (Moreno 2004)

Para el cálculo del carbono en la biomasa se usó un valor medio de 48% (Reynero 2005).

La producción de biomasa seca de un bosque es diferente según el tipo de bosque. La biomasa seca de un bosque de tipo cerrado resulta como mínimo dos veces más importante que la de uno de tipo abierto (Sabattini et al. 1999 y Sabattini, comunicación personal). El secuestro total y promedio de carbono en la zona de estudio se estimó a partir de los datos de superficie de bosque abierto y cerrado de la zona de estudio (Brizuela et al. 2003, Informe Regional Espinal 2007).

Costo del desmonte y del manejo del monte

Por lo general, las tareas de desmonte son realizadas por contratistas que utilizan obreros para desmontar o para extraer los ejemplares seleccionados. Se suele pagar con la madera extraída, que es comprada por los transportistas vinculados al mismo contratista (Sabattini et al. 2002 y 2003, Dupleich, comunicación personal). Además, el propietario suele pagar la comida para los obreros durante el tiempo del desmonte (equivalente a 100 kg de carne/ha por todo el período) y un monto fijo en pesos (entrevista a productor de la zona; Dupleich, comunicación personal).

Para estimar el valor de la madera extraída (como parte del costo de la deforestación) se consideró un bosque tipo abierto. Se determinaron las cantidades y los precios de cada producto posible de obtener con la tala: postes, tablonés y leña de las especies del monte (Sabattini, comunicación personal). Para estimar el costo de limpieza anual (manejo racional) de un monte nativo, se consideró el equivalente a una décima parte del desmonte total (entrevista a productor de la zona; Dupleich, comunicación personal).

Cuantificación y valoración de la producción de ganadería de cría bajo monte

Se calculó el resultado económico bajo dos manejos diferentes: un manejo tradicional (G2) con una producción de 80 kg de carne.ha⁻¹.año⁻¹ y un manejo óptimo (G1) para obtener una producción de 120 kg de carne.ha⁻¹.año⁻¹, considerados para toda la zona sin diferenciación de productividad (J. Pueyo, comunicación personal).

Se consideró que la producción de ganadería bajo monte propuesta (tradicional racional con limpieza estratégica) no produce pérdidas de los stocks de carbono existentes en el monte y en el suelo. Aunque este es un supuesto fuerte, es conocido que el manejo racional del monte (i.e., pastoreo selectivo controlado, limpieza estratégica) redundará en una disminución de especies invasoras arbustivas, con una mejora en las especies arbóreas (de mayor capacidad para el secuestro de carbono) y herbáceas (con buena capacidad de cobertura y protección del suelo superficial).

Cuantificación y valoración de la producción agrícola

Se incluyeron dos secuencias agrícolas y dos niveles de rendimientos, y se formularon tres alternativas agrícolas. La primera rotación (A1) fue elaborada a partir de las proporciones de los cultivos en los últimos 10 años (datos estadísticos de la región en estudio), con rendimientos altos para obtener un mejor balance de carbono dentro de un esquema de rotación de 10 años. El balance de carbono como dato específico no es relevante a los fines de estimar el carbono resultante del proceso de agricultura ya que el mismo fue determinado directamente de trabajos de campo de situaciones reales de Tasi y Wilson (2007), y no se considera para el cálculo del balance la situación inicial de carbono en el suelo luego de la deforestación ya que la finalidad es solo comparativa entre distintas rotaciones. La segunda rotación (A2) se elaboró teniendo en cuenta la misma secuencia de cultivos que la primera rotación, pero utilizando los rendimientos reales de los últimos años en la zona de estudio. La última rotación (A3) fue confeccionada desde los rendimientos reales en la zona, para encontrar aquella secuencia de cultivos que permitiera obtener un mejor balance de carbono (en este caso, el esquema de rotación es más corto y tiene menos variabilidad). A los fines de los cálculos empíricos de distintas rotaciones se utilizó un modelo de balance de carbono simplificado para la pampa ondulada (Álvarez y Steinbach 2006):

$$\text{Balance (t C.ha}^{-1}\text{.año}^{-1}) = (R * CAH) - (CO * CM)$$

R = rendimiento promedio de los cultivos (t grano.ha⁻¹.año⁻¹, corregido con 14% de humedad). Se incluyeron todos los cultivos de la rotación y se consideró la duración de la misma, para expresar los aportes por año.

CAH = coeficiente de aporte de humus de los residuos (t C humus/t grano). Para trigo: 0.40, soja: 0.37 y maíz 0.20.

CO = carbono orgánico del suelo en el horizonte A (t C/ha).

CM= coeficiente de mineralización de la materia orgánica (0.057/año)

Para cada rotación se calculó el margen bruto promedio por año en función de la participación relativa de cada cultivo en la misma.

Valorización económica del carbono

Se utilizó el método del VPN (Harberger 1973, Hormaeche y Mackenna (sin fecha), Penna y Cristeche 2008) como un estimador del valor económico del stock de carbono posible de perderse (considerado como un activo). El VPN surge de la diferencia entre los flujos de dinero manteniendo el monte nativo con dos tipos alternativos de ganadería, y el desmonte con inclusión de tres tipos alternativos de agricultura. Este dinero representa la compensación que como mínimo debería percibir un productor para mantener la ganadería extensiva y no cambiar a un uso agrícola; es decir, el costo de evitar la deforestación y mantener el carbono secuestrado (mantenimiento de la oferta de BSA).

Para cada estrategia se evaluó el retorno financiero, determinando el VPN de los flujos a perpetuidad con la fórmula:

$$\text{VPN} = (R / i) - K$$

R = flujo de caja

I = tasa de inversión (en este caso se tomó 5%)

K = pago de inversión

A los fines de este trabajo se consideró que los costos de las actividades y los precios de venta de los productos se mantienen constantes en el tiempo. Para el caso de la agricultura con peor balance de carbono se consideró arbitrariamente que la caída en la materia orgánica genera al menos una caída de 1% de los ingresos netos por año. En esta situación, el VPN se calculó con la fórmula:

$$\text{VPN} = [R / (i + q)] - K$$

q = valor de caída de los ingresos anuales de la agricultura (=1%)

Se calcularon las diferencias de los retornos financieros a VPN entre las dos alternativas ganaderas y las tres agrícolas, obteniéndose cinco valores VPN. Con estos valores se estimó el precio de la tonelada de carbono como la razón entre los VPN y los cambios en los stocks de carbono/ha calculados previamente para cada situación. De esta manera se obtuvieron doce estimaciones en \$/t C secuestrado.

RESULTADOS

El stock de carbono para los suelos en la zona de estudio fue de 258455223 t/C, como estimación mínima. Esto equivale a un promedio general de 97 t C/ha, de las cuales 35 t C/ha corresponden al horizonte superior.

La presencia de agricultura afecta el contenido de carbono de los tres órdenes de suelos predominantes en la región; arroja 23% de pérdidas en un promedio ponderado para la región en estudio (8 t C/ha, en promedio).

Para la región analizada, el secuestro de carbono promedio de un bosque de tipo abierto (BA) se estimó en 10.92 t C/ha, y en uno de tipo cerrado (BC) en 21.83 t C/ha. Esto resulta en una pérdida estimada total en el stock de carbono por la deforestación y uso agrícola posterior (suelo más biomasa forestal) de 18.97 t C/ha para un BA y de 29.88 t de C/ha para un BC.

El costo total del desmonte resultó en un valor estimado de 2160 \$/ha y el de limpieza anual como el equivalente a 10% del desmonte (Tabla 1).

Tabla 1. Costo total del desmonte y de limpieza anual de un bosque nativo tipo abierto.

Concepto	\$/ha
Pago en dinero (a)	400
Valor comida personal (b)	340
Valor madera extraído (c)	1420
Costo total desmonte (a+b+c)	2160
Costo limpieza anual (equivalente a 10% del costo del desmonte)	216

Del valor total de la producción de madera extraída (1420 \$/ha), los distintos tipos de leña (uso como combustible) representan la mayor parte (65%). Los postes de ñandubay, que proporcionan algo más de 1% de la materia seca (aunque por su uso se considera que mantienen en parte el secuestro de carbono luego de cortada), aportan 21% del valor del monte. Los tablones de algarrobo, con 10% de la materia seca (también mantienen el secuestro de carbono luego de cortada), aportan 15% del valor del monte.

La actividad de cría bovina bajo monte con manejo óptimo (G1) (con 320 \$/ha y 120 kg de carne/ha) aporta un resultado económico adicional (margen bruto) de 111 \$/ha respecto al manejo tradicional (G2) (con 209 \$/ha y 80 kg de carne/ha). En la Tabla 2 se presentan los márgenes (MB) de cada situación agrícola junto con los balances de carbono ilustrativos del suelo para comparar situaciones de rotaciones y rendimientos.

Tabla 2. Margen bruto de las diferentes rotaciones.

	Esquema de rotación	Rindes	Balace de Carbono (ilustrativo para comparar rotaciones) (t/ha)	MB promedio por año (\$/ha)
A1	T/Sj2;T/Sj2;T/Sj2;M;M;M;Sj1;Sj1;Sj1	Altos	-0.06	1804
A2	T/Sj2;T/Sj2;T/Sj2;M;M;M;Sj1;Sj1;Sj1	Reales	-2.91	1262
A3	M;M;M;Sj1	Reales	-0.01	1158

T: trigo; Sj2: soja de segunda; Sj1: soja de primera; M: maíz.

Los esquemas de rotación de la situación A1 y A2 son los más extendidos en la zona de estudio y aunque aportan los mejores resultados económicos en promedio por año, el balance de carbono de la situación A2, con rendimientos reales, se hace comparativamente muy negativo. Este resultado puede explicar la pérdida de carbono encontrada luego de varios años de agricultura posterior a la deforestación en los estudios de suelos realizados en la zona analizada (Tasi y Wilson 2007).

En todos los casos se observa que las situaciones agrícolas superan con amplitud los resultados económicos de las ganaderas. La situación A1, basada sobre rendimientos elevados, tiene el mayor VPN a perpetuidad. La situación A2, que tiene un margen bruto promedio anual por hectárea superior a la situación A3, tiene un VPN similar, consecuencia de evidenciarse en el análisis las pérdidas de ingresos por el balance de carbono muy negativo. Un manejo óptimo en la actividad ganadera bajo monte permite incrementar en un 50% el VPN a perpetuidad del manejo tradicional, pero esta mejora no es suficiente para competir con los resultados económicos producidos por la agricultura en cualquiera de las situaciones (Tabla 3).

Tabla 3. Valor presente neto (VPN).

		VPN/ha (flujos a perpetuidad)
Agricultura	A1	\$ 33920
	A2	\$ 18873
	A3	\$ 21000
Ganadería	G1	\$ 6400
	G2	\$ 4180

Con la información sobre el carbono que potencialmente se puede perder por la agriculturización de la zona del bosque y las diferencias entre los VPN encontrados entre agricultura y ganadería, se calcularon los valores de compensación para que los productores mantengan el bosque considerando los escenarios evaluados. Se confeccionó una tabla de doble entrada que facilita la interpretación de los resultados de valoración de la tonelada de carbono (Tabla 4).

Tabla 4. Valores estimados de compensación para la tonelada de carbono.

Compensación estimada en \$/t C				
Escenarios	G2/BA	G1/BA	G2/BC	G1/BC
A1	2723	2520	1362	1261
A2	1346	1142	673	571
A3	1540	1337	770	669

La mayor compensación (valor del carbono) se da en la situación de ganadería tradicional en monte abierto con presión de reemplazo por una agricultura con la rotación normal para la zona pero rendimientos altos. La menor compensación estimada se da en la situación de una ganadería óptima en bosque cerrado con presión de reemplazo por una agricultura con el planteo de rotación de mejor balance de carbono.

CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

En la región centro-norte de la Provincia de Entre Ríos, la superficie con agricultura ha avanzado de manera notable (tasa de incremento anual superior a 10% en los últimos 10 años), con un deterioro creciente de los recursos naturales (Engler et al. 2007, Brizuela et al. 2003). Se estima que la provincia perdió más de 600000 ha de monte natural entre los años 1995 y 2006, en su mayoría pertenecientes a la zona de estudio (Romero y Zufiaurre 2006, Muñoz et al. 2005), la cual presenta características edáficas de mayor fragilidad (Tasi y Wilson 2007).

Este proceso de deterioro de los recursos naturales ha ocurrido pese a los esfuerzos de la Provincia de Entre Ríos por controlar un uso degradante de los mismos (i.e., Ley de Defensa de la Riqueza Forestal, Ley de Conservación de Suelos, prohibición de la tala indiscriminada), con importantes aportes del erario público y la inclusión del monte nativo dentro de las pautas de manejo de los recursos naturales (Vicente et al. 2007a, Vicente et al. 2007b).

Los resultados encontrados en las estimaciones económicas de este trabajo permiten explicar en gran medida las dificultades del Estado y de la sociedad en su conjunto, para poder mantener los stocks de carbono en el Distrito del Ñandubay, en Entre Ríos.

La metodología utilizada permite en forma sencilla estimar los valores monetarios de la tonelada de carbono, para poder construir escenarios que permiten estimar rangos de compensaciones monetarias a los productores para mantener los stock de carbono y analizar las reales implicancias de las políticas (impuestos o subsidios) para mantener el bosque (Field 1995).

De los resultados encontrados se ve que las mejoras importantes en los sistemas ganaderos no producen cambios importantes en las valoraciones del carbono que se pierde por el reemplazo agrícola del bosque (entre 7 y 15%) y, por otro lado, que cambios en los planteos agrícolas (principalmente por mejoras en los rendimientos) producen cambios de relevancia en las valoraciones de carbono (superiores al 100%).

Las características del suelo por su contenido de carbono y facilidad de pérdida por desmonte, por un lado, y el contenido en las masas vegetales (i.e., monte abierto o cerrado) por el otro, definen las valoraciones de la tonelada de C mediante la metodología utilizada. Esto pone de manifiesto las dificultades de valoración del carbono en regiones como la del Ñandubay, cuya valoración del carbono secuestrado debe ser determinada por su alternativa de reemplazo.

La metodología propuesta permite analizar la evolución de los mercados de productos agropecuarios para ajustar las valoraciones, y también permite poder compararlas con las cotizaciones de los bonos de carbono. Al mismo tiempo se trata de una metodología que por su simplicidad puede utilizarse en diferentes regiones del país.

Existen algunos aspectos que deben ser analizados con detenimiento. En general se ha realizado la aplicación de la metodología aproximando cantidades y valores a través de grandes cuantificaciones, por lo que de disponerse de información precisa y detallada debe incorporarse la misma para ajustar las valoraciones a una zona o sistema en particular. No se ha incluido la tasa de crecimiento anual de las masas vegetales ya que no se dispone de esa información; por lo cual, de contar con ella, y suponiendo un stock creciente, producirá una reducción de los valores monetarios de la

tonelada de carbono. Por esta razón podría considerarse "a priori" que los resultados encontrados sobreestiman el valor verdadero del C secuestrado (Georgescu-Roegen 1996).

Otro aspecto se relaciona con la valoración de los activos. La deforestación agrega valor a los fines agrícolas, lo cual incrementa la cotización de la tierra desforestada en la región. Esta situación se produce aunque disminuya su productividad en general, y en especial en ambientes frágiles. A fin de determinar el valor puro del stock de carbono se consideró que el propietario de la tierra no la venderá y que mantendrá su patrimonio a perpetuidad, por lo cual el cambio en el valor de la tierra no fue incluido (Georgescu-Roegen 1996).

La metodología aproxima valoraciones del carbono secuestrado por el costo de evitar el desmonte; sin embargo, el bosque aporta otros servicios ambientales como la biodiversidad, la belleza escénica, la recreación y la regulación de cuencas (Penna y Cristeche 2008). Por esta razón, de contar con información dichos servicios deberían ser considerados como parte del costo de evitar el desmonte.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo originado y financiado por los Proyectos AEES1732 y ERIOS05 del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de Argentina.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. y H.S. Steinbach. 2006. *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Pp. 55-68. Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Azqueta, D. 1994. *Valoración económica de la calidad ambiental*. Pp. 75-121. Editorial Mc Graw-Hill, Madrid, España.
- Azqueta, D. y A. Ferreiro. 1994. *Análisis económico y gestión de recursos naturales*. Pp. 51-72. Editorial Alianza. Serie Economía. Madrid, España.
- Azqueta, D. y L. Pérez. 1996. *Gestión de los Espacios Naturales. La demanda de servicios recreativos*. Pp. 173-187. Editorial. Mc Graw-Hill, Madrid, España.
- Braden, J. y C. Kolstad. 1991. *Measuring the demand for environmental quality*. Pp. 41-76. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, Netherlands.
- Brizuela, A., J.D. Muñoz, C. Romero y S. Milera. 2003. *Bosques Nativos y Selvas Ribereñas en la Provincia de Entre Ríos*. Inédito.
- Chambi, P. 2001. *Valoración Económica de Secuestro de Carbono Mediante Simulación aplicado a la zona boscosa del Río Inambari y Madre de Dios*. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18-20/11/2001, Valdivia, Chile.
- Engler, P. 2008. *La localización de actividades agropecuarias en el Departamento Paraná de la Provincia de Entre Ríos: un modelo de optimización desde los costos de transporte*. Tesis de Magister en Ciencias de la Universidad Nacional de Buenos Aires (UBA), Programa Economía Agraria, Buenos Aires Argentina.
- Engler, P., G. Vicente y R. Cancio. 2007. *Evolución de la agricultura y la sustentabilidad a lo largo de un siglo en Entre Ríos*. Pp. 19-31 en: Caviglia, O.P., O.F. Paparotti y M.C. Sasal (eds.). *Agricultura Sustentable en Entre Ríos*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- FAO. 1998 - FRA. 2000. *Términos y definiciones*. Departamento de Montes. Programa de Evaluación de los Documentos de Trabajo 1. Recursos Forestales. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma. Pp. 17.
- Field, B. 1995. *Economía Ambiental*. Pp. 213-222. Editorial Mc Graw-Hill. Colombia.
- Folmer, H. y E. van Ierland. 1989. *Valuation methods and policy making in environmental economics*. Pp. 1-11 en: *Studies in Environmental Science 36*, Elsevier Science Publishers, Wageningen, The Netherlands.
- Fontaine, E. 1997. *Evaluación Social de Proyectos*. Undécima Edición. Pp. 69-121. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile, Chile.

- Georgescu-Roegen, N. 1996. La Ley de la Entropía y el Proceso Económico. Pp. 275-345. Fundación Argentaria, Madrid, España.
- Gutiérrez, V.H. y G.J. Lopera. 2001. Valoración Económica de la Fijación de Carbono en Plantaciones Tropicales de *Pinus patula*. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18-20/11/2001, Valdivia, Chile.
- Harberger, A. 1973. Evaluación de Proyectos. Pp. 41-45. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid, España.
- Hormaeche, J. y F. Mackenna. Sin fecha. Valoración de Proyectos y Empresas. Documento preliminar sin fecha, Escuela de Administración, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.
- Informe Regional Espinal. Segunda Etapa. Anexo II. 2007. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. www.ambiente.gov.ar/?idarticulo=4499 (último acceso 26/10/2010). Pp. 97.
- Johansson, P. 1993. Cost-benefit analysis of environmental change. Pp. 101-110. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Loza Balbuena, I. 2001. Impacto del Mercado del Carbono en la Performance Económica de Proyectos Forestales. Estudio de Caso para *Pinus taeda* en Uruguay. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18-20/11/2001, Valdivia, Chile.
- Martínez de Saavedra, J. y G. Sánchez. 2000. El proceso de cuantificación nacional de los sumideros de carbono en los sistemas forestales españoles. SPCAN-DGCN. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España. Pp. 8.
- Melo, O. 1994. Uso de Encuestas de Valoración Contingente para Valorar Beneficios Recreativos de Parques Urbanos: El Caso del Parque Bustamante. Pontificia Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía Departamento de economía agraria. Serie de Tesis de Pregrado. Santiago, Chile.
- Moreno, J. 2004. Castilla y León y los Sumideros de Carbono. Comunidad autónoma de Castilla León, España. www.cescyl.es/pdf/coleccionestudios/Pkioto.pdf (último acceso 26/10/2010).
- Muñoz, J., S. Milera, C. Romero y A. Brizuela. 2005. Bosques Nativos y Selvas Ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Paraná, Argentina.
- Niclitschek, H. 1991. Una revisión de las metodologías de valoración económica para los recursos renovables y el medio ambiente. Banco Interamericano de Desarrollo-CEPAL- Universidad de Concepción Chile. Concepción, Chile.

- Pearce, D. y R.K. Turner. 1995. Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente. Pp. 103-117. Celeste Ediciones, Madrid, España.
- Penna, J. y E. Cristeche. 2008. La Valoración de Servicios ambientales: diferentes paradigmas. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y de los Recursos Naturales. Documento de trabajo 2, Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos, Segunda Etapa. 2007. Inventario de Campo de la región del Espinal Distritos Caldén y Ñandubay. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires, Argentina.
- Plan Mapa De Suelos, Convenio INTA Gobierno De Entre Ríos. 1986, 1990, 1993, 1995, 1998, 2000. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamentos: Feliciano, La Paz, Federal, Tala, Paraná, Villaguay, Provincia de Entre Ríos. Serie Relevamiento de Recursos Naturales N° 3, 7, 11, 13, 17, 19, INTA Paraná. Ciudad de Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Reynero, N. 2005. Secuestro de carbono en la biomasa arbórea del bosque nativo de la región del Espinal Entrerriano. Universidad de Córdoba. Córdoba, España.
- Romero, C. 1994. Economía de los recursos ambientales y naturales. Pp. 42-51. Editorial Alianza, Madrid, España.
- Romero, E.C. y J. Zufiaurre. 2006. Determinación del área ocupada por bosques nativos en la Provincia de Entre Ríos, mediante la aplicación de herramientas SIG. En Bases para la conservación de suelos y aguas en la cuenca del Río Paraná. Pp. 93-99 en: A. Paz González (ed.). Buenos Aires, Argentina.
- Sabattini, R., M. Wilson, N. Muzzachiodi y F. Dorsch. 1999. Guía para la caracterización de agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. Revista Científica Agropecuaria 3:7-19. Paraná, Argentina.
- Sabattini, R., N. Muzzachiodi y A. Dorsch. 2002 y 2003. Manual de prácticas de Manejo del Monte Nativo. Cátedra de Ecología, Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER. Paraná, Argentina.
- Tasi, H. y M. Wilson. 2007. Factibilidad del uso agrícola y ganadero de las tierras incorporadas a partir del desmonte en la Provincia de Entre Ríos. Pp. 47-58 en: Caviglia, O.P., O.F. Paparotti y M.C. Sasal (eds.). Agricultura Sustentable en Entre Ríos. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Vicente, G. 1997a. Localización de Actividades Agropecuarias en la Región Pampeana Argentina (Algunas Reflexiones Interpretativas bajo la Teoría Clásica. Cátedra de Teoría de la Localización de Actividades Económicas. Doctorado de Economía. Universidad de Lleida, España-Universidad Internacional SEK, Chile.

- Vicente, G. 1997b. Estudio de las condiciones económicas de la tierra agrícola en Tandil, República Argentina. Uso de Metodología de Precios Hedónicos en el Mercado de Arriendo (Alquiler) de tierras para trigo. Pp. 8-16. Pontificia Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía Departamento de economía agraria. Serie de Tesis Nro. 74, Santiago, Chile.
- Vicente, G., P. Engler y P. Rodríguez. 2007a. Políticas públicas en Entre Ríos y la conservación del suelo. Pp. 19-31 en: Caviglia, O.P., O.F. Papparotti y M.C. Sasal (eds.). Agricultura Sustentable en Entre Ríos. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Vicente, G., P.L. Engler, G. Villanova y P. Rodríguez. 2007b. Análisis de legislación ambiental: el caso de la Ley de Conservación de Suelos de Entre Ríos. XXVIII Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria, Mendoza. Argentina.

Capítulo 26

SECUESTRO DE CARBONO Y FORESTACIÓN EN LA PATAGONIA ANDINA

Pablo Laclau

Departamento de Agronomía, INTA EEA Balcarce. Email: placlau@balcarce.inta.gov.ar.

Resumen. La capacidad de los bosques para capturar carbono atmosférico es ampliamente reconocida por contribuir a la mitigación del cambio climático. En el noroeste de la Patagonia, la forestación con pinos secuestraría una cantidad importante en la biomasa durante su desarrollo, según el manejo y la productividad del sitio. En este estudio se aplicó un modelo de simulación dinámico de una forestación de pino ponderosa, a fin de analizar: i) la magnitud y partición del carbono secuestrado, ii) la adicionalidad de carbono con respecto a la línea base, y iii) el resultado económico de la venta de "certificados temporarios de reducción de emisiones" (tCERs), combinado con la producción de madera. En una rotación en un sitio de calidad media ($IS_{20\text{años}}=15$), la producción de madera alcanzó 374 m³/ha, distribuida en diferentes productos y oportunidades, y las ventas de tCERs fueron de 1093 Mg/ha de CO₂ equivalente. La forestación acumuló un área basal de 49.1 m²/ha, y una biomasa de 127.6 Mg/ha, distribuidos en su parte aérea (111.9 Mg/ha) y las raíces (15.7 Mg/ha). El mantillo acumulado alcanzó 45.0 Mg/ha. El análisis económico arrojó beneficios positivos para proyectos forestales de secuestro de carbono basados sobre el Mecanismo de Desarrollo Limpio, del Protocolo de Kyoto. Se destaca la utilidad del análisis sistémico para evaluar la producción de este servicio ambiental en términos ecológicos y económicos.

INTRODUCCIÓN

La contribución de los bosques a la mitigación del cambio climático es reconocida por su capacidad para absorber y mantener grandes cantidades de carbono en sus compartimientos bióticos y abióticos (Perry 1994, Gucinski et al. 1995). Los bosques contienen tres cuartas partes del carbono total almacenado en la vegetación terrestre (Perry 1994), y aunque en su conjunto se consideran fuentes netas de carbono debido a la deforestación, en el nivel regional pueden ser sumideros importantes (Cooper 1982, Brown et al. 1989, Gucinski et al. 1995). Como el secuestro de carbono está asociado a la velocidad de crecimiento, los bosques jóvenes tendrían una alta tasa de captura (Hoover et al. 2000). La forestación con especies de rápido crecimiento sería más ventajosa que otras soluciones propuestas para la mitigación del cambio climático (Ley y Sedjo 1995) al promover tanto la captura de carbono como el reemplazo de fuentes contaminantes (e.g., el cemento y los derivados del petróleo), y su almacenamiento en productos de madera durables (ver Richter en Kohlmaier et al. 1998). Algunas estimaciones globales de la última década cuantificaban en 345 millones de hectáreas la superficie disponible para la forestación en gran escala, las cuales podrían absorber hasta un cuarto de las emisiones producidas por combustibles fósiles (ver Schopfhauser en Kohlmaier et al. 1998); es decir, algo más de lo que en la actualidad se pierde por deforestación (Cannadell et al. 2000). Queda claro que la forestación no alcanzaría para restablecer el balance de carbono atmosférico, pero podría formar parte de una estrategia combinada para la solución del problema del cambio climático (Cooper 1982, ver Schopfhauser en Kohlmaier et al. 1998, Bravo et al. 2008). Waring y Running (1998) destacan que dados los costos elevados de los hidrocarburos, el uso de energía a partir de madera puede ser una alternativa importante para la sustitución de combustibles fósiles. Los avances tecnológicos recientes en la fabricación de biocombustibles a partir de madera reforzarían el papel de las forestaciones en la mitigación del cambio climático (Hall y Gifford 2007). Por otro lado, Solberg (2004) plantea que las decisiones económicas serán las que principalmente definirán el papel de los bosques en la mitigación del cambio climático y, por lo tanto, los proyectos deben ser evaluados y comparados con otras alternativas, tanto desde el punto de vista ecológico como desde el económico.

Con la firma del Protocolo de Kyoto (PK) en la 3ª Conferencia de las Partes (CoPV) (UNFCCC 1997), los países desarrollados se comprometieron a reducir las emisiones domésticas de gases de efecto invernadero (GEI), y de manera complementaria en países en desarrollo (firmantes del PK) hospedantes de proyectos generadores de "certificados de reducción de emisiones" (CERs) (Cannadell et al. 2000)¹. En el sector de uso del suelo, la forestación y reforestación son actividades aceptables para implementar en países sin compromisos de reducción, si a la generación y venta CERs se asocian otras contribuciones al desarrollo sustentable, bajo las reglas del Mecanismo para el Desarrollo Limpio (MDL) (UNFCCC 1997). Si bien la forestación constituye una contribución parcial y limitada, dado que sólo compensaría una parte del carbono antropogénico emitido, con una remoción temporal y no permanente, su costo de implementación es menor al de otras opciones de reducción de GEI (Ley y Sedjo 1995). Además, en el mediano plazo permitiría absorber grandes volúmenes de CO₂ atmosférico, lo cual permitiría "ganar tiempo" en la búsqueda de soluciones energéticas limpias alternativas. Desde la perspectiva de la empresa, la generación y venta de CERs podría ser una opción para mejorar la rentabilidad actual de las forestaciones.

1

Información completa sobre el Protocolo de Kyoto, los mecanismos de mitigación establecidos y las resoluciones emergentes de este acuerdo en el marco de la Convención Marco de Cambio Climático puede obtenerse en las páginas www.unfccc.int y también en www.ambiente.gov.ar.

En el noroeste de la Patagonia, las estepas y matorrales del ecotono entre los bosques mesofíticos de *Nothofagus spp.* y el semidesierto patagónico conforman el límite oriental de distribución de suelos alofánicos (andosoles). En general, estos suelos son aptos para la implantación de coníferas (Colmet-Daage et al. 1988). En esa zona, la forestación con pinos, en su mayoría pino ponderosa, (*Pinus ponderosa*), tendría implicancias positivas en la fijación de carbono (de Koning et al. 2002). Gran parte de las aproximadamente 80000 ha forestadas en el oeste de Neuquén, Río Negro y Chubut (datos estimativos de dependencias forestales de Río Negro y Chubut, SAGPyA 2001, Provincia de Neuquén 2008) han reemplazado estepas arbustivo-graminosas. Si se tiene en cuenta que la mayor parte de las estepas del ecotono se encuentran muy afectadas por el pastoreo de ganado doméstico y silvestre, la forestación con pinos adicionaría una cantidad importante de biomasa durante su desarrollo, y su crecimiento dependerá de la productividad de los sitios ocupados.

En esta zona, la calidad de sitio para forestar se encuentra estrechamente relacionada con los tipos edáficos (Girardin y Broquen 1995, Irisarri et al. 1997a, 1997b, Colmet-Daage et al. 1998). Un indicador común de la productividad forestal para una especie determinada es el "índice de sitio" (IS), suponiéndose que este indicador es denso-independiente en un rango de densidades amplio (Hägglund 1981, Thrower 1989, Vanclay 1994)². Andenmatten y Letourneau (1997) sobre la base de los IS observados para pino ponderosa en la región, ajustaron curvas de crecimiento de altura dominante (H) del rodal en función de la edad. Con esta variable y la densidad relativa (DR)³ del rodal (Curtis 1982) es posible proyectar el crecimiento volumétrico (Andenmatten y Letourneau 2003). Por otro lado, el manejo de la rotación ha sido descrito por distintos autores (Burschel y Rechene 1995, Gonda 1998, Laclau et al. 2002a), y otros estudios han evaluado la biomasa y el carbono secuestrado en plantaciones de pino ponderosa (Laclau 2003, Nosetto et al. 2006, Loguercio et al. inédito).

Dinámica del secuestro de carbono

Aunque la comprensión de la dinámica del carbono permite identificar variables clave para su manejo aplicado a la mitigación del cambio climático (Canadell et al. 2000), aún resulta insuficientemente conocida (Arneeth et al. 1998). La diversidad de variables que intervienen y las diferentes dimensiones del análisis (biológicas, económicas, sociales) vuelven necesario construir modelos que permitan conceptualizar y comprender las relaciones de este sistema complejo (Lugo y Morris 1982, France y Thornley 1984).

En un sistema forestal, el carbono acumulado en un momento dado (C_t), es un balance entre el estado previo (t_i-t_{i-1}) y las entradas y salidas ocurridas subsecuentemente (ecuación 1):

$$\text{Stock C } (C_t) = \text{Stock inicial } (C_{t_0}) + \text{fijación } (C/dt) - \text{escape } (C/dt) \quad (1)$$

2 El índice de sitio se define como la altura promedio de los cien árboles más gruesos por hectárea (Assman 1970) a una edad de referencia a la altura del pecho (EAP), que se indica junto a la sigla (IS); por lo general, es de 25, 50 ó 100 años.

3 La densidad relativa de Curtis (DR) es un concepto análogo al de índice de densidad del rodal (IDR) (Reineke 1933), del cual deriva, que relaciona el área basal observada de un rodal con el área basal normal o máxima esperada de una especie (Daniel et al. 1979). Se expresa en forma adimensional, y se calcula como $DR=AB.dap_c^{-1/2}$ [AB: área basal (m^2); dap_c : dap medio cuadrático (cm)]. Para pino ponderosa en la región, el máximo observado ha sido $DR=20$ (E. Andenmatten, comunicación personal).

Su estimación requiere la aplicación de diferentes métodos de muestreo que den cuenta del contenido de los distintos compartimientos entre los que se distribuye el carbono en el sistema suelo-planta (ecuación 2):

$$C_t = \sum_{i=a}^c \sum_{j=d}^n C_{ij} \quad (2)$$

donde

C_t = carbono total

C_{ij} = carbono de la fracción j en el compartimiento i , para $i=a$: biomasa, b : detritos y c : suelo; y para $j=d$: follaje, e : ramas, f : fuste, g : raigón y h : raíces laterales (cuando $i=$ biomasa); i : material leñoso grueso (despunte y tocones), j : ramas y conos, k : hojarasca (cuando $i=$ detritos); l : suelo orgánico (horizonte 0), m : suelo mineral superficial, n : suelo mineral profundo (cuando $i=$ suelo).

Por otro lado, el crecimiento de la biomasa forestal depende de productividad del sitio. La biomasa viva se distribuye en los compartimientos aéreos y subterráneos, y a medida que los órganos vegetales mueren son transferidos al suelo, al cual se incorporan por mineralización. Los disturbios (manejo, herbivoría, incendios, erosión de suelos) modifican la partición del carbono dentro del sistema o, junto con la respiración auto y heterotrófica, promueven su salida (Figura 1).

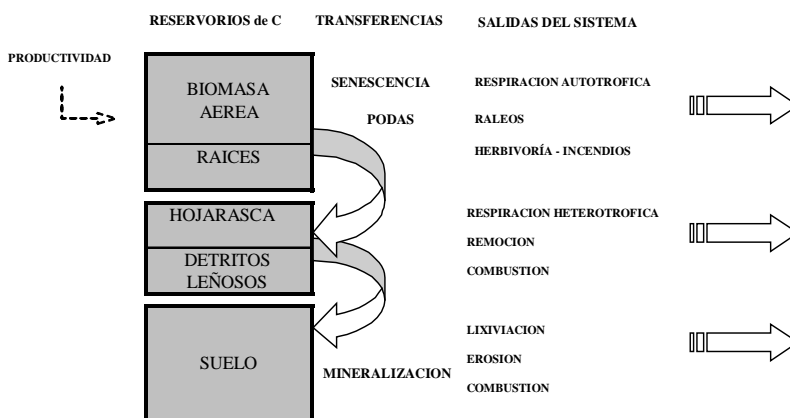


Figura 1. Reservorios de carbono en un ecosistema forestal (cajas sombreadas), cuya dimensión es función de la productividad (flecha punteada), transferencias internas (flechas curvas) y salidas (flechas blancas).

En este estudio se aplicó un modelo de simulación del crecimiento del volumen de madera y la biomasa en una forestación de pinos, a partir del cual se analizaron: i) la magnitud y partición del secuestro de carbono, ii) la adicionalidad de carbono con respecto a un ecosistema de referencia o línea base, de estepa arbustivo-graminosa, y iii) el resultado económico de la venta de CERs combinado con la producción de madera. El sistema evaluado se restringió a los componentes bióticos (biomasa viva y muerta, en pie o en el suelo, excepto raíces finas) de forestaciones de

pino ponderosa que reemplazaron estepas arbustivo-graminosas de coirón blanco y amargo (*Festuca pallescens* y *Stipa* spp.), neneo (*Mulinum spinosum*) y abrojo (*Acaena splendens*), que crecen sobre suelos volcánicos entre las isohietas anuales de 500 y 1500 mm, aproximadamente. En la simulación no se consideraron los “escapes” de carbono (“leakage”), que pueden ser proyecto-específicos (e.g., ocasionados por desplazamiento de ganado a otros sitios, cercado, quema de residuos, procesos erosivos, etc.) o causados por contingencias ambientales (i.e., incendios, plagas). Los escapes causados por contingencias ambientales estarían minimizados a través de las inversiones en protección y manejo. Tampoco se consideraron cambios en el carbono orgánico del suelo debido al cambio de uso, ya que no se han verificado diferencias significativas entre ambos ecosistemas en la región (Laclau 2006).

MÉTODOS

Simulación de la dinámica forestal y análisis económico

Para la simulación de la dinámica forestal se combinó i) un algoritmo de proyección de crecimiento de forestaciones de pino ponderosa (Andenmatten y Letourneau 2003) con ii) funciones alométricas DR-biomasa, ajustadas para las distintas fracciones arbóreas (Laclau 2006). De manera adicional, iii) se estimaron los aportes y salidas de mantillo sobre la base de información secundaria acerca de su dinámica, dado que aún no se cuenta con información local suficiente (Smith y Hinkley 1995, Landsberg y Gower 1997, Barrera et al. 2004). Por último, iv) se estimó la biomasa de las especies principales de la estepa en función de observaciones de cobertura media y ecuaciones cobertura-biomasa (Laclau 2006). Estos elementos fueron organizados en un modelo con el programa Stella® (High Performance Systems Inc.), que desarrolla el sistema en un diagrama de flujos, estados y variables auxiliares interrelacionados, y también en forma ecuacional.

Para la evaluación económica, las salidas de producción del modelo se procesaron en un sistema de planillas de cálculo adaptado de Laclau et al. (2002b), y se calculó el “valor actual neto” (VAN), la “relación beneficio/costo” (B/C) y la “tasa interna de retorno” (TIR), indicadores usuales en el análisis de proyectos (Nautiyal 1988, Duerr 1993, Frank 1998). Se evaluaron para un rango de IS=10-20; i) rotaciones manejadas con “producción de madera únicamente” y ii) rotaciones manejadas con “producción de madera y venta de CERs”.

En síntesis, con el modelo de rendimiento y utilizando la calidad de sitio y el manejo (densidad de plantas) se simula la dinámica del rodal (Figura 2), que genera como salida el volumen de fuste producido, entre otras variables. Este rendimiento se transforma en productos comerciales mediante la aplicación de funciones de forma de fuste. Por otro lado, con funciones de biomasa del rodal (aplicadas a la salida del modelo) y estimaciones de biomasa de las estepas de reemplazo se calcula el balance de carbono y la producción de este servicio. Por último, ambas producciones (cajas de la Figura 2), son analizadas en términos económicos por medio de métodos de evaluación de inversiones.

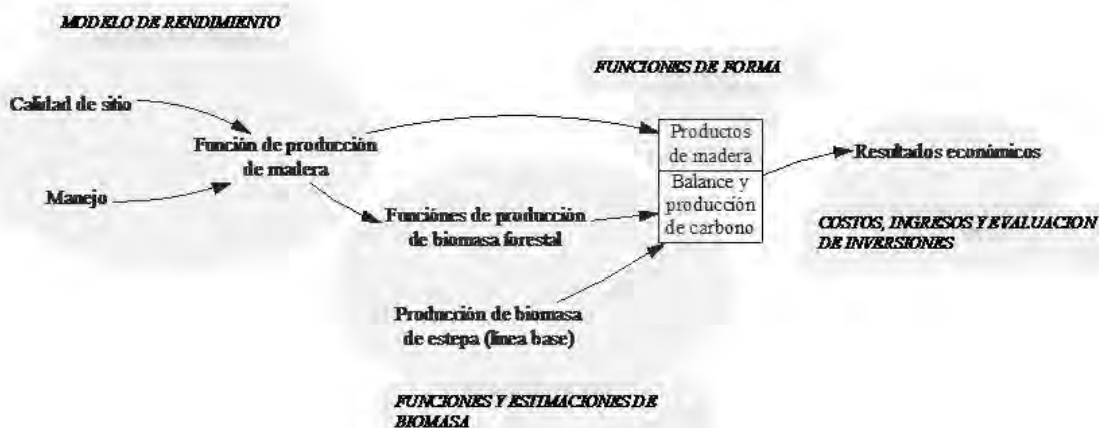


Figura 2. Flujo de información e instrumentos aplicados para el cálculo de producción y evaluación económica (ver explicación en el texto).

SUPUESTOS DE CÁLCULO UTILIZADOS EN LA SIMULACIÓN

Producción de madera y secuestro de carbono

Las plantas crecen a razón de 0.20 m/año durante los primeros cinco años (Letourneau y Andenmatten 2002), hasta que alcanzan la altura del pecho (1.30 m). A partir de esa edad comienza a operar en el modelo el crecimiento en función del índice de sitio (IS) y la densidad de plantas (Laclau et al. 2002a). Este supuesto sobre crecimiento inicial de las forestaciones depende de factores tales como el desarrollo de las plantas en el vivero (Contardi 1999), las técnicas de plantación, la competencia interespecífica (Letourneau y Andenmatten 2002, Davel et al. 2006), el impacto de lagomorfos (Bonino 2009) o la sequía estival en los primeros años (Andenmatten y Letourneau 2008).

Se considera que no ocurren pérdidas iniciales de plantas, o si ocurren, su reposición temprana no modifica el crecimiento del rodal. Tampoco se verifican pérdidas durante la rotación, suponiendo que las plantaciones suelen manejarse deliberadamente para prevenir mortalidad por competencia. Es decir que no se alcanzan densidades críticas de autoraleo (Daniel et al. 1979, del Río et al. 2001). Por ello, las únicas salidas de individuos son debidas a los raleos o a la cosecha final.

El crecimiento compensatorio posterior al raleo no modifica la tasa de crecimiento del rodal. Este supuesto es aceptable en tanto se supone que: i) se realizan raleos "por lo bajo", es decir, se extraen en cada vez las plantas oprimidas, que no afectan al crecimiento de los árboles dominantes (Vanclay 1994), y ii) las plantas remanentes co-dominantes o intermedias (que reaccionan positivamente al raleo) compensan de manera proporcional la pérdida de plantas removidas.

Las acículas, cuya longevidad media estimada es de 4-5 años (Smith y Hinckley 1995), comienzan a incorporarse al mantillo a partir del quinto año de plantación, a una tasa anual del 20% (aplicada al follaje existente cinco años antes). Otras transferencias de hojas de la copa al mantillo son las "podas", contabilizando 3250 g/planta, y 7315 g/planta para una primera y segunda poda, respectivamente (estimaciones de peso seco sobre una simulación de podas; G. Cortés, datos sin publicar), y también los "raleos", cuya cuantía es proporcional al cambio de densidad relativa del rodal.

Se realizan dos podas durante la rotación. La primera (a los 9 cm de DAP), comprende la totalidad de las plantas del rodal; la segunda (a los 17 cm de DAP), sólo el 60%. Se considera que las podas no modifican la tasa de crecimiento del rodal bajo una intensidad de intervención menor a 50% de la copa viva. Por debajo de este umbral, los efectos sobre el crecimiento suelen considerarse leves (Barrett 1968, Daniel et al. 1979, Waring 1991, Gonda y Cortés 1995, Pérez Truffello y Peters Nario 1997, Davel y Salvador 2004).

La hojarasca acumulada se descompone a una tasa de 20% anual. A esta tasa se descuenta la hojarasca acumulada durante sucesivos períodos anuales, generando una función exponencial de decaimiento de esta fracción [$Y=Y_0 \cdot e^{-kt}$, donde, Y =estado de acumulación de hojarasca en un momento determinado (g); Y_0 =estado inicial (g); k =coeficiente de decaimiento (años^{-1}), y t =tiempo (años)], por lo general utilizada para evaluar la descomposición del mantillo (Landsberg y Gower 1997, Barrera et al. 2004). Al ajustar esta función, generada con el algoritmo del modelo Stella, se obtuvo un valor $k=0.223$, similar al mencionado en bibliografía para este tipo de material (Landsberg y Gower 1997). La inversa de k es el tiempo de residencia de la hojarasca, en este caso de 4.48 años.

Se realizan dos raleos durante la rotación. Su oportunidad se establece en función de umbrales de ocupación del sitio, expresados a través de la DR. El umbral superior fue $DR=9$ (45% de la ocupación máxima), y se simula un pulso de raleo al alcanzarlo, que se detiene al llegar al inferior $DR=6$ (30% de la ocupación máxima). La plantación crece entre ambos umbrales hasta alcanzar el diámetro objetivo de corta final (40 cm DAP), y entonces cesa la simulación. En este rango de ocupación se sostiene la cobertura total de copas del rodal sin alcanzar valores críticos de mortalidad por autoraleo (Long 1985).

Las ramas se incorporan al mantillo solamente en ocasión de las podas y los raleos. El peso seco de las ramas caídas, estimado a partir del estudio mencionado (G. Cortés, datos sin publicar), es de 2783 g/planta y 9815 g/planta para la primera y segunda poda, respectivamente. Los aportes de ramas desde la copa por raleos, son proporcionales al cambio de densidad relativa.

Los despuntes, troncos y tocones (residuos de cosecha) que se incorporan al mantillo en los raleos, equivalen a 50% de la biomasa de fuste total cosechada, y esta remoción es proporcional al cambio de densidad relativa. Este coeficiente, que en la práctica es muy fluctuante, depende del destino industrial de la producción y de la calidad de operación. Así, por ejemplo, Fischlin (1996) cita eficiencias de cosecha de 40% en bosques templados centroeuropeos (es decir, 60% de residuos de fuste). En bosques tropicales esta proporción de residuos pueden ser mucho más alta. Basados en numerosos datos de inventarios forestales en Centro y Sudamérica, Brown et al. (1989), encontraron relaciones entre la biomasa total aérea y la biomasa comercial (cosechada) de 1.75:1 en un rango de 1.6:1 a 2:1.

Las raíces (i.e., raigones y raíces laterales), cuya incorporación como detritos ocurre bajo la superficie, se suman al mantillo leñoso en ocasión de los raleos, también en forma proporcional al cambio de densidad relativa.

El mantillo leñoso se descompone a una tasa del 5% anual. Caben aquí las mismas consideraciones que las mencionadas para la descomposición de hojarasca. En este caso, la función exponencial ajustada, arrojó un coeficiente $k=0.051$ (tiempo de residencia=19.49 años), valor que se encuentra en el rango de los reportados por Barrera et al. (2004) para material leñoso grueso de pinos templados en el Hemisferio Norte (k entre 0.042 y 0.055).

Análisis económico

Los costos de manejo correspondieron a tareas de plantación/reposición, podas, raleos, protección anual y corta final. Los ingresos por ventas de madera corresponden a rollizos puestos en planta de distintas clases de productos (aserrables y no aserrables), a precios corrientes. Las clases maderables se definieron utilizando funciones locales de forma de fuste, basadas sobre el diámetro medio de los fustes extraídos (P. Laclau, datos sin publicar).

Los costos de manejo y los precios de la madera (datos de agosto a octubre de 2009) corresponden a información de plaza en el sur de Neuquén (Aserradero Antulemu S.A., CORFONE S.A., M. Mazzuchelli, comunicación personal), y a costos de generación de CERs y precios de venta informados por expertos en MDL (N. Furuta, comunicación personal).

Las ventas de CERs bajo las reglas del MDL, pueden realizarse bajo dos modalidades: con certificados de corto plazo, que acreditan un secuestro temporario de 5 años (tCERs) o certificados de largo plazo (ICERs), que prevén una duración de 20 ó 30 años. La elección de una u otra forma es opcional de cada proyecto, y los precios no varían sustancialmente en la actualidad (W. Oyhantçabal, comunicación personal). En el análisis se consideró la venta de tCERs, iniciándose a partir del año 5, y valorizados a un precio relativamente conservador (2.50 U\$/Mg de CO₂ equivalente⁴).

La venta de CERs genera costos asociados a su acreditación formal y transacción. Los costos son los siguientes: i) la formulación del proyecto forestal incluyendo los estudios de línea base y plan de monitoreo, ii) la validación del proyecto por una Entidad Operacional Designada (EOD); iii) el registro ante la Junta Ejecutiva del Mecanismo de Desarrollo Limpio, iv) la verificación y certificación, en cada período preestablecido en el proyecto aprobado, v) el pago proporcional a los CERs generados al Fondo de Adaptación al Cambio Climático (ONU) y vi) las comisiones sobre ventas. Todos estos costos fueron aplicados a las rotaciones evaluadas (con datos de W. Oyhantçabal, comunicación personal, y A. Neuenschwander, comunicación personal).

Los beneficios de promoción forestal, que incluyen pagos subsidiarios de costos de plantación, poda y raleo, no son incompatibles con la venta de CERs (este aspecto aún requiere de modificaciones reglamentarias de la Ley N° 25.080 de promoción a la forestación).

⁴ La magnitud de reducción de emisiones o secuestro de carbono se expresa en unidades de CO₂ equivalente. Un CER (=una tonelada de CO₂ equivalente) representa la remoción de aproximadamente 0.27 Mg de carbono, ya que el peso de una molécula de CO₂ es igual a 44 (pesos atómicos: C=12; O=16). De manera inversa, un Mg de carbono equivale a 3.67 Mg de CO₂. El precio supuesto es consistente con los pagados por el Fondo de Biocarbono del Banco Mundial en proyectos de mitigación de pequeña escala (wbcarbonfinance.org/Router.cfm?Page=BioCF&ItemID=9708 &FID=9708) (último acceso: 14/11/2010).

La tasa de descuento calculatoria fue del 6%, y se encuentra dentro del rango de uso para evaluar la actividad (Laclau et al. 2002a). En esta tasa se encuentran implícitos el rendimiento real anual esperado y una tasa descuento por riesgos (ambientales, de mercado) asociados (Nautiyal 1988, Laclau et al. 2002a).

RESULTADOS

Producción de madera y secuestro de carbono

Al cabo de una rotación en un sitio de calidad media ($IS_{20\text{años}}=15$), la producción de madera alcanzó 374 m³/ha, distribuida en diferentes productos y oportunidades (Tabla 1); la acumulación de carbono fue 293 Mg/ha de CO₂ equivalente (=80 Mg/ha), y las ventas de tCERs, de 1093 Mg/ha de CO₂ equivalente. La forestación acumuló un área basal de 49.1 m²/ha, y una biomasa de 127.6 Mg/ha, distribuidos en su parte aérea (111.9 Mg/ha) y las raíces (15.7 Mg/ha). El mantillo acumulado (hojarasca y material leñoso) alcanzó 45.0 Mg/ha, aunque en la cosecha una fracción importante de la biomasa cortada se habría incorporado al mantillo en una proporción que depende del manejo de residuos practicado, no evaluado en esta simulación. Otros resultados se indican en la salida de simulación del Anexo 1.

Tabla 1. Crecimiento del rodal en una rotación en diámetro promedio a 1.30 m [DAP (cm)], volumen de fuste [VOL (m³/ha)] e incremento medio anual [IMA (m³.ha⁻¹.año⁻¹)], producción de madera (m³/ha) total y por clase de producto (madera industrial selecta o estructural, madera redonda no industrial y leña), carbono acumulado (C_{acum}, Mg/ha) y CERs vendidos periódicamente [VENTAS tCERs (Mg/ha)]. Se indican los valores de diámetro y volumen, antes y después de cada intervención.

ACTIVIDAD		CRECIMIENTO				MADERA					CARBONO	
		EDAD	DAP	VOL	IMA	TOTAL	RENDIMIENTO POR CLASE				Cacum	VTAS tCERs
							Selecta	Estruct	Redonda	Leña		
PLANT./	REP.	12										
1ra	pre	8	8.9	13.0	1.6							
	post	9	10.3	18.9								
		10									23.2	85.1
2da	pre	15	17.1	76.8	5.1						44.5	163.3
	post	16	18.0	89.5								
		20									75.1	275.8
1er	pre	21	22.0	162.5	7.7							
	post	22	25.6	92.7		70	0	28	37	5		
		25									70.6	259.0
2do	pre	30	31.8	203.1	6.8							
	post	31	34.1	99.6		104	0	58	42	3		
											73.2	
CORTA	pre	39	40.0	200.3	5.1							
	post	39	0.0	0.0		200	30	111	55	3	79.9	
Totales						374	30	197	134	12		1093.5
%						100%	8%	53%	36%	3%		

Dinámica de la biomasa y el mantillo

En la Figura 3 se muestra la evolución de la biomasa aérea, subterránea y mantillo (Figura 3a) y la total (Figura 3b), respecto de la línea base. En oportunidad de los raleos, la biomasa arbórea decreció de manera abrupta, con el consecuente incremento del mantillo (Figura 3a). Las podas también produjeron el mismo efecto, aunque el decrecimiento de la biomasa aérea fue menos evidente en la curva. En forma gráfica, el secuestro adicional de carbono de la forestación es la diferencia entre ambas áreas sombreadas de la Figura 3b, que en el caso de la forestación simulada alcanzó al turno un valor una remoción de 293 Mg/ha de CO₂ equivalente. Sin embargo, en el "promedio de la rotación" el carbono adicionado fue de 180 Mg/ha de CO₂ equivalente, cifra que representa la contribución "efectiva" de la plantación de pinos a la mitigación del cambio climático durante todo el período.

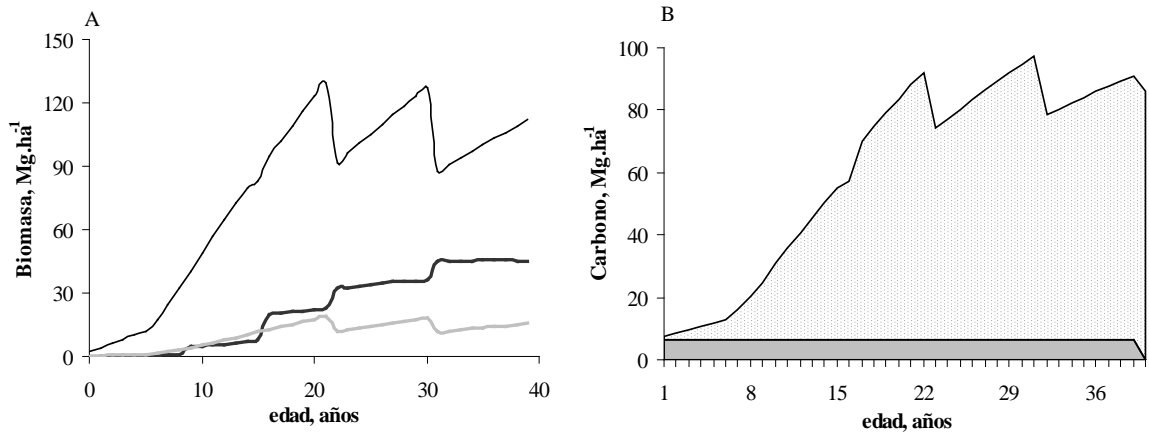


Figura 3. Biomasa y de carbono en la rotación forestal en un sitio de calidad media ($IS=15$). En el gráfico A se muestran la biomasa aérea acumulada (línea de fina superior), el mantillo (línea gruesa oscura) y las raíces (línea gruesa clara). Las fluctuaciones observadas son consecuencia de las podas y los raleos. En el gráfico de áreas B se indica la acumulación de carbono sumando los mismos componentes de la forestación (área sombreada clara) y la de la estepa (sombreado oscuro), cuya biomasa se supuso estable.

La acumulación de hojarasca y de mantillo leñoso fue muy diferente durante la rotación (Figura 4). En el caso de la hojarasca (curva 1 del panel izquierdo), la acumulación fue creciente, con aportes importantes en cada intervención (indicadas con flechas), en tanto que el mantillo leñoso (curva 1 del panel derecho), conformado por "ramas, raíces, tocones y despuntes caídos" aumentó sólo al momento de podas y raleos. La curva de caída anual de acículas (curva 2, panel izquierdo) mantuvo una tendencia similar a la de acumulación de hojarasca (ya que se la supuso como una proporción de la hojarasca) pero con un retardo de 5 años, longevidad media estimada del follaje verde. Por ello experimentó picos de caída cinco años después de cada poda o raleo, debido a la reducción de biomasa de copas en aquellos momentos. La tasa de descomposición (curva 3, panel izquierdo), al suponerse como una proporción constante de la hojarasca acumulada, mantuvo una forma similar. En tanto, los incrementos de detritos leñosos fueron contrarrestados de forma parcial por la descomposición anual (curva 2, panel derecho). Como resultado de la acumulación de ambos tipos de mantillo se obtuvo una curva de mantillo (total) de la forma graficada en la Figura 3.

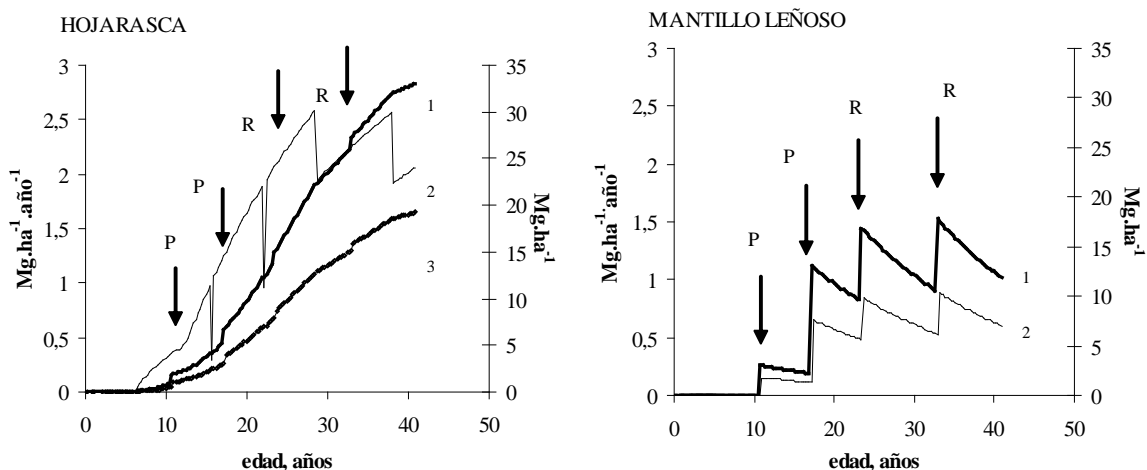


Figura 4. Dinámica de la hojarasca y el mantillo leñoso. Los aportes por podas (P) y raleos (R) se indican con flechas verticales. La hojarasca (Mg/ha) y su incremento anual y descomposición ($Mg.ha^{-1}.año^{-1}$) se representan respectivamente en las curvas 1, 2 y 3 del gráfico correspondiente. En el panel de la derecha se indica la tendencia del mantillo leñoso (curva 1, Mg/ha) y del nivel de descomposición anual (curva 2, $Mg.ha^{-1}.año^{-1}$).

Rotación y calidad de sitio

En situaciones de diferente calidad de sitio, los valores al final de la rotación fueron similares, ya que el cambio de calidad de sitio modificó la tasa anual de crecimiento modificando la oportunidad de intervenciones, pero no su rendimiento, ya que respondió a los mismos parámetros de manejo asumidos. Como resultado de ello, las curvas mantuvieron la misma forma, desplazándose hacia la derecha sobre el eje de abscisas (Figura 5).

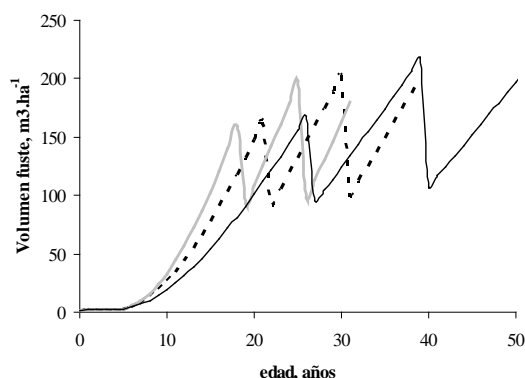


Figura 5. Volumen acumulado en rotaciones en sitios de diferente productividad: $IS_{20}=18$ (línea gruesa, clara), $IS_{20}=15$ (línea de puntos) e $IS_{20}=12$ (línea fina, llena). A medida que decrece el IS la rotación se extiende, aunque el rendimiento se mantiene.

En términos anuales, el potencial de secuestro de carbono de la forestación alcanzaría un máximo de $10 Mg/año$ de CO_2 equivalente para turnos de aproximadamente 30 años, hasta menos de 5 toneladas anuales en sitios de baja productividad que deparen turnos largos (Figura 6). En cada curva de la figura, la biomasa (o el carbono) acumulados alcanzaron el mismo nivel al cabo de la rotación.

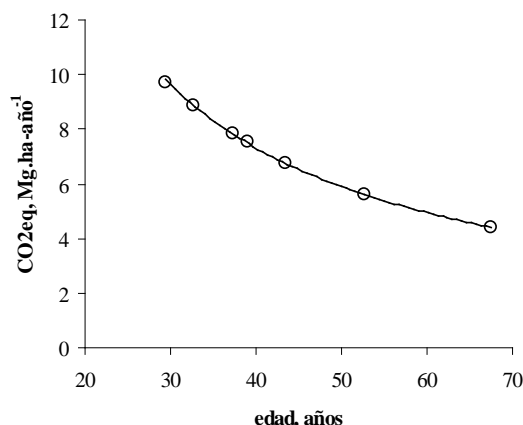


Figura 6. Variación de la tasa anual media de carbono secuestrado en función de la duración de la rotación.

Resultados económicos

El análisis económico de la rotación arrojó una TIR de 11.3% para la venta combinada de madera y tCERs, y de 6.8% para madera únicamente. Los valores de los tres índices financieros calculados se presentan en la Tabla 2. La diferencia entre estas medidas de ambas alternativas (madera vs. madera más tCERs) representa la adicionalidad financiera del secuestro de carbono.

Tabla 2. Resultados de la evaluación financiera. VAN (\$/ha), B/C y TIR de rotaciones con venta de madera únicamente o con venta de madera y carbono, bajo precios corrientes y según índice de sitio (IS).

IS	Venta de madera únicamente			Venta de madera y tCERs		
	VAN	B/C	TIR	VAN	B/C	TIR
10	-1330	0.61	1.1%	259	1.06	6.9%
12	-508	0.86	4.4%	1461	1.36	9.6%
14	36	1.01	6.2%	2197	1.47	10.7%
15	260	1.06	6.8%	2565	1.53	11.3%
16	386	1.08	7.2%	2847	1.57	11.9%
18	650	1.14	7.9%	3196	1.62	12.5%
20	1167	1.27	9.8%	3822	1.81	14.2%

Al sensibilizar los precios y la calidad de sitio, los extremos del análisis arrojaron valores máximos y mínimos de TIR de 15% (IS=20, venta de madera y tCERs, altos precios relativos) y 0.6% (IS=10, venta de madera únicamente, bajos precios relativos) respectivamente. En la Figura 7 se muestran los valores de TIR calculados según calidad de sitio. Los grupos de tres líneas en cada gráfico, representan escenarios de precios de carbono y madera "altos, medios y bajos" (los extremos con un desvío de 10% del valor medio).

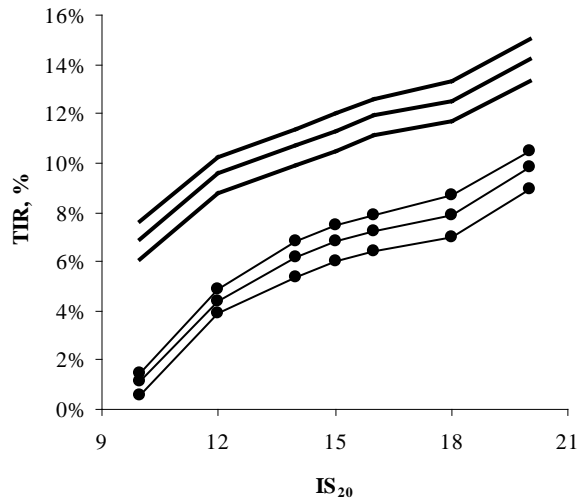


Figura 7. Tasa Interna de Retorno (TIR) de diferentes simulaciones de una rotación de pino ponderosa en varias calidades de sitio (IS_{20} años). En el gráfico, con línea fina y círculos llenos se presentan curvas de estimación de la TIR para la alternativa de venta de madera únicamente, y con líneas gruesas la de venta de madera y CERs. En cada conjunto de (3) líneas, la línea media representa la curva de TIR con precios actuales y las líneas superior e inferior, los resultados calculados con precios 10% superiores o inferiores, respectivamente.

Más allá del nivel de precios o de la venta de CERs, las curvas de TIR muestran un cambio importante en la rentabilidad en sitios de índices bajos ($IS_{20}=10$ a 12), una tendencia a estabilizarse en sitios de calidad media ($IS_{20}=14$ a 18) y un incremento fuerte en los sitios de $IS>18$. Además, las diferencias entre ambos grupos de curvas (madera únicamente o madera y tCERs) se reducen conforme aumenta la calidad de sitio. En el extremo inferior, los proyectos con venta de madera en sitios de baja calidad, aproximan su rentabilidad a 0.

DISCUSIÓN

Magnitud, partición y adicionalidad del carbono secuestrado

La simulación del crecimiento y las funciones aplicadas (Figura 2) permitieron estimar la evolución la producción de biomasa forestal y su participación en las fracciones aéreas (biomasa aérea de los árboles, mantillo) y subterránea (raíces). La biomasa total producida al final de la rotación, 173 Mg/ha , excede en un orden de magnitud al de las estepas (Anexo 1), lo cual demuestra la importante adicionalidad de carbono de la forestación. Si bien no se incluyeron escapes (“leakage”) de carbono, esta evaluación también excluyó otros factores que podrían haber aumentado la adicionalidad calculada (e.g., la persistencia de la vegetación natural durante los primeros años de la rotación, el aporte de las raíces finas de los árboles, o los escapes de carbono de la línea base durante el lapso del proyecto).

La biomasa se distribuyó entre distintos compartimientos, con mayor peso en la fracción aérea (Figura 3), y dentro de ella en los fustes, que dieron cuenta del 55 al 73% de la biomasa aérea

total según la etapa de crecimiento (Anexo 1). La relación biomasa subterránea:aérea ("root:shoot ratio") fue 11.6% (ds=3.5%), muy inferior a la calculada con funciones de biomasa individual para rodales de la especie en estudios locales (Laclau 2003) o a otros citados en literatura (Jackson et al. 1996, Cairns et al. 1997), lo que sugiere que el aporte radical sería superior al estimado con las funciones aquí aplicadas.

Por otra parte, resulta remarcable la acumulación de mantillo (hojarasca y ramas) en función de los supuestos y la información genérica utilizada. La simulación muestra una dinámica compleja, definida por: i) los aportes por senescencia foliar, ii) la caída de hojas y material leñoso por intervenciones sobre las copas y la densidad, y iii) la tasa de descomposición de estos componentes. Aunque el primer factor depende de variables ecofisiológicas y ontogénicas, los "rangos" de longevidad media de hojas son característicos de cada especie (Smith y Hinckley 1995). En la región, cuando los pinos sufren un stress hídrico estival marcado, o durante períodos ventosos, es común observar un pico de caída de hojas; esto produce una variabilidad anual importante. En cambio, los aportes por intervenciones de manejo se pueden predecir de manera más fácil a partir de la cuantificación de la biomasa removida en cada oportunidad; el mantillo (foliar y leñoso) aumentaría mucho al podar o ralear (Figura 4).

Por otro lado, la distribución espacial de los residuos y las condiciones microclimáticas que promueven la actividad de los descomponedores tendrían incidencia importante sobre la duración de este componente (Perry 1994), por lo que las funciones de decaimiento sólo pueden considerarse como una fuerte simplificación de lo que ocurre. Por ejemplo, en el material apilado de podas de forestaciones locales se han observado ramas cortadas 10 años antes, con las acículas adheridas (R. Merello, comunicación personal), o trozas gruesas de raleo de 15 años de antigüedad en descomposición avanzada (P. Laclau, observación personal). Es posible que el triturado ("chipeado") de los residuos "in situ" incremente la tasa de descomposición, aunque esta práctica ha sido poco incorporada en la producción debido a su costo elevado (H. Broquerhof, comunicación personal).

Cabe señalar que en la simulación tampoco se han considerado las posibles diferencias en el contenido de carbono edáfico con motivo del cambio de uso del suelo, que podrían alterar el balance. A pesar de que en ciertas forestaciones locales se ha observado cierta tendencia a la reducción de carbono del suelo debido al cambio de uso, las diferencias encontradas (de un menor contenido de carbono en los primeros 25 cm de suelo) no fueron significativas (de Koning et al. 2002). Para la inclusión de este componente en el balance sería necesario conocer al mismo tiempo la tendencia del carbono orgánico del suelo de la línea base, un aspecto que también es poco conocido.

Manejo forestal y ventas de madera o CERs

El análisis realizado evaluó la respuesta económica de un "escenario" de manejo forestal en el nivel de rodal, sin agotar el espectro posible (ver otros modelos de manejo en Laclau et al. 2003). De todas maneras, se consideraron variaciones en la calidad de sitio, los precios de productos y la alternativas de producción comercial, variables que (además del manejo de podas y de raleos) en estudios previos han demostrado ser muy determinantes del resultado económico, en particular la calidad de sitio (Laclau et al. 2002a).

Los resultados alcanzados indican que la puesta en valor del secuestro de carbono contribuiría a incrementar el beneficio económico de las forestaciones manejadas para producir madera industrial, aun cuando ambos objetivos han sido considerados como parcialmente contrapuestos (Fischlin 1996). La venta de este servicio ambiental también contribuiría a mejorar el flujo de fondos de la inversión, lo que produciría ingresos anticipados en el corto plazo y eliminaría un importante factor limitante para muchos productores (Laclau et al. 2002a).

Por otra parte, este beneficio incremental (en términos relativos, más elevado en sitios de $IS < 14$, de baja rentabilidad cuando sólo se vende madera) (Tabla 2, Figura 7), podría hacer económicamente viable la forestación, aun sin considerar la producción de madera. Además, ante esta alternativa (que no requiere alcanzar un diámetro industrial), el turno podría acortarse y estas forestaciones de árboles “no maderables” serían de todos modos aptas para producir bioenergía, tema de interés creciente como medio para la sustitución de combustible fósil (Loguercio et al. 2008).

Como en la evaluación no se consideraron algunos elementos del balance de carbono (ver en título previo), su inclusión en el análisis podría arrojar un menor impacto económico de la venta de tCERs. La incorporación al análisis de factores de riesgo, supuestos aquí en forma implícita en la tasa de descuento y en la sensibilización de precios, complementaría la perspectiva necesaria para la evaluación. Con algunas modificaciones, el enfoque sistémico aplicado podría dar cuenta de estas variables o utilizarse para analizar rotaciones sucesivas.

CONCLUSIONES

El secuestro de carbono en las forestaciones es un complejo tema de estudio, que abarca distintas escalas y dimensiones de análisis. Para una evaluación integral de su magnitud e implicancias resulta necesario conocer los estados de los reservorios de carbono y su dinámica en diferentes escalas. En ese sentido, el uso del conjunto de estimadores disponibles para la proyección del crecimiento de las plantaciones de pino ponderosa en la región ha resultado de utilidad para evaluar los beneficios ecológicos y económicos de la provisión de este servicio ambiental.

De acuerdo con los resultados de la simulación, la venta de CERs incrementaría de forma sustancial los beneficios de la forestación con fines maderables, en términos de mayores ingresos, mejora financiera o diversificación productiva. En tierras de baja productividad forestal podría ser el principal objetivo de producción, aunque esta presunción debería evaluarse en función de la factibilidad técnica de manejar plantaciones con bajo nivel de intervención, más vulnerables al ataque de plagas (e.g., *Sirex noctilio*), al riesgo de incendios, o al propio cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Este artículo está basado sobre una adaptación actualizada de un capítulo de tesis (Laclau 2006, parte IV) que ha sido apoyada por el INTA (Proyecto nacional 1991), el Proyecto Forestal de Desarrollo (PIA 02/02, SAGPyA-BIRF), el Proyecto sobre evaluación del potencial de secuestro de carbono en proyectos de forestación (INTA - GTZ/TÖB), y por numerosas instituciones y empresas rurales del norte de la Patagonia, a quienes se agradece su colaboración. El autor agradece también las sugerencias de un revisor anónimo para mejorar el contenido y presentación del artículo.

BIBLIOGRAFÍA

- Andenmatten, E. y F. Letourneau. 1997. Curvas de índice de sitio *Pinus ponderosa* (Dougl) Laws de aplicación en la región Andino Patagónica de Chubut y Río Negro, Argentina. Revista Bosque 18(2):13-18.
- Andenmatten, E. y F. Letourneau. 2003. Predicción y proyección del rendimiento de pino ponderosa en Chubut y Río Negro, Argentina. Quebracho, Revista de Ciencias Forestales 10:14-25.
- Andematten, E. y F. Letourneau. 2008. Mejora del crecimiento inicial de Pino ponderosa, por efecto del manejo de la vegetación en el sitio de plantación. INTA EEA Bariloche. Revista Presencia 52:8-11.
- Arneth, A., F.M. Kelliher, T.M. McSeveny y J.N. Byers. 1998. Net ecosystem productivity, net primary productivity and ecosystem carbon sequestration in a *Pinus radiata* plantation subject to soil water deficit. Tree Physiology 18:785-793.
- Assman, E. 1970. The principles of forest yield study. Studies in the organic production, structure, increment and yield of forest stands. Pergamon Press, Oxford. Pp. 503.
- Barrera, M.D., J.L. Frangi, J.J. Ferrando y J.F. Goya. 2004. Descomposición del mantillo y liberación foliar neta de nutrientes de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. et Bizzarri, en El Bolsón, Río Negro. Ecología Austral 14:99-112.
- Barrett, J.W. 1968. Pruning of ponderosa pine: effect on growth. Res. Pap. PNW 68. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. Pp. 9.
- Bonino, N. 2009. Liebres y conejos como plagas de plantaciones forestales. En: Villacide, J.M. y J. Corley (eds.). Serie técnica: "Manejo Integrado de Plagas Forestales". Cambio Rural-Laboratorio de Ecología de Insectos. INTA EEA Bariloche, cuadernillo N° 7.
- Bravo, F., V. LeMay, R. Jandl y K. von Gadow. 2008. Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change. En: Bravo, F., V. LeMay, R. Jandl y K. von Gadow (eds.). Editorial Springer. Pp. 338.
- Brown, S., A.R.J. Gillespie y A.E. Lugo. 1989. Biomass Estimation Methods for Tropical Forests with Applications to Forest Inventory Data. Forest Science 35(44):881-902.
- Burschel, P. y C. Rechene. 1995. Bosques Implantados. Conferencia. Actas de las IV Jornadas Forestales Patagónicas, San Martín de los Andes, 24 al 27 de octubre de 1995. Universidad Nacional del Comahue (ed.). Pp. 40.
- Canadell, J.G., H.A. Money, D.D. Baldocchi, J.A. Berry, R.B. Jackson, et al. 2000. Carbon Metabolism of the Terrestrial Biosphere: A Multitechnique Approach for Improved Understanding. Ecosystems 3:115-130.

- Cairns, M.A., S. Brown, E.H. Helmer y G.A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.
- Colmet-Daage, F., A. Marcolín, M.L. Lanciotti, J. Ayesa, D. Bran, et al. 1988. Características de los suelos derivados de cenizas volcánicas de la cordillera y precordillera del norte de la Patagonia. San Carlos de Bariloche, Argentina. INTA-ORSTOM. Pp. 167.
- Cooper, C.F. 1982. Carbon storage in managed forests. *Canadian Journal of Forest Research* 13:155-166.
- Contardi, L. 1999. Producción de plantines de pino ponderosa: estado actual. Pp. 7-9 en: Actas V Jornadas Técnicas de Viveristas Forestales de la Patagonia. S.M. de los Andes, Neuquén. Argentina.
- Curtis, R.O. 1982. A Simple Index of Stand Density for Douglas-fir. *For. Sc.* 27(1):92-94.
- Daniel, T.W., J.A. Helms y F.S. Baker. 1979. *Principles of Silviculture*. 2nd Edition. Mc Graw Hill Inc., New York. Pp. 500.
- Davel, M.M. y G. Salvador. 2004. Evaluación de esquemas de poda en plantaciones de "Pino Oregón" (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) en la Patagonia Andina. CIEFAP/Proyecto Forestal de Desarrollo (SAGPyA), PIA 51/98. Pp. 37.
- Davel, M., L. Tejera, M. Honorato y E. Sepúlveda. 2006. Efecto del control de malezas sobre el prendimiento y crecimiento inicial de plantaciones de *Pinus ponderosa* en la Patagonia Argentina. *Revista Bosque* 27(1):16-22.
- de Koning, F., R. Olschewski, E. Veldkamp, P. Benítez, P. Laclau, et al. 2002. Evaluation of the CO₂ sequestration potential of afforestation projects and secondary forests in two different climate zones of South America. *GTZ / TOEB*. Eschborn, Alemania.
- del Río, M., G. Montero y F. Bravo. 2001. Analysis of diameter-density relationships and self-thinning in non-thinned even-aged Scots pine stands. *Forest Ecology and Management* 142:79-87.
- Duerr, W.A. 1993. *Introduction to Forest Resource Economics*. McGraw-Hill Inc., New York. Pp. 486.
- Fischlin, A. 1996. Conflicting objectives while maximising carbon sequestration by forests. Pp. 163-172 en: Apps, M.J. y D.T. Price (eds.). *Forest Ecosystems, Forest Management and the Global Carbon Cycle*. NATO ASI Series, Vol I, 40, chapter 13.
- France, J. y J.H.M. Thornley. 1984. *Mathematical Models in Agriculture. A Quantitative Approach to Problems in Agriculture and Related Sciences*. Butterworth and Co. (publishers) Ltd. Pp. 335.

- Frank, R.G. 1998. Evaluación de inversiones en la empresa agraria. Editorial El Ateneo, Buenos Aires. Pp. 95.
- Girardin, J.L. y P. Broquen. 1995. El crecimiento de *Pinus ponderosa* y de *Pseudotsuga menziesii* en diferentes condiciones de sitio (Provincia de Neuquén, Argentina). Pp. 109-123 en: Manejo Nutritivo de Plantaciones Forestales. IUFRO, Valdivia, 25 al 30 de abril.
- Gonda, H.E. 1998. Height-Diameter and Volume Equations, Growth Intercept and Needle Length, Site Quality Indicators and Yield Equations for Young Ponderosa Pine Plantations in Neuquén, Patagonia, Argentina. Tesis de Postgrado. Oregon State University. Pp. 198.
- Gonda, H.E. y G.O. Cortés. 1995. Poda baja de pino ponderosa en la Patagonia Andina. Utilización de distintas herramientas, proceso de cicatrización y modelos preliminares. Pp. 324-330 en: Universidad Nacional del Comahue (editor). IV Jornadas Forestales Patagónicas, 24-27 de octubre de 1995. Asentamiento Universitario San Martín de los Andes, Tomo I.
- Gucinski, H., E. Vance y W.A. Reiners. 1995. Potential Effects of Global Climate Change. Pp. 309-331 en: Smith, W.K. y T.M. Hinckley (eds.). Ecophysiology of Coniferous Forests. Academic Press. Chapter 10.
- Hägglund, B. 1981. Evaluation of forest site productivity. Forestry Abstracts (CAB) 42(11):515-527.
- Hall, P. y J. Gifford. 2007. Bioenergy options for New Zealand. A situation analysis of biomass resources and conversion technologies. Scion Energy Group. Rotorua, New Zealand. Pp. 83.
- Hoover, C.M., R.A. Birdsey, L.S. Heath y S.L. Sotut. 2000. How to Estimate Carbon Sequestration on Small Forest Tracts. Journal of Forestry 98(9):13-19.
- Irisarri, J., J. Mendía, C. Roca, C. Buduba, F. Valenzuela, et al. 1997a. Zonificación de las tierras para la forestación en la Provincia de Chubut. Gobierno de la Provincia de Chubut, Ministerio de la Producción, Subsecretaría de Desarrollo económico. Dirección General de Bosques y Parques.
- Irisarri, J., J. Mendía, C. Roca, M. Marazzi y L. Búffalo. 1997b. Potencial Productivo de la Provincia del Neuquén. COPADE/CFI.
- Jackson, R.B., J. Canadell, J.R. Ehleringer, H.A. Mooney, O.E. Sala, et al. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. Oecologia 108:389-411.
- Kohlmaier, G.H., M. Weber y R.A. Houghton. 1998. Carbon dioxide Mitigation in Forestry and Wood Forestry. Pp. 185-251 en: Kohlmaier, G.H., M. Weber y R.A. Houghton (eds.). Springer-Verlag, Cap. 3.
- Laclau, P., L.M. Pozo, G. Huerta, M. Mazuchelli, E. Andenmatten, et al. 2002a. Rentabilidad de la forestación con *Pinus ponderosa* (Dougl.) Laws en el noroeste de la Patagonia, Argentina. Revista Bosque 23(1):21-35.

- Laclau, P., L.M. Pozo, G. Huerta, M. Mazuchelli, E. Andenmatten, et al. 2002b. Foresta 5: Analisis de rentabilidad plantaciones con pino ponderosa en Neuquén, Rio Negro y Chubut. Planilla de cálculo y flujo de información. Comunicación Técnica N° 4. Economía y Sociología Rural. INTA EEA Bariloche (formato CD).
- Laclau, P. 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest Ecology and Management* 180:317-333.
- Laclau, P. 2006. Fijación de carbono en ecosistemas boscosos y herbáceos del norte de la Patagonia. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue, Centro Universitario Regional Bariloche, octubre 2006.
- Landsberg, J.J. y S.T. Gower. 1997. *Applications of Physiological Ecology to Forest Management*. Academic Press. San Diego, CA. EE.UU. Pp. 354.
- Letourneau, F.J. y E. Andenmatten. 2002. Establecimiento y crecimiento inicial de pino ponderosa en la zona subhúmeda a seca de los Andes Patagónicos. INTA, EEA Bariloche, Área Forestal, Comunicación Técnica N°22. Pp. 39.
- Ley, E. y R.A. Sedjo. 1995. Carbon Sequestration and Tree Plantations: A Case Study in Argentina. *Environmental and Resource Economics* 5(1):9-99.
- Long, J.N. 1985. A Practical Approach to Density Management. *The Forest Chronicle* 61:23-27.
- Loguercio, G., A. Jovanovski, J.C. Molina y P. Pantaenius. 2008. Residuos de biomasa de forestaciones y aserraderos de la Región Andina de las provincias de Neuquén y Chubut. Evaluación preliminar de la oferta. Informe final. Proyecto Fortalecimiento del MDL F/R en la República Argentina, SAyDS-INTA-CIEFAP / JICA, Esquel (Ch). Pp. 70.
- Lugo, A.E. y G.L. Morris. 1982. *Los Sistemas Ecológicos y la Humanidad*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos (OEA), Washington D.C. Monografía n° 23, Serie de Biología. Pp. 82.
- Nautiyal, J.C. 1988. *Forest Economics. Principles and Applications*. Canadian Scholar Press Inc. Toronto. Pp. 581.
- Nosetto, M.D., E.G. Jobbágy y J.M. Paruelo. 2006. Carbon sequestration in semiarid rangelands: Comparison of *Pinus ponderosa* plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. *Journal of Arid Environments* 67:142-156.
- Penning de Vries, F.W.T. y H.H. van Laar. 1982. Simulation of plant growth and crop production. Penning de Vries, F.W.T. y H.H. van Laar (eds.). *Simulation monographs*, Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen. Pp. 308.

- Pérez Truffello, G. y R. Peters Nario. 1997. Pérdidas de crecimiento en altura y área basal por efecto de la poda en rodales de *Pinus radiata* (D. Don). Pp. 220-231 en: Actas de la Conferencia: "Modelling Growth of Fast-Grown Tree Species", IUFRO, 3-5 de Septiembre de 1997, Valdivia (Chile).
- Perry, D.A. 1994. Forest Ecosystems. The John Hopkins University Press, EE.UU. Pp. 649.
- Provincia de Neuquén. 2008. Primer Inventario de Plantaciones Forestales de la Provincia del Neuquén. Gob.Neuquén. CFI. www.neuquen.gov.ar (último acceso: 19/11/2010).
- Reineke, L.H. 1933. Perfecting a stand density index for even-aged stands. J. Agric. Res. 46:627-638.
- SAGPyA. 2001. Primer inventario nacional de plantaciones forestales en macizo. Revista SAGPyA Forestal 20:2-9.
- Smith, W.K. y T.M. Hinckley. 1995. Resource Physiology of Conifers. Acquisition. Allocation and Utilization. En: Smith, W.K. y T.M. Hinckley (eds.). Academic Press. San Diego. EE.UU. Pp. 338.
- Solberg, B. 2004. Economic aspects of forestry and climate change. Commonwealth Forestry Review 77(3):229-233.
- Thrower, J.S. 1989. Site Quality Evaluation Using Site Index. Presentación en Curso de Capacitación, Módulo III, en el Instituto de Silvicultura de British Columbia en Surrey, 8 de marzo de 1989. Pp. 10.
- UNFCCC. 1997. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Conference of the Parties, 3rd session, Kyoto, 1-10 december 1997. CCC/CP/1997/L.7/ Add.1. Pp. 21.
- Vanclay, J.K. 1994. Modelling Forest Growth and Yield. Applications to Mixed Tropical Forests. CAB International. UK. Pp. 311.
- Waring, R.H. 1991. Responses of Evergreen Trees to Multiple Stresses. Pp. 1317-390 en: Mooney, H.A., W.E. Winner y E. Pell (eds.). Response of Plants to Multiple Stresses. Academic Press. Chapter 17.
- Waring, R.H y S.W. Running. 1998. Forest Ecosystems. Analysis at multiple Scales. 2nd edition. Academic Press, San Diego, CA. EE.UU. Pp. 370.

ANEXO

1. Salida de simulación de la dinámica de biomasa de pino ponderosa para un sitio de productividad intermedia (IS_{20años} =15). Las columnas indican: años (years), edad al pecho [eap (años)], número de plantas (NUMERO DE PL), dap medio cuadrático [diam cuadr (cm)], AREA BASAL (m²/ha), altura dominante [ALTURA DOM (m)], densidad relativa (DR), VOLUMEN (m³/ha), carbono adicional (forestación-estepa, C ADICIONAL), biomasa forestal de hojas (BIOM HOJAS), biomasa de ramas (BIOM RAMAS), biomasa de raíces (BS FORESTAL), HOJARASCA, mantillo leñoso (MANT LEÑOSO), biomasa aérea forestal total (BA FOREST), carbono forestal (C FORESTACION), carbono estepa (C ESTEPA), y biomasa total estepa (BT ESTEPA). Todos los valores de carbono y biomasa se expresan en Mg/ha.

Years	eap	NUMERO DE PL	diam cuadr	AREA BASAL	ALTURA DOM	DR	VOLUMEN	C ADICIONAL	BIOM HOJAS	BIOM FUSTE	BIOM RAMAS	BS FORESTAL	HOJARASCA	MANT LEÑOSO	BA FOREST	MANTILLO FOREST	C FORESTACION	C ESTEPA	BT ESTEPA	
Initial	0	0	1.100	0.2	0	0.3	0	-6.3	0.1	0.1	0	0	0.01	0	0.2	0.01	0.11	6.41	12.81	
	0	0	1.100	1.4	0.2	0.5	0.1	-5.2	0.6	1.2	0.4	0.1	0.03	0	2.2	0.03	1.17	6.37	12.74	
	1	0	1.100	2.2	0.4	0.7	0.3	-4.2	1	2.4	0.7	0.2	0.04	0	4.1	0.04	2.17	6.37	12.74	
	2	0	1.100	2.9	0.7	0.9	0.4	-3.1	1.3	3.7	1.1	0.4	0.05	0	6.1	0.05	3.28	6.38	12.75	
	3	0	1.100	3.5	1.1	1.1	0.6	-2	2.1	5	1.4	0.5	0.07	0	8	0.07	4.29	6.39	12.77	
	4	0	1.100	4.1	1.4	1.3	0.7	-1	1.9	6.3	1.7	0.7	0.08	0	9.9	0.08	5.34	6.34	12.68	
	5	1	1.100	4.5	1.7	1.5	0.8	-0.2	2.2	7.3	2	0.8	0.14	0	11.5	0.14	6.22	6.42	12.84	
	6	2	1.100	5.9	3	2	1.2	5	3.1	2.9	11.4	3	1.4	0.28	0	17.3	0.28	9.49	6.39	12.78
	7	3	1.100	7.4	4.7	2.8	1.7	8	7.3	3.8	16.6	4.2	2.3	0.49	0	24.6	0.49	13.70	6.40	12.79
	8	4	1.100	8.9	6.9	3.6	2.3	13	11.8	4.7	22.3	5.6	3.2	0.75	0	32.6	0.75	18.28	6.48	12.95
	9	5	1.100	10.3	9.2	4.4	2.9	19	18.5	5.5	28.1	6.9	4.3	1.94	3.02	40.5	4.96	24.88	6.38	12.76
	10	6	1.100	11.6	11.7	5.2	3.4	26	23.2	6.3	34.1	8.3	5.4	2.23	2.87	48.7	5.1	29.60	6.40	12.8
	11	7	1.100	12.8	14.3	6	4	34	27.9	7	40.1	9.6	6.6	2.6	2.73	56.7	5.33	34.32	6.42	12.83
	12	8	1.100	14	16.9	6.8	4.5	44	32.7	7.7	46	10.9	7.8	3.11	2.6	64.6	5.71	39.06	6.36	12.71
	13	9	1.100	15.1	19.7	7.6	5.1	54	37.4	8.4	51.9	12.2	9	3.77	2.47	72.5	6.24	43.87	6.47	12.94
	14	10	1.100	16.1	22.4	8.3	5.6	65	42.1	9	57.6	13.4	10.2	4.38	2.36	80	6.73	48.47	6.37	12.73
	15	11	1.100	17.1	25.2	9.1	6.1	77	44.5	4.8	63.3	14.6	11.5	5.3	2.24	82.7	7.54	50.67	6.37	12.74
	16	12	1.100	18	28	9.8	6.6	90	57.4	10.2	68.9	15.8	12.7	7.49	12.52	94.9	20.01	63.81	6.41	12.81
	17	13	1.100	18.9	30.8	10.5	7.1	103	61.9	10.8	74.4	17	14	8.55	11.91	102.2	20.46	68.33	6.43	12.86
	18	14	1.100	19.7	33.7	11.2	7.6	117	66.3	11.3	79.8	18.1	15.2	9.69	11.32	109.2	21.01	72.71	6.40	12.81
	19	15	1.100	20.5	36.5	11.8	8.1	132	70.8	11.8	85.1	19.3	16.4	10.91	10.77	116.2	21.68	77.14	6.34	12.68
	20	16	1.100	21.3	39.3	12.5	8.5	147	75.2	12.3	90.3	20.4	17.7	12.19	10.24	123	22.43	81.57	6.36	12.73
	21	17	1.100	22	42.1	13.2	9	163	79.4	12.8	95.5	21.4	18.9	13.29	9.74	129.7	23.03	85.82	6.41	12.83
	22	18	623	25.6	32.1	13.8	6.4	93	61.3	9.9	66.1	15.2	12.1	15.72	16.44	91.2	32.16	67.73	6.43	12.86
	23	19	623	26.5	34.4	14.4	6.7	105	64.4	10.3	69.7	16	12.9	17.1	15.63	96	32.73	70.82	6.42	12.83
	24	20	623	27.3	36.6	15	7	119	67.5	10.6	73.3	16.8	13.7	18.51	14.67	100.7	33.38	73.89	6.39	12.78
	25	21	623	28.1	38.8	15.6	7.3	132	70.6	11	76.8	17.5	14.5	19.96	14.14	105.3	34.1	76.95	6.35	12.7
	26	22	623	28.9	41	16.2	7.6	146	73.6	11.3	80.3	18.2	15.3	21.43	13.44	109.8	34.87	79.99	6.39	12.77
	27	23	623	29.6	43.1	16.8	7.9	160	76.5	11.7	83.7	19	16.1	22.99	12.78	114.4	35.37	82.94	6.44	12.87
	28	24	623	30.4	45.3	17.3	8.2	174	79.2	12	87	19.7	16.9	23.46	12.16	119.7	35.62	85.61	6.41	12.82
	29	25	623	31.1	47.4	17.9	8.5	188	81.9	12.3	90.3	20.4	17.7	24.35	11.56	123	35.91	88.31	6.40	12.81
	30	26	623	31.8	49.6	18.4	8.8	203	84.6	12.6	93.6	21	18.4	25.27	10.99	127.2	36.26	90.93	6.33	12.66
	31	27	389	34.1	35.7	19	6.1	100	65.6	9.6	63.3	14.6	11.5	27.27	17.76	87.5	45.03	72.02	6.41	12.83
	32	28	389	34.9	37.4	19.5	6.3	112	67.5	9.9	65.7	15.2	12	28.18	16.89	90.8	45.07	73.94	6.44	12.87
	33	29	389	35.7	39.1	20	6.5	124	69.4	10.1	68.1	15.7	12.5	29.11	16.06	93.9	45.17	75.79	6.38	12.77
	34	30	389	36.5	40.8	20.5	6.7	136	71.3	10.4	70.5	16.2	13.1	30.06	15.27	97.1	45.33	77.77	6.47	12.93
	35	31	389	37.2	42.4	21	7	149	73.2	10.6	72.8	16.7	13.6	31.02	14.52	100.1	45.54	79.62	6.42	12.84
	36	32	389	38	44.1	21.5	7.2	162	75.1	10.8	75.1	17.2	14.1	32	13.91	103.1	45.81	81.51	6.41	12.81
	37	33	389	38.7	45.8	22	7.4	174	76.7	11	77.4	17.6	14.6	32.33	13.13	106	45.46	83.03	6.33	12.66
	38	34	389	39.4	47.4	22.5	7.6	187	78.3	11.3	79.6	18.1	15.2	32.7	12.49	109	45.19	84.70	6.40	12.79
	39	35	389	40	49.1	23	7.8	200	79.9	11.5	81.8	18.6	15.7	33.1	11.87	111.9	44.97	86.29	6.38	12.77

Capítulo 27

ENFOQUE EMERGÉTICO EN EL ANÁLISIS DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PARA LA PLANIFICACIÓN REGIONAL

Gloria C. Rótolo

INTA EEA Oliveros. Email Rótolo: grotolo@correo.inta.gov.ar.

Resumen. El objetivo del presente trabajo es ilustrar, en forma general, los alcances del enfoque emergético en el análisis de los servicios ecosistémicos para una planificación regional. La emergencia (o memoria energética) es la energía disponible de una sola clase, por lo general la solar, utilizada de forma directa o indirecta para obtener un producto, considerando la totalidad del sistema en donde ese producto es producido. Los servicios ecosistémicos se refieren a las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que los conforman, mantienen y satisfacen la vida del Hombre. Son fundamentales para la producción de alimentos, para la supervivencia de la vida tal como la conocemos en una determinada región, y para el desarrollo sustentable de la misma. Es necesario un abordaje sistémico para su evaluación y valoración. El análisis emergético, al integrar las diferentes escalas que constituyen la naturaleza y la sociedad bajo una unidad común, muestra ser una posibilidad de abordaje objetivo para contribuir a la toma de decisiones en la planificación regional. Para ilustrar este alcance se brinda el ejemplo de tres estudios realizados, dos de ellos en un sistema de producción de novillo en ciclo completo y otro en diferentes ecosistemas.

INTRODUCCIÓN

Los alimentos, las fibras y los combustibles que satisfacen las demandas de la población están disponibles gracias a la creciente acción del Hombre y a su tecnología sobre una serie de funciones y servicios de provisión y soporte ofrecidos por la naturaleza (Daily 1997, de Groot et al. 2002, MA 2005). Una clara definición y detalle de las funciones y servicios de los ecosistemas se encuentran en Daily (1997) y en de Groot (2002). Estas funciones y servicios, en definitiva, son el potencial natural de la región y determinan el bienestar de la gente. Así la sociedad, en forma recíproca, al intervenir de manera directa o indirecta sobre ellos modifica en cierta forma las interacciones dentro del medio natural y entre éste y el medio socioeconómico (Figura 1).

El paisaje agrícola ha disminuido su capacidad o habilidad para generar servicios ecosistémicos (Rydberg et al. 2007) modificando la fisonomía de las regiones debido a una producción agropecuaria por lo general guiada por resultados en el corto plazo. Para una sociedad es importante el desarrollo rural y la obtención de ganancias por parte de los productores; sin embargo, ambas metas no se pueden sostener en el tiempo sin la conservación de los recursos naturales con sus funciones y servicios (Campbell 2000).

Es necesario evaluar y valorar los servicios ecosistémicos a través de la integración de los contextos natural y socioeconómico, para caracterizar su estado y su influencia en el comportamiento del agroecosistema (Rótolo y Francis 2008), así como también para generar políticas que favorezcan un balance entre los beneficios económicos y el manejo sustentable de los recursos en pos del bienestar de la región.

El manejo de sistemas necesita métodos de evaluación y valoración, que utilizando una misma unidad de medida integren los flujos provenientes del contexto natural y del socioeconómico. El enfoque sistémico no queda sólo en el análisis integral del sistema, sino que incluye el análisis de cada uno de los componentes ya que el todo no puede funcionar sin la interacción de las partes ni las partes pueden lograr un producto o servicio sin interactuar entre sí (Rótolo y Francis 2008).



Figura 1. Bienes y servicios provistos por el ecosistema y por la sociedad a los agroecosistemas (Rótolo y Francis 2008).

Entre los enfoques integradores cuantitativos tenemos los métodos que contabilizan la transformación de la energía a través de los componentes de un sistema. Entre estos métodos encontramos principalmente el análisis exergético, el de la energía incorporada y el emergético, cuya diferencia y alcance se encuentra documentado en Ulgiati et al. (2007) y Franzese et al. (2007).

El objetivo del presente trabajo es discutir el alcance de la evaluación emergética en el análisis de los servicios ecosistémicos para una planificación regional. La evaluación emergética, al utilizar una única unidad de medida, analiza no sólo el comportamiento del sistema y el uso de recursos, sino que también valora la contribución de los mismos desde un enfoque más objetivo que aquel que utiliza tradicionalmente la economía clásica a través de las preferencias.

Para ilustrar el objetivo planteado se toman dos trabajos de Rótolo et al. (2007a,b), basados sobre el estudio de caso de un sistema de ciclo completo de ganado en pastoreo en la Región Pampeana (Argentina) y el trabajo de Bardi y Brown (2000) en el que se analizan diferentes ecosistemas de la Península de Florida (EE.UU.).

Método y marco general de los estudios seleccionados

El concepto de emergía y la metodología para realizar las evaluaciones emergéticas están bien fundamentadas y detalladas en Odum (1996) y Brown et al. (2000). Ferraro (Capítulo 10 de este libro) se ocupa de aspectos teóricos generales de la descripción termodinámica de los servicios ecosistémicos y resume el significado de los principales indicadores emergéticos. Estos conceptos y definiciones se utilizarán en el presente trabajo, que está enfocado en cómo se realiza una evaluación emergética para obtener los indicadores de comportamiento ambiental utilizando casos prácticos. A continuación se describen en forma general los artículos utilizados para el presente trabajo.

Rótolo et al. (2007a,b) estudiaron el ciclo completo del ganado vacuno en pastoreo en la Región Pampeana. La Figura 2 muestra un diagrama agregado del sistema mencionado en lenguaje energético. Para analizar el sistema total integrando los componentes estudiaron en primer lugar los subsistemas que lo constituyen (i.e., pastura implantada y natural, fardo, verdeo, maíz, rastrojo, cría, invernada-engorde y caballo). La carga del sistema fue establecida en $1.5 \text{ EV} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. Los animales dejan el sistema con un peso estimado de 400 kg. Al subsistema cría se le asignó 80% de pastura natural, 10% de fardo y 10% de rastrojo de maíz; a la invernada y engorde, 70% de la pastura implantada (una mezcla de leguminosas y gramíneas), 20% de verdeo, 5% de fardo y 5% de rastrojo de maíz. Las evaluaciones las realizaron para una hectárea de agroecosistema ganadero en un año.

Los objetivos de ese estudio fueron el análisis de: i) el uso de recursos, ii) la carga ambiental, iii) la sustentabilidad ambiental y iv) el valor emergético en la comercialización. Los aspectos evaluados fueron: (a) recursos energéticos locales tales como radiación solar, viento, lluvia, ciclo de materiales de la tierra, pérdida de suelo superficial, b) los insumos externos utilizados para la obtención de los novillos (e.g., semillas, agroquímicos, vacunas, etc.), y c) el trabajo involucrado y los servicios utilizados para la obtención del producto (novillo, etc.).

Los datos para evaluar los flujos de materia y energía se obtuvieron de la literatura, de la base de datos de organismos nacionales y de referentes clave. La energía requerida para generar una unidad de cada uno de los componentes que contribuyen al sistema fueron tomadas de la literatura, mientras que otras fueron calculadas. Para la tasa de energía/dinero y para el cálculo de la tasa energía/dinero [valor energético (Em\$)] se utilizaron datos del análisis de la economía de Argentina en 1996. Para la presente discusión sólo se toman los resultados de los subsistemas de pastura implantada, pastura natural, maíz, invernada y el sistema total. El valor energético de cada componente del sistema y subsistemas se calculó para el presente trabajo.

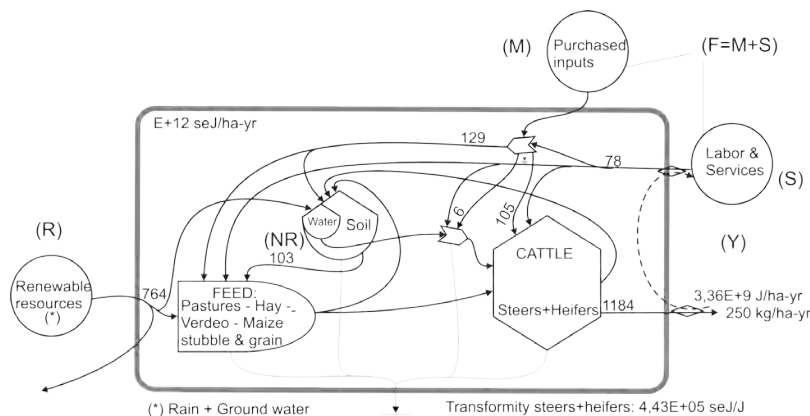


Figura 2: Diagrama en lenguaje energético del ciclo completo de ganado en pastoreo de la Región Pampeana (Rótolo et al. 2007b, Rótolo et al. en prensa. b) La bola en el diagrama representa a los productores primarios, el tanque a los depósitos, el hexágono a los consumidores, los círculos a fuentes que alimentan al sistema, y las formas de flecha a las transformaciones que tienen lugar en la circulación de la energía y materiales.

Bardi y Brown (2000) estudiaron seis ecosistemas de la Península de Florida (EE.UU.). La Figura 3 muestra un diagrama genérico de los ecosistemas estudiados. El presente trabajo se enfoca sólo en dos de ellos, el Pantano herbáceo y el Pantano arbolado. Los pantanos herbáceos son pantanos playos que ocupan áreas topográficas bajas a través del centro de Florida, intercalados en una matriz de bosque plano ("flatwoods") de pinos. Los pantanos playos son típicamente circulares y varían de 2000 m² a más de 40000 m², con un depósito de agua de 25-55 cm durante la temporada lluviosa. Las especies dominantes son *Panicum* sp., *Hypericum* sp., *Xyris* sp., *Pluchea* sp. y *Lanchnanthes caroliniana*, entre otras. Los pantanos arbolados son pequeñas depresiones donde el agua se detiene entre 50 y 90% del tiempo. *Taxodium ascendens* es la especie dominante. También se encuentra *Nyssa sylvatica* y *Pinus serotina*, entre otras. El sotobosque del ecosistema es muy diverso; allí se encuentra, por ejemplo, *Lyonia lucida* y *Myrica cerifera*. La vegetación en el nivel del suelo es rala y está en función del hidroperíodo del pantano.

Las evaluaciones energéticas para las fuentes de energía y los servicios ecosistémicos las realizaron para una hectárea de pantano típico por año. Las correspondientes al capital natural se realizan teniendo en cuenta su tiempo de regeneración. Para obtener el valor de reemplazo de cada ecosistema, se afecta el valor del servicio ecosistémico que mayor contribución realiza al sistema por el tiempo de recuperación.

Los objetivos fueron: i) determinar los valores relativos de los componentes y procesos de ecosistemas de pantanos y tierras altas objetivos y ii) desarrollar entendimiento a través de un análisis comparativo relacionado a costos y beneficios de mitigación.

Los aspectos evaluados fueron: (a) cinco flujos energéticos conductores tales como radiación solar, viento, lluvia, escorrentía de la cuenca circundante ("run-in") y la contribución emergética de los procesos geológicos, (b) el capital natural como biomasa, agua y materia orgánica, y (c) tres servicios ecosistémicos tales como transpiración, producción primaria bruta e infiltración.

Los datos para evaluar los flujos de materia y energía para cada ecosistema, así como también el tiempo necesario de formación, se obtuvieron de la literatura. La emergía requerida para generar una unidad de cada uno de la mayoría de componentes que contribuyen en el sistema fueron tomadas de Odum (1996), mientras que otras fueron calculadas. Para el cálculo de la valoración (Em\$) se utilizó la tasa para la economía de EE.UU. en 1998.

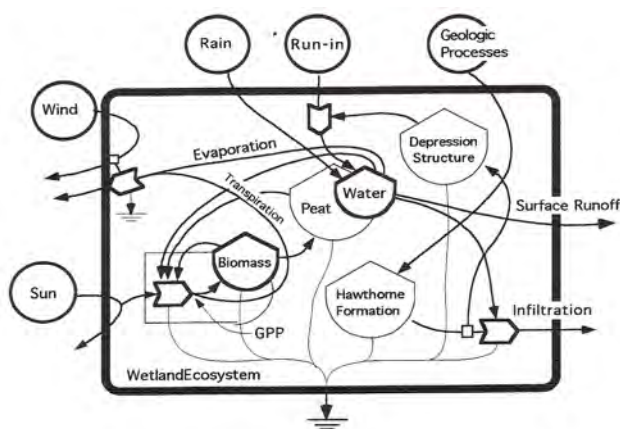


Figura 3. Diagrama genérico en lenguaje energético de ecosistemas de la Península de Florida (Bardi y Brown 2000).

Resultados de los estudios seleccionados

La Tabla 1 muestra los valores obtenidos de cada uno de los componentes que contribuyeron a obtener el producto final de cada subsistema y del sistema integrado del ciclo completo de ganado en pastoreo. Entre los recursos renovables del sistema integrado, la lluvia medida a través de la evapotranspiración es el flujo de mayor contribución y valor emergético (61%). Sin embargo, considerando todos los componentes que contribuyen al producto final tanto de cada subsistema como del sistema integrado, la lluvia tributa en forma diferente. Así, participa con 38, 85, 30 y 65% en los subsistemas pastura implantada, pastura natural, maíz e invernada, respectivamente. Esto es debido a que al ingresar los componentes aportados por la sociedad que hacen al valor emergético total, la relación de ésta con el ambiente cambia de acuerdo a la contribución de cada una.

El total de emergía aportado por los recursos renovables es igual al flujo de mayor contribución para evitar el doble conteo. En el caso de estudio del agroecosistema ganadero, en los subsistemas pastura implantada, pastura natural y maíz, la mayor contribución corresponde a la lluvia ($719E+12$

seJ.ha⁻¹.año⁻¹). En cambio, en el subsistema invernada y en el sistema integrado el aporte de los recursos renovables es de 734E+12 y 764E+12 seJ.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente, debido al ingreso del aporte del agua subterránea al sistema. Esta contribución se adiciona a la lluvia porque proviene de un sistema mayor al analizado.

La pérdida de suelo superficial contribuye con 19% y 16% del total emergético en los subsistemas maíz y pastura implantada, respectivamente, y con 9% en el sistema integrado (Tabla 1). Estos valores están relacionados con el tipo de práctica y el ciclo del cultivo.

Entre los servicios ecosistémicos que contribuyen a cada ecosistema de la Península de Florida, la producción primaria bruta es la que realiza la mayor contribución al sistema, con 6170 y 5800 E+12 seJ.ha⁻¹.año⁻¹ para el pantano boscoso y el herbáceo, respectivamente (Tabla 2).

Los aportes del capital natural son adicionados a la producción primaria bruta afectada por el tiempo de recuperación debido a que operan en lapso mayor. Así, el valor emergético total expresado en Em\$ de cada ecosistema, sin incluir el valor de la estructura geológica, es 1081230 y 1030727 Em\$/ha, respectivamente.

Tabla 1. Evaluación y valoración emergética del ciclo completo de ganado en pastoreo en la Región Pampeana.

(*) Adaptado de Rótolo et al. (2007a y b).

(**) Datos calculados para el presente trabajo a partir de Rótolo et al. (2007a y b).

	VALOR EMERGETICO													
	(1 E+12 seJ/ha-y) (*)					% (*)					(Em\$/ha-y) (**)			
	PAST IMP	PAST NAT	MAIZ	INVERN ADA	SIST. TOT.	PAST IMP	PAST NAT	MAIZ	INVERN ADA	SIST. TOT.	PAST IMP	PAST NAT	MAIZ	INVERN ADA
Recursos Renovables (R)														
Radiación Solar	46.72	46.72	46.72	46.72	46.72	2.47	5.54	1.93	4.21	3.95	24.08	24.08	24.08	24.08
Evapotranspiración	719.22	719.22	719.22	719.22	719.22	37.98	85.28	29.68	64.75	60.77	370.73	370.73	370.73	370.73
Energía química del viento	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.02	0.02
Ciclo de la tierra	343.77	343.77	343.77	343.77	343.77	18.16	40.76	14.19	30.95	29.04	177.20	177.20	177.20	177.20
Agua subterránea				14.83	44.63				1.34	3.77				7.64
Alimento				185.29					16.68					95.51
TOTAL R	719.22	719.22	719.22	734.05	763.86	37.98	85.28	29.68	66.09	64.54	370.73	370.73	370.73	378.38
Recursos No Renovables (NR)														
Suelo superficial	310.21	113.75	454.98	104.73	102.78	16.38	13.49	18.78	9.43	8.68	159.90	58.63	234.53	53.98
TOTAL R+NR	1029.43	832.97	1174.2	838.78	822	54.37	98.76	48.46	75.52	69.45	530.63	429.37	605.26	432.36
Materiales (M)														
Combustible	45.63		7.03		28.23	2.41	0.00	0.29	0.00	2.39	23.52		3.62	
Semillas/Alimento	251.14		6.68	197.95	11.44	13.26	0.00	0.28	17.82	0.97	129.45		3.44	102.04
Fertilizantes	470.16		781.99		81.12	24.83	0.00	32.27	0.00	6.85	242.35		403.09	
Agroquímicos	0.07		0.06		0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04		0.03	
Minerales				22.45	67.34				2.02	5.69	0.00			11.57
Edificios, Inst, Maq	13.13		59.29	8.38	51.25	0.69	0.00	2.45	0.75	4.33	6.77		30.56	4.32
TOTAL M	780.11	0	855.03	220.07	239.44	41.20	0.00	35.29	19.81	20.23	402.12		440.74	113.44
Trabajo y Servicios (S)														
Trabajo	6.72	6.72	2.52	12.46	11.9	0.35	0.80	0.10	1.12	1.01	3.46	3.46	1.30	6.42
Servicios	77.25	3.72	391.27	30.88	65.61	4.08	0.44	16.15	2.78	5.54	39.82	1.92	201.69	15.92
TOTAL S	83.97	10.42	393.79	43.34	77.41	4.43	1.24	16.25	3.90	6.54	43.28	5.37	202.98	22.34

Tabla 2. Evaluación y valoración emergética de dos ecosistemas seleccionados de la Península de Florida (adaptado de Bardi y Brown 2000).

(*) Afectado por su tiempo de recuperación. (**) sin contabilizar la contribución de la estructura geológica.

(1) \$= dólares EE.UU.

	VALOR EMERGETICO				VALOR ECONÓMICO
	E+12 seJ/ha-y		Em\$/ha-y		\$/ha (1)
	P.BOS(*)	P.HERB (*)	P.BOS(*)	P.HERB (*)	
Radiación solar	40.00	40	44	44	
Viento	4.00	4	5	5	
Lluvia	1170.00	1170	1217	1217	
Run-in	1170.00	1170	1223	1214	
Geologic input	5500.00	4950	5729	5156	
Transpiración	670.00	850	701	887	
Prod.Primaria Forraje	6170.00	5800	6430	6043	
Infiltración	760.00	720	787	754	
TOTAL R	6170	5800	6430.00	6043	
	E+12 seJ/ha		Em\$/ha		
Biomasa	309000	9000	321510	9065	
Materia Orgánica	544000	968000	566304	1 008 438	
Agua	500	1000	511	1139	
			888325**	1 018 641**	
VALOR TOTAL			1 081 230	1 030 727	Entre 112 500 y 187 000

La Tabla 3 muestra los índices seleccionados que se obtienen de relacionar los principales flujos emergéticos que contribuyen al sistema de ciclo completo de ganado en pastoreo. El subsistema pastura natural muestra el mayor índice de apropiación de energía (EYR) (80.8), a diferencia del de maíz (EYR=1.94), y el menor índice de carga ambiental (ELR) (0.17) entre los listados en Tabla 1. El subsistema maíz, en cambio, ejerce la mayor presión sobre el ambiente (ELR=2.37). El sistema integrado de ciclo completo de ganado en pastoreo muestra un EYR=3.73 y un ELR=0.55. Los principales productos comercializados en el mismo son los novillos junto con las vacas de descarte. Así, entonces, en el sistema integrado, una EER (índice de intercambio emergético) de 9.44 indica que la energía enviada al frigorífico es nueve veces mayor que la que recibe a cambio el productor en el pago del producto.

Tabla 3. Índices emergéticos seleccionados del ciclo completo de ganado en pastoreo en la Región Pampeana (Rótolo et al. 2007a y b).

	EYR	ELR	EER
Pastura implantada	2.19	1.63	
Pastura natural	80.79	0.17	
Maíz	1.94	2.37	2.67
Novillos (invernada)	4.22	0.50	
SISTEMA TOTAL	3.73	0.55	9.44

INTERPRETACIÓN Y DISCUSIÓN

Es necesario recordar que los estudios seleccionados tienen objetivos de análisis diferentes y que se realizaron en diferentes lugares, climas y niveles de complejidad. Sin embargo, sirven para el objetivo que persigue el presente trabajo, que es ilustrar en forma general el alcance del análisis emergético en el estudio y valoración de ecosistemas modificados por el Hombre.

El análisis emergético no sólo se enfoca en evaluar el uso de recursos (Tablas 1 y 2) y el comportamiento (i.e., salud y funcionamiento) del sistema (Tabla 3), sino que también expresa un "valor donante" basado sobre el trabajo del medioambiente (Tablas 1 y 2). El "valor donante" es el valor derivado de todos los ingresos al sistema que son necesarios para obtener el producto, a diferencia del "valor receptor" que deriva del valor que el beneficiario está dispuesto a pagar. Así, en un mismo análisis y según el objetivo que el investigador se plantee, se pueden obtener tanto los índices de sustentabilidad ambiental y funcionamiento como el valor emergético de los servicios y capital natural ofrecido por el sistema.

El valor emergético, expresado en "seJ", en Em\$ o, incluso, en %, refiere a la contribución ambiental directa o indirecta que ha recibido el producto a lo largo del proceso de producción.

Sólo a los efectos de ilustrar los alcances de la evaluación se divide esta sección en dos partes. La primera aborda los resultados presentados desde el punto de vista del análisis del uso de recursos y el comportamiento de un sistema determinado. La segunda interpreta el valor emergético de los componentes del sistema.

Evaluación emergética en el análisis de los servicios ecosistémicos

La evaluación emergética permite realizar un análisis detallado y a la vez integral del sistema. Por un lado, al analizar los componentes de los sistemas en forma individual se observa que dentro de las fuentes de energías renovables del sistema integrado de ciclo completo de ganado en pastoreo, la lluvia contribuye con 61% de la emergía total necesaria para operar el sistema (Tabla 1). Las lluvias en la Región Pampeana varían entre 1000 mm/año en el este y 500 mm/año en el oeste, y la cantidad de agua evapotranspirada es consecuencia de las mismas, por lo que estaríamos en este caso midiendo de manera indirecta su contribución al sistema. La lluvia es afectada por cambios en sistemas mayores y globales como la deforestación y el calentamiento global, y este valor puede orientar en las planificaciones regionales y nacionales para prevenir consecuencias no deseadas en las producciones (Rótolo et al. en prensa, b).

Entre los ecosistemas seleccionados de la Península de Florida, donde el promedio de precipitaciones es de 1300 mm/año, la producción primaria bruta es la que realiza la mayor contribución emergética a los sistemas. Según los valores individuales se observa que la erosión de la piedra caliza ("geological inputs") ocupa el segundo lugar en cuanto a su contribución al sistema. De acuerdo a los autores, la piedra caliza erosionada por la infiltración de agua es la que crea y mantiene el pantano. En cambio, la lluvia y la escorrentía se ubican en el tercer lugar. Así se infiere que un mismo recurso, la lluvia en este caso, si bien es abundante, al interactuar con otros recursos específicos de cada región contribuyen de manera diferente en el funcionamiento de los sistemas.

La evaluación emergética, que sigue un enfoque sistémico, tiene en cuenta el sistema mayor (en el espacio y en el tiempo) en el cual el sistema estudiado está incluido. De esta manera se evita contar dos veces aquellas contribuciones que provienen de una misma fuente y que sólo son vistas en el sistema mayor. Así, la emergía total requerida para obtener un determinado producto raramente es igual a la suma de todas las contribuciones emergéticas que participaron en el mismo. Por ejemplo las fuerzas directrices globales (e.g., el sol, la energía gravitacional y el calor geotérmico) interactúan para originar los flujos que inciden en los sistemas estudiados como el viento, la lluvia, los minerales, etc. (Odum 1996). Por lo tanto, estos se consideran co-productos de esas tres fuerzas directrices que actúan en conjunto. Cuando dos de estos co-productos inciden de manera simultánea en un sistema y generan un producto (i.e., pastura, novillo o grano), no se pueden sumar sus emergías porque sería contar dos veces su "costo de producción" (Rótolo et al. en prensa, b). Por lo tanto, sólo el flujo mayor se suma al total de emergía necesario para obtener el producto o servicio. Para los estudios seleccionados, los mayores flujos corresponden a la lluvia (Tabla 1) y a la producción primaria bruta (Tabla 2). Una situación diferente tiene lugar en relación al agua subterránea, la cual sí es sumada porque tiene influencias de afuera del área estudiada (Tabla 1). Si bien el agua subterránea no es totalmente un recurso renovable debido a su recarga lenta, en el trabajo de Rótolo et al. (2007a y b) se considera que la cantidad utilizada por los animales es recargada anualmente a lo largo de la cuenca. Así, entonces, en el caso del ciclo completo de ganado en pastoreo, una vez que se estudiaron los subsistemas, sus datos se integran para analizar el sistema total en donde todos los subsistemas interactúan. Por lo tanto, los datos del ciclo completo de ganado en pastoreo no es la suma de los diferentes subsistemas (Tabla 1).

En el caso de los ecosistemas de la Península de Florida se observa que la emergía de los flujos emergéticos locales de variación anual es igual a la que aporta la producción primaria bruta de ambos (Tabla 2). Al contabilizar el capital natural, éste se suma porque tiene influencia de una escala de tiempo mayor.

En la Tabla 3, la pastura natural en relación con los otros subsistemas muestra un EYR=81, lo cual indica que este subsistema se apoya más en el uso de recursos locales para la obtención del forraje que los otros del estudio. Por ende, sugiere en el largo plazo un riesgo potencial de desgaste de los servicios ecosistémicos que los mismos ofrecen, a pesar de que en el corto plazo puede favorecer la competitividad. Entonces, de continuar con esta línea de manejo, los recursos locales no serán capaces de sostener el proceso en el largo plazo. Este dato puede dar lugar a pensar en el beneficio que aportaría el hecho de invertir con intersiembra, fertilización, descanso, etc. sobre los recursos que ya están disponibles, y así también favorecer los mecanismos de reciclado y retroalimentación.

Sistemas que poseen un ELR=0 son aquellos en los que no existe la intervención humana (Brown y Ulgiati 2004). De esta manera, el maíz, en relación con los otros subsistemas, es el que ofrece la mayor carga sobre el sistema analizado, en particular a través del aporte realizado por los recursos no renovables locales vía el desgaste del suelo, y por los materiales y servicios provenientes de la sociedad.

Sin embargo, a la luz de los datos y los índices obtenidos a partir del análisis del sistema integrado ganadero se considera que este sistema utiliza los recursos naturales con una carga relativamente baja en el medioambiente local. Sin embargo, si se hace foco en los subsistemas de forma

individual, la pastura natural requeriría cierta intervención ya que muestra estar en riesgo en el futuro próximo. En consecuencia, esta posibilidad de tener al mismo tiempo una mirada amplia y reducida del sistema en estudio permite ajustar acciones sin perder de vista las consecuencias de las interacciones que el ajuste puede ocasionar.

De esta manera, los planes regionales deben apuntar a generar acciones que contemplen los requerimientos de los ecosistemas que lo integran. En este caso, asignarle importancia a la dinámica del componente que incide con mayor contribución emergética en los mismos (e.g., lluvia o producción primaria bruta), y sus servicios ecosistémicos relacionados que en diversa forma participan en cada ecosistema. En el caso de la Región Pampeana, políticas de mediano y largo plazo son necesarias y deberían estar orientadas a proteger aéreas boscosas y a impulsar el manejo agropecuario amigable con el ambiente (Rótolo et al. en prensa, b).

Evaluación emergética en la valoración de los servicios ecosistémicos

Por lo general, el dinero es utilizado para valorar la mayoría de los productos obtenidos por la interacción del sistema naturaleza-sociedad, sobre la base del concepto de mercado, que se refiere a lo que la gente desea pagar por el producto ("valor receptor"). El concepto utilizado en el análisis emergético es el de "valor donante", en el cual algo tiene valor en función de lo que fue invertido para realizarlo dentro de la cadena ambiental y socioeconómica de procesos metabólicos. Es una valoración más objetiva que la valoración de mercado. La medida de valor a través de la evaluación emergética es independiente de la oscilación dinámica del mercado, en la cual los precios varían de acuerdo a la abundancia o la escasez, o por los esfuerzos de publicidad (Rótolo et al. en prensa, a).

El concepto de valor en emergía indica cuánto del ambiente se ha invertido en la obtención de un producto, por lo general expresado en $\text{seJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. El valor emergético en dinero se obtiene cuando se relaciona la emergía requerida para obtener un producto o componente del sistema con la emergía que respalda cada unidad de dinero de un país. Este dato es necesario para obtener el índice de intercambio emergético o "emergy exchange ratio" (EER) y determinar cuan justa puede ser una transacción comercial para las partes involucradas. Sin embargo, también es utilizado para expresar el costo emergético de los componentes que intervienen en el sistema y tener una idea de expresión con semejanza monetaria (quizás más amigable que la expresión emergética en seJ, pero un poco más controvertida porque se diluye la idea del trabajo ambiental incluido en el producto) (Tablas 1 y 2).

Así entonces el valor de los recursos renovables del sistema ganadero está representado por el valor de la lluvia. El de los ecosistemas de la Península de Florida corresponde a la producción primaria bruta al que se le adiciona el calculado para el capital natural (biomasa, agua y materia orgánica) por tener diferente tiempo de recuperación que los servicios ecosistémicos analizados. Además, se observa el aporte emergético con que contribuyen los recursos naturales representados por la lluvia (a través de la evapotranspiración). Este Em\$ puede estimar el costo por reemplazar o recuperar las tasas de evapotranspiración que operan en el sistema en el tiempo. Así el valor emergético de cada uno de los componentes del sistema nos permite por ejemplo asumir su valor de reemplazo. De acuerdo a Brown y Bardi (2000) el precio de mercado de los pantanos generalmente refleja el costo para construirlos que incluye la compra de la tierra, la plantación, la construcción y el monitoreo. Estos son costos económicos que en realidad no reflejan el valor de

los servicios ambientales o de la estructura que se pierde. La Tabla 2 muestra lo que la sociedad pierde por cada ha de conversión de tierras. Asumiendo el valor económico más alto, éste sólo representa el 17% del valor de los servicios ecosistémicos y capital natural que se pierde con la eliminación del pantano.

Por otro lado, utilizando la tasa de conversión emergética del dinero en el índice de intercambio emergético (EER) permite evaluar el intercambio comercial. En el sistema de ciclo completo de ganado en pastoreo, la tasa EER de los novillos es 9, lo cual indica que el agricultor envía 9 veces más energía fuera del campo (incluida en el producto) que la que recibe acarreada por el dinero. Esta diferencia implica que no se compensa de manera equitativa la energía ofrecida por el sistema con la recibida en la transacción. Esta energía invertida en el novillo incluye la energía contribuida por la sociedad, en el caso de los insumos comprados, y por la naturaleza en el caso del suelo, la lluvia y el agua necesaria para los animales, el trabajo de las plantas para ciclar agua a través de la evapotranspiración, el control de la erosión que realiza una pastura establecida durante 5 años como parte de todo el sistema, etc. (Rótolo et al. en prensa, b). Este desbalance representa una comercialización poco justa ya que ayuda a que el sistema de agricultura y su región pierdan la capacidad natural de sostener el mismo nivel de producción en el largo plazo (Rótolo et al. 2007b; en prensa, b). Además, se observa el aporte energético con que contribuyen los recursos naturales representados por la lluvia (a través de la evapotranspiración).

Estos datos de valoración emergética del ecosistema y sus servicios asociados, al estar fuera de las preferencias del mercado y de determinadas generaciones, constituyen un dato más objetivo para contribuir a la elaboración de planes y políticas regionales de desarrollo.

PUNTOS RELEVANTES A MODO DE CONCLUSIÓN

- Los servicios ecosistémicos al ser parte del potencial natural de las regiones contribuyen a su bienestar. Debido a su compleja interacción dentro del mismo y con sistemas mayores, deben ser estudiados dentro de un contexto de sistemas.
- En la medida en que la intensificación y la expansión agrícola continúen o se agudicen, se hace cada vez más relevante valorarlos para entender la importancia de la participación de los servicios ecosistémicos que la sostienen. El análisis emergético se utilizó para estudiar la contribución de los servicios ecosistémicos.
- El análisis emergético es una metodología ecológico-termodinámica de valoración ambiental basada sobre la conversión de los flujos de energía, masa y dinero en una unidad común (Odum 1996). Estudia la organización de los sistemas termodinámicamente abiertos a través de un enfoque sistémico. Es decir que toma en cuenta las contribuciones de la naturaleza y de la sociedad para la obtención de un producto considerando la totalidad del sistema en donde ese producto es producido. Así es una evaluación de largo plazo y valoración más realista del costo de un producto para la sociedad y para la naturaleza, y provee una base holística para realizar políticas y tomar decisiones de manejo capaces de procurar la sustentabilidad de la región en el largo plazo (Rótolo et al. en prensa, a).

- Los ejemplos presentados en este trabajo también muestran que la evaluación emergética posibilita no sólo determinar o evaluar el comportamiento del sistema, su capacidad de carga y/o el uso de los recursos necesarios para la obtención de un determinado producto, sino también a cada componente que contribuye al producto final. La evaluación emergética muestra ser una valoración objetiva ya que es independiente de las preferencias del mercado. Además, expone la posibilidad de ajustar el foco de abordaje (e.g., estudia el sistema pero a la vez identifica el funcionamiento de los subsistemas) en un mismo análisis dejando lugar para modelar escenarios futuros sin perder de vista las interacciones.
- Estos datos pueden colaborar para la toma de decisiones en una planificación regional acorde con las necesidades ambientales y sociales de la misma y de su inserción e implicancia en el ambiente y sociedad nacional.

BIBLIOGRAFÍA

- Bardi, E. y M.T. Brown. 2001. Emergy Evaluation of Ecosystems: a basis for environmental decision making. Pp. 81-98 en: Brown, M.T. (ed). Emergy Synthesis: Theory and applications of the emergy methodology. Proceedings of a conference held at Gainesville, FL September 1999. The Center for Environmental Policy, University of Florida. Gainesville. EE.UU.
- Bell, S. y S. Morse. 1999. Sustainability indicators. Measuring the inmeasurable. Earthscan Publications. London. UK. Pp. 192.
- Brown, M.T. y S. Ulgiati. 2004. Emergy Analysis and Environmental Accounting. Pp. 329-354 en: Cleveland. C. (ed.). Encyclopedia of Energy, Academic Press, Oxford, UK.
- Brown, M.T., S. Brandt-Williams, D. Tilley y S. Ulgiati. 2000. Emergy synthesis: an introduction. Pp. 1-14 en: Brown, M.T. (ed). Emergy Synthesis: Theory and applications of the emergy methodology. Proceedings of a conference held at Gainesville, FL September 1999. The Center for Environmental Policy, University of Florida. Gainesville. EE.UU.
- Campbell, D. 2001. An energy system analysis of constrains on economic developments. En: Ulgiati, S. (ed.). Advances in Energy Studies: Exploring supplies, constrains, and strategies. Servizi Grafici Editoriali. Padova. Italy.
- Daily, G.C. 1997. Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press. Washington, D.C. EE.UU. Pp. 392.
- 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.
- Franzese, P.P., T. Rydberg, G. Russo y S. Ulgiati. 2007. Fifth Bienial Advances in Energy Studies: "Perspectives on Energy Future". Portovenere, Italia.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Odum, H.T. 1996. Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making. John Wiley & Sons, Inc. New York, EE.UU. Pp. 369.
- Rótolo, G.C. y C. Francis. 2008. Los servicios ecosistémicos en el corazón agrícola de Argentina. Ediciones INTA. Miscelánea 44. Pp. 21.
- Rótolo, G.C., C. Francis y S. Ulgiati. En prensa (a). Emergy: a new approach to environmental accounting. En: Tow, P. et al. (eds.). Rainfed farming systems. Springer.
- Rótolo, G.C., C. Francis y S. Ulgiati. En prensa (b). Rainfed agroecosystems in South America: evaluation of performance and environmental sustainability. En: Tow, P. et al. (eds.) Rainfed farming systems. Springer.

- Rótolo, G.C., T. Rydberg, G. Lieblein y C. Francis. 2007a. Emergy evaluation of grazing cattle of Argentina's Pampas. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 119:383-395.
- Rótolo, G.C., T. Rydberg, G. Lieblein y C. Francis. 2007b. Hidden value in the steers of Argentina's Pampas. En: Brown, M.T. (ed). *Emergy Synthesis: Theory and applications of the emergy methodology*. Proceedings of a conference held at Gainesville, FL September 1999. The Center for Environmental Policy, University of Florida. Gainesville. EE.UU.
- Rydberg, T., G. Gustafson y W. Boonstra. 2007. Farming in prosperous way down- a systems ecology approach. En: Brown, M.T. (ed). *Emergy Synthesis: Theory and applications of the emergy methodology*. Proceedings of a conference held at Gainesville, FL September 1999. The Center for Environmental Policy, University of Florida. Gainesville. EE.UU.
- Ulgiati, S., S. Bargigli y M. Raugei. 2007. An emergy evaluation of complexity, information and technology, towards maximum power and zero emissions. *Journal of Cleaner Production* 15:1359-1372.

Capítulo 28

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: UN MARCO CONCEPTUAL EN CONSTRUCCIÓN. ASPECTOS CONCEPTUALES Y OPERATIVOS

Alice Altesor, María P. Barral, Gisel Booman, Lorena Carreño, Estela Cristeche,
Juan P. Isacch, Néstor Maceira y Natalia Pérez

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: ¿PARA QUÉ?

América Latina en general, y Argentina en particular, se caracterizan por poseer economías basadas sobre la exportación de grandes volúmenes de unos pocos productos con valor agregado bajo. Este tipo de exportaciones tiene poca capacidad de generación de empleo y ejerce una demanda fuerte sobre los recursos naturales. El capital natural del cual proviene se encuentra amenazado seriamente. Las amenazas se asocian a la erosión de la biodiversidad, a la degradación de los suelos, a la contaminación del agua, a la deforestación y a la desertificación, entre otros aspectos. La proporción baja de áreas protegidas en el territorio argentino subraya la importancia de alcanzar sistemas productivos y de uso de la tierra que conserven el capital natural como base productiva de la sociedad.

Las condiciones económicas y ambientales señaladas y un reciente, aunque promisorio, desarrollo conceptual y metodológico acerca de los servicios ecosistémicos (SE) evidencian la necesidad de aplicar este enfoque. El concepto de SE representa una aproximación integral para incorporar la dimensión ambiental en la toma de decisiones, planificar el uso de la tierra y promover el bienestar humano. También favorece la articulación entre el sistema científico y los tomadores de decisiones, públicos y privados, lo que hace posible la resolución de conflictos sobre bases más objetivas.

El concepto de SE puede inducir al sistema científico a investigar de un modo diferente, a favorecer el diálogo entre disciplinas en búsqueda de visiones integradoras, a concentrar esfuerzos, a desarrollar sinergias y a estrechar los vínculos entre el sistema científico y la sociedad. Plantea desafíos de desarrollo conceptual y metodológico no sólo en las disciplinas de las ciencias naturales sino también en las ciencias sociales como Economía, Derecho y Sociología.

DEFINICIONES

Durante la última década se ha incrementado el número de trabajos que discuten el concepto de SE en busca de definiciones claras y operativas. Las primeras definiciones fueron planteadas por Ehrlich y Mooney (1983); luego, Daily (1997) definió los SE como "las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas sostienen y satisfacen la vida humana." Costanza et al. (1997) hablan de "los beneficios que las poblaciones humanas obtienen directa o indirectamente de las funciones ecosistémicas." Algunos años más tarde, como parte de un esfuerzo internacional que involucró a más de 1300 científicos de diferentes países, se definieron a los SE como los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos y contribuyen a hacer la vida posible y también digna (MA 2003). En este informe se propuso una clasificación de los SE en cuatro grandes grupos. Se agruparon como "servicios de provisión" a los productos obtenidos de los ecosistemas (e.g., madera, agua potable, fibras, etc.). Los procesos ecosistémicos (e.g., la regulación climática e hídrica, la polinización, etc.) se reunieron como "servicios de regulación". Los beneficios no materiales (e.g., la recreación, la educación, la estética, etc.) fueron asociados como "servicios culturales". Por último, todos aquellos procesos necesarios para la producción del resto (e.g., la productividad primaria, la formación de suelo y el ciclado de nutrientes) fueron definidos como "servicios de soporte".

Diversos autores, como Boyd y Banzhaf (2007) y Wallace (2007), advierten sobre la ambigüedad de estas definiciones, que resultan poco operativas para el desarrollo de ejercicios de contabilidad. Una diferencia importante entre la definición de Boyd y Banzhaf y las enunciadas anteriormente es la distinción entre los servicios ecosistémicos y los beneficios derivados de ellos. Por ejemplo, la recreación, con frecuencia considerada un servicio ecosistémico, de acuerdo a estos autores constituye más bien un beneficio que se deriva de la combinación de factores múltiples: capital natural, infraestructura, capital humano, capital social, etc. Por lo tanto, al basarse sobre esta distinción que marcan Boyd y Banzhaf (2007), Fisher et al. (2009) postulan como SE sólo a “aquellos aspectos de los ecosistemas que son utilizados ya sea activa o pasivamente en aras del bienestar humano.” Esto último indica que las funciones o procesos constituyen servicios en la medida que existan humanos que se beneficien de los mismos. Sin beneficiarios humanos no hay servicios (Fisher et al. 2009). También es importante considerar la complejidad de interacciones entre funciones ecosistémicas, servicios y beneficios derivados. Una misma función ecosistémica puede proveer más de un servicio y, a su vez, un servicio puede asociarse a más de un beneficio, y viceversa; es decir, un beneficio dado puede ser producto de la interacción de varios servicios ecosistémicos. En este contexto, Fisher et al. (2009) plantean una distinción entre servicios intermedios y finales en dependencia de su vínculo indirecto o directo en la provisión de un beneficio a la población humana. Por ejemplo, la productividad primaria neta aérea (PPNA) es un proceso ecosistémico (SE intermedio) a partir del cual se produce forraje y secuestro de carbono (SE finales) (Figura 1b). Estos servicios finales, a su vez, proveen beneficios directos al ser humano. A partir de la producción de forraje se obtiene carne y leche (bienes tangibles y apropiables) para cuya obtención es necesaria la mano de obra humana. El secuestro de carbono, constituye otro SE final asociado al mismo SE intermedio, la PPNA. El secuestro de carbono provee un beneficio intangible y no apropiable, la regulación climática, en este caso el beneficio no incluye otras formas de capital.

La identificación de una propiedad ecosistémica como servicio es contextual y depende del beneficio al cual contribuye. Así, por ejemplo, la PPNA también puede ser un SE final si el beneficio es la madera. La estructura del ecosistema también es un servicio en la medida que provee la plataforma desde la cual suceden/se desarrollan los procesos ecosistémicos (Fisher et al. 2009). Esto no significa que estructura, función y servicios sean sinónimos (ver Caja 1), los servicios ecosistémicos sólo existen en función del bienestar humano. En este libro se utilizan distintas definiciones y clasificaciones de servicios ecosistémicos; esta heterogeneidad refleja el proceso de construcción del término y el debate que subyace entre los científicos para tornar operativo un marco conceptual a ser aplicado en distintos contextos de toma de decisiones y con distintos propósitos (Costanza 2008, Fisher et al. 2009). Un punto de partida fundamental es avanzar en la comprensión y cuantificación del vínculo entre las propiedades ecosistémicas y los beneficios que proveen.

Caja 1. Glosario

Estructura del ecosistema: componentes bióticos (plantas, animales y descomponedores) y abióticos (agua, atmósfera y minerales del suelo).

Funcionamiento ecosistémico: procesos y aspectos dinámicos de los ecosistemas. Incluyen el flujo de energía y la circulación de materiales.

Beneficios: bienes (o productos tangibles como madera, leche, carne, granos) y servicios (no tangibles como recreación, regulación climática) que los humanos obtienen de los ecosistemas y que pueden incluir otras formas de capital (e.g., capital físico, humano, etc.).

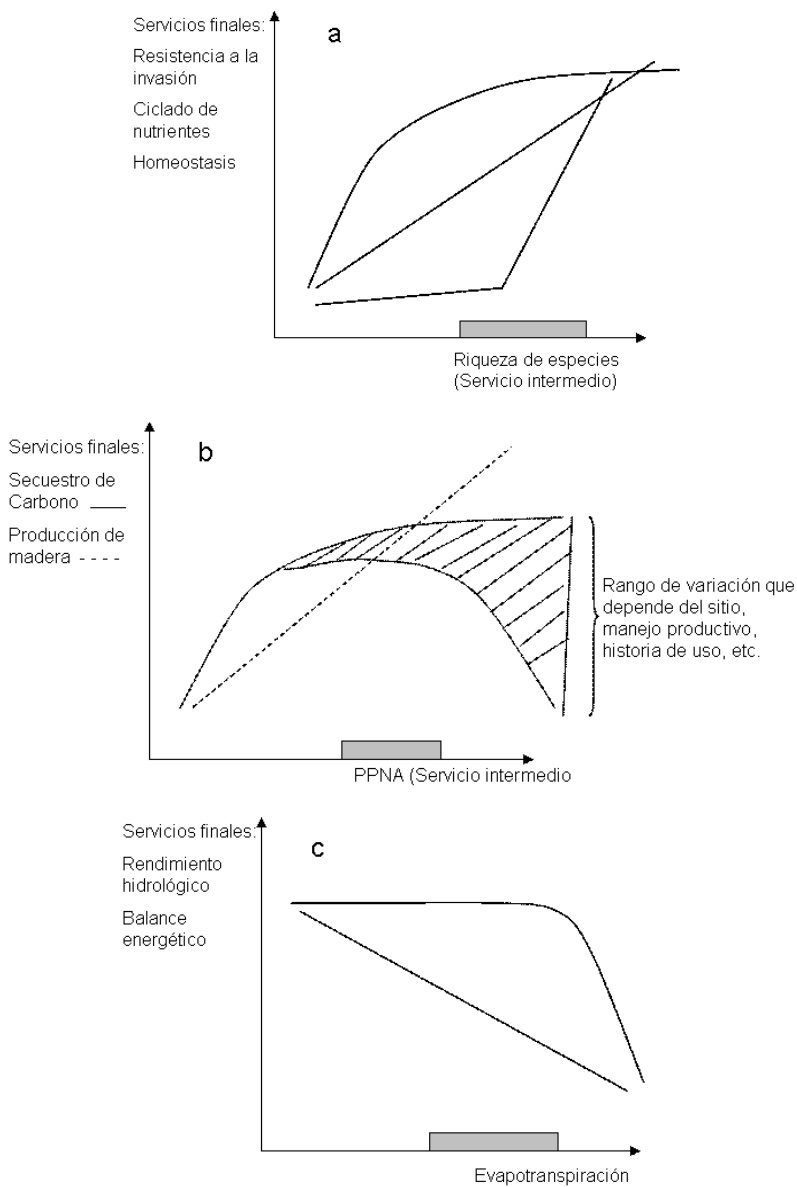
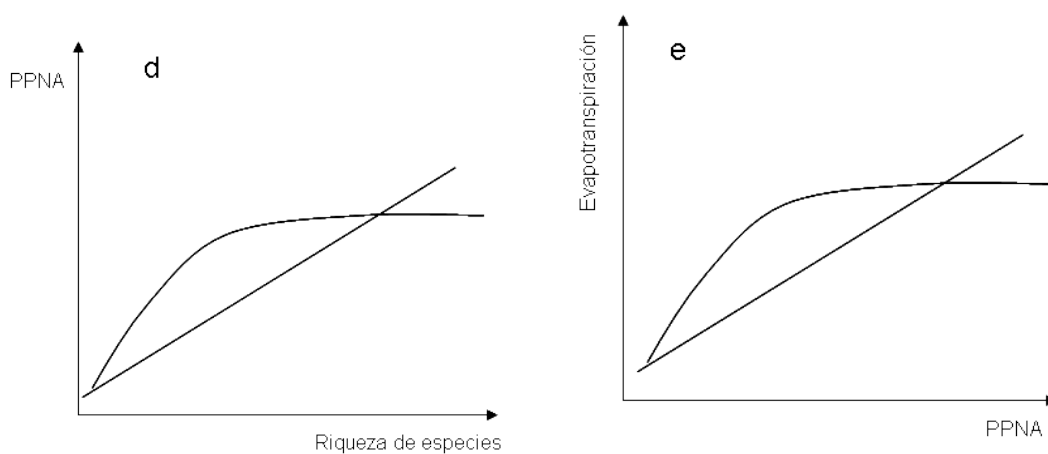


Figura 1. Relaciones entre estructura, procesos y servicios. Relaciones entre servicios intermedios y servicios finales (a, b, c).

Interacciones entre servicios ecosistémicos intermedios (d y e).

En (a) se muestra la relación funcional entre la riqueza de especies y diversos servicios ecosistémicos finales como la resistencia a la invasión, el ciclado de nutrientes y la homeostasis o estabilidad ecosistémica. Los beneficios que obtiene la población humana de estos servicios son: control de plagas y enfermedades, fertilidad del suelo, control de la erosión, control climático y protección contra eventos de sequía. En (b) se representan las funciones correspondientes a la relación Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) vs Secuestro de Carbono (—) y producción de madera (- - -); los beneficios son la provisión de madera y la regulación climática. En (c) se representa la relación entre la evapotranspiración y dos servicios ecosistémicos finales: el rendimiento hidrológico y el balance energético; los beneficios son la provisión de agua para beber, irrigación, energía hidroeléctrica, recreación y control climático. (d) Dos posibles tipos de relación entre riqueza de especies y productividad primaria neta. (e) Se muestran dos posibles tipos de relación entre PPNA y evapotranspiración.

En a, b y c se indica con una barra gris el rango de valores del sistema natural de referencia de la variable independiente.



RELACIONES FUNCIONALES: ¿QUÉ SABEMOS Y QUÉ NOS FALTA CONOCER?

La comprensión de los fenómenos ecológicos provee la base para resolver los conflictos entre el Hombre y la naturaleza (Odum 1969). El vínculo entre la estructura y funcionamiento del ecosistema y el nivel de provisión de un servicio determina una relación funcional (funciones de producción) (Daily et al. 2000, 2009). Hasta el momento se han desarrollado fundamentalmente aquellas funciones que relacionan procesos ecosistémicos con servicios agropecuarios (e.g., la función que relaciona la PPNA y la producción de forraje). Sin embargo aún queda mucho por conocer acerca de las interacciones y las dependencias entre componentes y procesos ecosistémicos, así como de sus relaciones con muchos servicios menos estudiados. En la Figura 1 se ejemplifican relaciones funcionales entre servicios ecosistémicos intermedios y finales. Por ejemplo, en la Figura 1a se muestra la relación funcional entre la riqueza de especies y dos servicios ecosistémicos finales: la resistencia a la invasión de la cual la humanidad obtiene protección contra plagas y enfermedades (beneficios), y la homeostasis o estabilidad en las propiedades ecosistémicas (Hooper et al. 2005), que redundará en varios beneficios como el control climático y la provisión de alimentos. En la Figura 1c se representan posibles relaciones funcionales entre un SE intermedio, la evapotranspiración y dos servicios ecosistémicos finales: el rendimiento hidrológico y el balance energético. En este caso, los beneficios son la provisión de agua para beber, irrigación, energía hidroeléctrica, recreación y control climático.

Otro aspecto ejemplificado en las Figuras 1d y 1e es la complejidad de interacciones entre estructura, procesos y servicios. Estas interacciones en su mayoría no son lineales, son sensibles a procesos de retroalimentación, poseen tiempos de retardo y son difíciles de predecir. En general, sus resultados dependen de la escala de observación y, en muchos casos, son graduales hasta que alcanzan un umbral a partir del cual los cambios pueden ocurrir de forma brusca (Scheffer et al. 2001). Acerca de algunas de estas interacciones existen distintas hipótesis o modelos sobre los cuales nos basamos para los esquemas; sin embargo, otras no han sido estudiadas aún.

También queda en evidencia que, en muchos casos, la provisión de un servicio ecosistémico afecta de manera negativa el suministro de otros servicios, como se puede observar en la Figura 1b. Por ejemplo, la PPNA se relaciona de forma positiva con la provisión de madera; no obstante, con el

secuestro de carbono esta relación puede tornarse negativa y posee un rango de incertidumbre amplio que dependerá de un conjunto de factores (e.g., características del sitio, manejo productivo, etc.). De esta manera, distintos beneficios derivados del mismo proceso ecosistémico pueden estar en conflicto [Balvanera et al. (Cap. 2), Fisher et al. 2009]. Este aspecto adquiere mayor relevancia cuando, además, alguno de esos beneficios constituye un bien comercializable (e.g., madera) y otros, en cambio, no son apropiables y podrían no ser percibidos por parte de la población (e.g., la regulación climática).

La caracterización de las relaciones funcionales entre propiedades ecosistémicas y servicios permite identificar umbrales y riesgos que hagan posible la toma de decisiones de manejo sobre bases objetivas. Es responsabilidad del sistema científico evaluar los impactos de los actos humanos sobre los ecosistemas, así como su “resiliencia” o capacidad de absorber perturbaciones y regresar al estado estacionario. Como resultado de la pérdida de resiliencia, el sistema puede cambiar inesperadamente de estado ante un evento (e.g., una sequía, una inundación, un incendio o la invasión de una maleza) que en circunstancias previas no había generado tal efecto. Una vez que sucede algo así, el regreso a la situación anterior no se produce necesariamente por el mismo camino; a esto se le denomina “histéresis” (Beisner et al. 2003). Este tipo de fenómenos compromete de manera importante la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios.

Profundizar en el conocimiento acerca de las funciones que relacionan estructura y funcionamiento ecosistémico con la provisión de servicios es un desafío importante para la comunidad científica. La posibilidad de identificar, describir y cuantificar la provisión de servicios ecosistémicos desde el punto de vista biofísico constituye un punto de partida imprescindible para la toma de decisiones. El sistema científico debería proporcionar a los gestores instrumentos de seguimiento apropiados que permitan una evaluación rápida de las condiciones actuales y de los cambios observados en los ecosistemas, su salud y su integridad ecológica. Para ello, las comparaciones de las tendencias entre los ecosistemas dentro de las áreas protegidas y sus entornos inmediatos sometidos a distintos usos permiten el desarrollo de sistemas de alarma que pueden detectar tendencias, amenazas o situaciones de riesgo. Esta posibilidad resalta la importancia de las áreas protegidas como sistemas de referencia para obtener información valiosa para el manejo de los recursos naturales.

APROPIACIÓN Y USO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: CONFLICTOS Y DESAFÍOS

En el apartado anterior hemos desarrollado la importancia de la identificación y cuantificación de los SE, el siguiente desafío es incorporarlos en los procesos de toma de decisiones [ver Paruelo et al. (Cap. 31 de este libro)]. El vínculo entre la naturaleza, los SE, los valores, las instituciones y las decisiones es muy complejo y dependiente del contexto social y político en el que se desarrolle (Daily et al. 2009). El concepto de SE sugiere la importancia de los aspectos biológicos, sociales y culturales; sin embargo, su estudio, en general, no ha sido abordado de una manera interdisciplinaria. Es necesario un enfoque multidisciplinario y multiactoral para comprender el uso, el acceso y el conflicto en torno a los SE [Quetier et al. 2007, Balvanera et al. (Cap. 2 en este libro)].

A continuación exponemos algunos aspectos que consideramos importantes a tener en cuenta en este análisis.

a) Toda intervención implica cambios en la magnitud y sentido de los niveles de provisión de SE. Es importante destacar, además, que existen compromisos entre los niveles de provisión de dichos servicios (ver Figura 1). En muchos casos, al maximizar algunos servicios se afecta de forma negativa a otros, y esto puede suceder en distintas escalas espaciales y temporales (Balvanera et al. en este libro) y tener distintas consecuencias sobre diferentes actores sociales. Las intervenciones humanas para el aprovechamiento productivo de los ecosistemas, ya sea al reemplazar la vegetación (i.e., agricultura o forestación) o al modificar el régimen de disturbios (i.e., ganadería) alteran la capacidad de los mismos para proveer servicios. Entonces aparecen compromisos o sinergias entre servicios con los distintos usos del suelo (ver Figura 2).

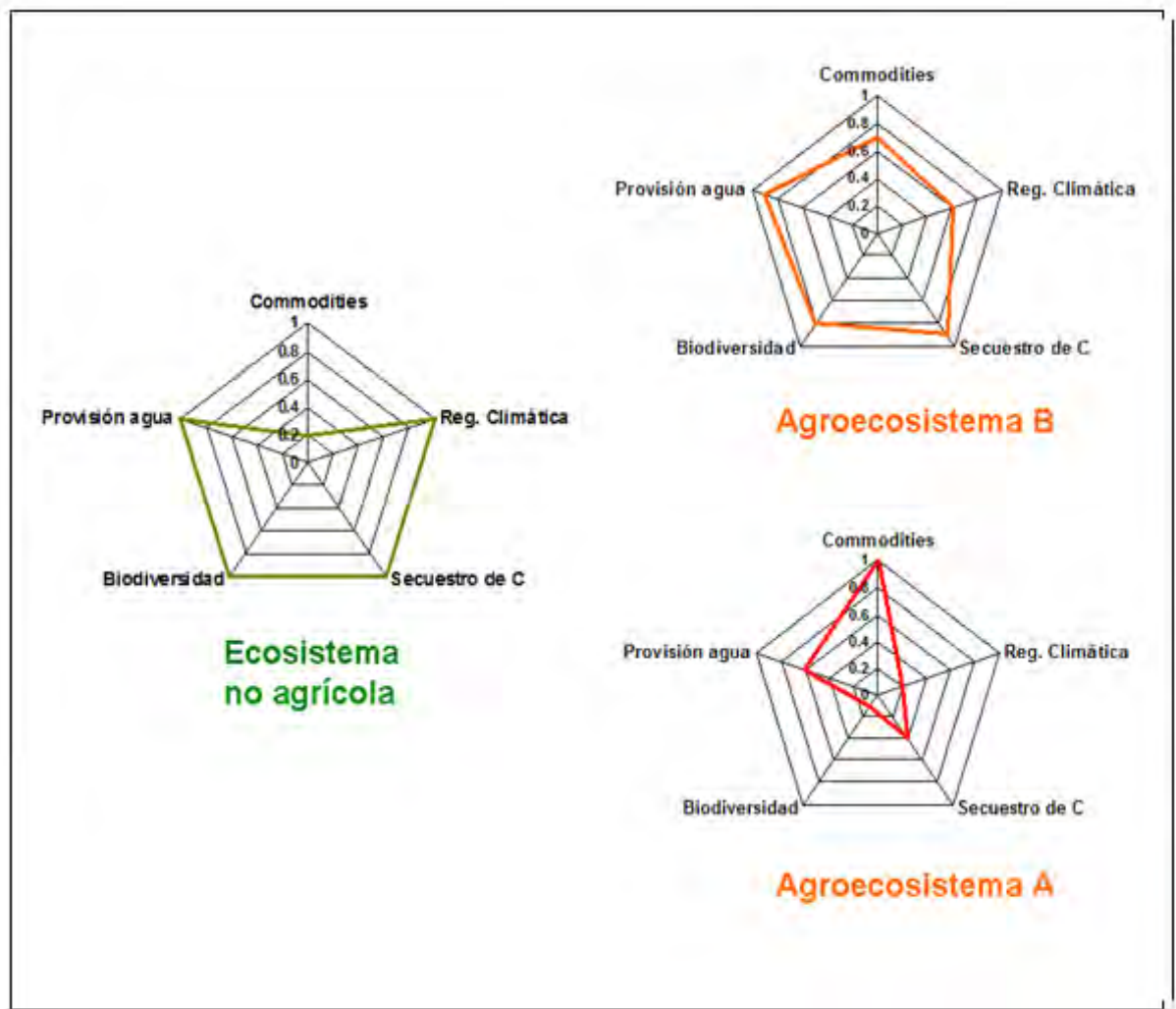


Figura 2. El esquema muestra tres tipos de ecosistemas: No agrícola, donde se maximizan servicios y bienes ecosistémicos de apropiación fundamentalmente pública; Agroecosistema A, donde se maximiza la producción de commodities de apropiación fundamentalmente privada y Agroecosistema B donde se maximiza la sustentabilidad ecológica, ambiental y social. En cada caso se muestran los compromisos en la provisión de diferentes servicios ecosistémicos. Consultar la versión a color en el Cap. 33.

b) Es fundamental considerar las escalas espacio-temporales ya que la provisión de SE es muy dinámica y heterogénea en el espacio. Nes y Scheffer (2005) señalan la importancia de mantener la heterogeneidad de parches en el uso del suelo para amortiguar fenómenos de histéresis y cambios catastróficos en los servicios. En el contexto de la transformación agrícola de Latinoamérica esto significa poner particular atención a la indiscriminada expansión de los monocultivos.

Con la idea de incorporar los aspectos territoriales al análisis de los servicios, Fisher et al. (2009) proponen una categorización de los servicios de acuerdo al sitio de provisión y alcance de sus beneficios. Así consideran SE "in situ" cuando la provisión y el beneficio están acotados a una misma localidad, "omnidireccionales" cuando el servicio es provisto en un lugar pero sus beneficios se extienden en distintas direcciones, y "direccional" cuando el beneficio está claramente dirigido en cierta dirección de flujo, como, por ejemplo, la protección contra inundaciones o derrumbes en las partes bajas de una cuenca.

c) Reconocer e identificar los distintos actores involucrados. En ese sentido, Scheffer et al. (2000) identifican "afectadores" y "beneficiarios" de los servicios ecosistémicos. A través de sus actividades, los "afectadores" pueden alterar de manera negativa el nivel de provisión de un servicio. Los beneficiarios son quienes directa o indirectamente consumen o utilizan los SE. En algunos casos, los mismos actores podrían ser afectadores y beneficiarios, como en el caso de aquellos productores familiares que viven en el mismo lugar que explotan productivamente. En estos casos se puede ejercer un retrocontrol que permite la explotación de los recursos sin afectar de forma severa la provisión de otros servicios involucrados [Paruelo (Cap. 5)]. Sin embargo, lo más frecuente parecería ser que los afectadores y beneficiarios no coincidan en su identidad y ni siquiera vivan en el mismo sitio. Tal es el caso de la agricultura industrial o las plantaciones forestales que usualmente son propiedad de empresas multinacionales sin vínculo territorial con los sitios transformados.

d) Considerar que los SE no son "commoditizables" (i.e., que su producción y consumo están ligados de manera territorial). Esto determina que no puede protegerse la biodiversidad en un área y transformar por completo otra ya que el elenco de especies será distinto. Tampoco puede comprometerse la provisión de agua o el valor escénico de un área suponiendo que será compensada con la protección de otra. El diseño de paisajes complejos capaces de proveer un mínimo socialmente aceptable de los SE más relevantes es un aspecto prioritario.

e) La valoración de los servicios ecosistémicos ha sido planteada como una contribución potencial en la toma de decisiones para el desarrollo de sistemas sostenibles (Farber et al. 2002). El concepto de servicios ecosistémicos ha sido desarrollado en parte como sustento de esta valoración (Fisher y Turner 2008).

Varios capítulos de este libro desarrollan diferentes enfoques para cuantificar y valorizar a los SE. Algunos métodos son complementarios y otros no, lo cual refleja, entonces, algunas de las controversias más notorias sobre el tema.

Un agrupamiento en función de los objetivos y los enfoques desarrollados identifica varios grupos.

a) Un primer grupo reúne los trabajos que contribuyen a la identificación y cuantificación de aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas (servicios intermedios y/o finales) y a la

evaluación de los impactos promovidos por los cambios en el uso del suelo. Orúe et al. (Cap. 10) desarrollan un modelo orientado a cuantificar y mapear la función de filtrado para la provisión de agua limpia de la vegetación ribereña y los humedales en la Región Pampeana. Isacch et al. (Cap. 23) identifican los SE de las marismas del Atlántico Sudoccidental; Kandus et al. (Cap. 11) desarrollan un enfoque hidrogeomórfico para la revisión de los servicios provistos por los humedales en Argentina. Lara y Urrutia (Cap. 3) enfocan su capítulo sobre los SE provistos por los bosques nativos en Chile. Codesido y Bilenca (Cap. 22) analizan la riqueza de aves en respuesta al cambio de uso del suelo.

b) Con mayor énfasis en los aspectos metodológicos y utilizando distintos criterios funcionales para la evaluación ambiental, se agrupan los capítulos de Barral y Maceira (Cap. 19), Achinelli et al. (Cap. 21), Viglizzo et al. (Cap. 1) y Paruelo et al. (Cap. 6).

c) Somma et al. (Cap. 18) y Dagnino et al. (Cap. 14) incorporan criterios sociales a la evaluación biofísica y en el capítulo de Cisneros et al. (Cap. 24) se agregan también elementos económicos a la evaluación. Laterra et al. (Cap. 16) desarrollan un modelo (ECOSER) que incorpora tanto aspectos biofísicos y socioeconómicos espacialmente explícitos para la evaluación de los SE. Vicente et al. (Cap. 25) desarrollan una metodología para la evaluación de los reservorios de carbono y de los costos económicos para evitar el desmonte para la expansión agrícola. Laclau (Cap. 26) también desarrolla un modelo de simulación de secuestro de carbono, evaluando los beneficios económicos bajo diferentes manejos forestales, pero de bosques implantados.

d) El análisis de los impactos del cambio en el uso del suelo, ha sido documentado por Jobbágy (Cap. 7) para los servicios hídricos en la llanura Chaco-Pampeana. También fue evaluada la dinámica del carbono bajo distintos usos del suelo [Caride et al. (Cap. 20)] y las comunidades de aves en respuesta al impacto de la expansión agrícola en la Región Pampeana [Zaccagnini et al. (Cap. 8)].

e) Otro grupo de trabajos abordaron aspectos conceptuales acerca de cómo valorar los SE e incorporarlos en los procesos de toma de decisiones y ordenamiento territorial. El trabajo de Grau et al. (Cap. 17) discute, a través de dos estudios de caso, el conflicto entre formas tradicionales de uso del suelo y la expansión agroganadera y la relevancia de la escala espacial del análisis. En dos artículos se reflexiona acerca de la ley de bosques: Quispe y Lottici (Cap. 13) resaltan la importancia del pago por servicios ecosistémicos, mientras que Moricz et al. (Cap. 15) subrayan las distintas racionalidades desde las cuales la sociedad se relaciona con la naturaleza.

Aparecen dos enfoques contrastantes en la valoración de los SE. Por un lado, el que resulta de la "demanda" (i.e., valor de mercado, valor de reemplazo, valor contingente, costo de viaje, etc.), y por otro, el enfoque que valora los servicios desde la "oferta" (sobre la base del trabajo y/o de la energía incorporada a esos servicios). El capítulo de J.A. Gobbi (Cap. 12) desarrolla el concepto de pago por servicios ecosistémicos (PSE), y resalta sus virtudes como mecanismo de conservación frente a la adopción de medidas legales de regulación del uso de la tierra. La mayoría de los mercados se han implementado en torno a cuatro SE que son la protección de recursos hídricos y de la biodiversidad, la captura de carbono y la belleza escénica. Se señalan las experiencias desarrolladas en América Latina, de las cuales existe escasa información acerca de sus impactos sobre la conservación. Balvanera et al. (Cap. 2) analizan varios ejes de discusión en torno a los PSE como la inclusión o no de objetivos sociales en los programas, sus consecuencias

en términos de tenencias y derechos sobre bienes que habiendo sido públicos pueden tornarse transables y sus impactos sociales. El enfoque económico de valoración ambiental es insuficiente para predecir características de los ecosistemas como pueden ser la estabilidad en el largo plazo o la degradación física de bienes naturales [Viglizzo et al. (Cap. 1)].

Paruelo (Cap. 5) también aborda de una manera crítica la valoración económica de los SE, y señala dificultades de distinta índole. Por un lado, la poca información que existe acerca de las funciones de producción (i.e., las relaciones entre estructura y funcionamiento ecosistémico y el nivel de provisión de un servicio). Por otra parte, las consecuencias de asumir una lógica de costo-beneficio no sólo excluye tácitamente de la toma de decisiones a los sectores con menor poder económico y político, sino que somete las decisiones sobre uso del territorio a las fluctuaciones del mercado. Paruelo también señala aspectos conceptuales vinculados a la teoría del valor (Marx 2008), no transferible al caso de los SE que no incorporan trabajo humano. En este sentido, los capítulos de Ferraro (Cap. 9) y de Rótolo (Cap. 27) incorporan un enfoque termodinámico en la valoración de los servicios, lo cual constituye una alternativa interesante de valoración partiendo de la "oferta". El cálculo de la emergía (i.e., la energía incorporada en la provisión de un bien o servicio) permite el uso de una "moneda común" para la valoración de distintos SE, la unidad de energía solar (emjoules). Su uso facilita las comparaciones entre sistemas muy subsidiados (e.g., los sistemas agroindustriales) y sistemas naturales o seminaturales. Este tipo de análisis, sin embargo, tampoco incorpora la dimensión social (ver capítulo de Paruelo en este libro).

CONCLUSIONES

La difusión de la idea de los SE está asociada a la expectativa y a la necesidad de tornar operativo el concepto para la resolución de conflictos ambientales o para la evaluación de las consecuencias de los cambios en el uso del territorio. A fin de lograrlo se debe dar prioridad a los aspectos que figuran a continuación.

- a) Definir las funciones de producción de los beneficios y servicios finales a partir de los procesos ecosistémicos y las funciones de afectación (i.e., el cambio en el nivel de un proceso ecosistémico o servicio en función de los principales factores de estrés o de perturbación). Para ello es fundamental el desarrollo y profundización de la investigación ecológica.
- b) El enfoque "multiactorial" implica reconocer la multiplicidad de actores involucrados y, además, su enorme heterogeneidad en términos de sus poderes económicos y políticos.
- c) Considerar el carácter territorial y escala-dependiente de la mayoría de los servicios ecosistémicos, en particular de los intangibles y no apropiables. En la mayoría de los casos, el agotamiento en la provisión de un servicio en un lugar dado no puede ser remediado a través de su "importación" de otro sitio.

BIBLIOGRAFÍA

- Beisner, B.E., D.T. Haydon y K. Cuddington. 2003. Alternative stable states in ecology. *Front. Ecol. Environ.* 1:376-382.
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- 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. (ed.). 1997. Introduction: What are ecosystem services. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- 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, 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.
- Ehrlich, P.R. y H.A. Mooney. 1983. Extinction, substitution, and ecosystem services. *Bioscience* 33:248-254.
- Farber, S., R. Costanza y M. Wilson. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41:375-392.
- Fisher, B., R.K. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Fisher, B. y R.K. Turner. 2008. Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation* 141:1167-1169.
- Hooper, D.U., F.S. Chapin III, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3-35.
- Marx, K. 2008. *Crítica de la economía política*. Ed. Claridad. Buenos Aires. Pp. 138.
- MEA. 2003. *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being: our human planet*. Island Press. Washington, D.C. EE.UU.

- 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* 84-85:17-27.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Scheffer, M., W. Brock y F. Westley. 2000. Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis. *Ecosystems* 3:451-471.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke y B. Walker. 2001. Catastrophic Shifts in Ecosystems. *Nature* 413, 6856:591-96.
- Van Nes, E.H. y M. Scheffer. 2005. Implications of spatial heterogeneity for regime shifts in ecosystems. *Ecology* 86:1797-1807.
- Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.

Capítulo 29

COMPLEJIDAD DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ESTRATEGIAS PARA ABORDARLA

Santiago Verón, Esteban Jobbágy, Ignacio Gasparri, Patricia Kandus, Marcos Easdale, David Bilenca, Natalia Murillo, Javier Beltrán, José Cisneros, Victoria Lottici, Juan Manchado, Eugenia Orúe y Jeffrey Thompson

INTRODUCCIÓN

Los servicios ecosistémicos involucran una trama compleja de interacciones entre el dominio de lo natural o biofísico, en donde estos servicios se generan, y el de lo humano o social, en donde se capturan o utilizan. Por otra parte, estas interacciones se perciben en forma diferente de acuerdo a pautas culturales y se manifiestan en distintas escalas de tiempo y espacio. Esta complejidad resulta en múltiples definiciones y jerarquizaciones de los servicios ecosistémicos que son relevantes en un determinado territorio, lo cual dificulta una categorización única capaz de satisfacer todos los propósitos por los cuales se puede llegar a aplicar el concepto. Por otro lado, la posibilidad de traducir la noción de los servicios ecosistémicos en decisiones que regulen la forma en que la sociedad usa y cuida su territorio depende de nuestra capacidad para hacer comprensible y cuantificable este concepto. Esto plantea el desafío de sintetizar la complejidad intrínseca de los servicios ecosistémicos de manera de facilitar su cuantificación y análisis. Este capítulo tiene como objetivo presentar un abordaje conceptual al reconocimiento y simplificación de la complejidad asociada a las dimensiones ecológica y social de los servicios ecosistémicos que facilite la solución de conflictos actuales o la prevención de conflictos futuros a través de su aplicación al ordenamiento y la gestión territorial.

La complejidad inherente al estudio de los servicios ecosistémicos deriva de la diversidad de percepciones, de la trama de interacciones entre componentes biofísicos y sociales y de las diferentes escalas espaciales y temporales en las cuales se dan estas interacciones. Subyacente a esta complejidad se encuentra un nivel elevado de incertidumbre, asociado a insuficientes conocimientos y comprensión de los procesos involucrados (y de su interacción). La multiplicidad de percepciones de un servicio ecosistémico se puede ilustrar al tomar como ejemplo la provisión de agua. Si bien un poblador urbano puede interpretar este servicio como el acceso a agua para consumo, un técnico gubernamental puede asimilarlo a la disponibilidad de agua para una central hidroeléctrica. Estas diferentes percepciones resultan en diferentes requerimientos: mientras que el poblador urbano estará interesado en la calidad del agua para consumo humano y en segundo lugar por la cantidad (en particular, asegurarse una cantidad dada durante todo el año), al técnico gubernamental le resultará fundamental el volumen anual, en menor medida la variación estacional y en mucho menor medida aún la calidad química. De la misma manera puede ocurrir que un mismo actor social (el poblador urbano en este caso) perciba dos servicios cuyo nivel de provisión sea competitivo (i.e., la mayor provisión de un servicio disminuirá la provisión del otro) o sinérgico (i.e., a mayor provisión de un servicio aumentará la provisión del otro). La provisión de alimento y el control de inundaciones podrían ilustrar el primer caso (aunque no necesariamente ambos servicios son competitivos). El aumento en el área sembrada con cultivos extensivos redundará en una mayor producción de alimentos aunque también puede incrementar la cantidad de agua que escurre de manera superficial y subsuperficial en una cuenca (ver Jobbágy, Capítulo 7 en este libro); de esta manera aumenta la probabilidad de tengan lugar inundaciones aguas abajo. El ejemplo se torna más complejo al considerar la existencia de umbrales de respuesta (Carpenter et al. 1999, Scheffer y Carpenter 2003) que generen cambios abruptos en la escorrentía una vez que se supera determinado grado de transformación de la cobertura de la tierra. Sumado a lo anterior, en ciertas ocasiones estos cambios pueden ser irreversibles o tener una tasa de recuperación muy lenta.

En mayor o menor medida, los servicios ecosistémicos tienen asociada una escala espacial y una temporal en las que tiene lugar su generación y captura. Por ejemplo, si bien aspectos locales de

un lote agrícola como su cobertura vegetal, la textura del suelo y su pendiente son determinantes de su susceptibilidad a la erosión, aspectos regionales como su posición relativa en el paisaje y el nivel que adopten las variables mencionadas antes en los lotes vecinos ubicados aguas arriba en la misma cuenca son determinantes adicionales, y hasta más importantes, del proceso de erosión. Esto refleja cómo el servicio ecosistémico de protección del suelo puede ser capturado en un lote, pero puede generarse en una superficie mucho mayor (perceptible en el nivel de cuenca hídrica). De la misma manera se producen desajustes de escala en el tiempo. En el caso de la regulación hidrológica, esto se observa cuando la transformación de la cobertura en territorios muy planos inicia un proceso lento pero sostenido de ascenso freático y transporte de sales (Jobbágy, Capítulo 7 en este libro) que se traduce, después de décadas o de más de un siglo, en anegamiento y salinización de suelos y aguas. La generación del servicio de regulación hidrológica se interrumpe, entonces, mucho antes de que se traduzca en un problema para la sociedad.

Los ejemplos anteriores ilustran cuatro aspectos que denotan la complejidad de los servicios ecosistémicos: la multiplicidad (i.e., lo que “a priori” parece un único servicio, son en realidad varios servicios según que sociedad o sector de la sociedad los perciba), las interacciones (i.e., hay sinergias y compromisos entre servicios de muy distinta naturaleza), la no linealidad (i.e., la prestación de un servicio puede caer en forma abrupta e irreversible cuando un cambio ecológico gradual atraviesa un determinado umbral), y los desajustes de escala temporal y espacial entre la generación y la captura de los servicios (i.e., el deterioro en el nivel actual de captura de un servicio en un lugar es el resultado de acciones y cambios ocurridos en el pasado y/o en lugares distantes o superficies más grandes). Resulta muy dificultoso abordar de manera simultánea toda esta complejidad. Por esta razón, en este capítulo se propone un esquema conceptual que articule los sistemas biofísicos y sociales y que ayude a identificar y a jerarquizar los procesos, variables y actores clave en la determinación actual o futura del nivel de provisión de servicios ecosistémicos. Un esquema de este tipo facilitará la inclusión de los servicios ecológicos en la definición del ordenamiento territorial, y así contribuirá a la solución de conflictos actuales o futuros. En la siguiente sección se desarrolla este esquema y luego se presentan ejemplos para ilustrar sus ventajas y limitaciones.

ESQUEMA CONCEPTUAL

Más allá de la definición de servicios ecosistémicos que se utilice, está claro que estos servicios surgen del vínculo entre los sistemas biofísicos y sociales (MA 2005). En la Figura 1 se representan estos sistemas interactuando a través de la provisión y apropiación de servicios ecosistémicos y de la gestión territorial. Los componentes del sistema social podrían ser los afectados (i.e., personas que alteran el nivel de provisión de un servicio) y los beneficiarios (i.e., individuos que utilizan los servicios ecosistémicos). El sistema ecológico comprendería tanto procesos (e.g., productividad primaria, ciclado de nutrientes, etc.) como atributos (e.g., biodiversidad, biomasa). La gestión territorial es parte dependiente del sistema social, e incluye no sólo al ordenamiento territorial (la regulación del uso de territorio) sino también al seguimiento o monitoreo de las variables biofísicas responsables de la provisión de servicios y de la percepción de estos servicios por la sociedad. También involucra los procesos informativos y educativos capaces de influenciar esta percepción. Un esquema de este tipo debería facilitar la implementación de sistemas de monitoreo y la adaptación del ordenamiento territorial a nuevas evidencias técnicas así como a nuevas demandas por parte de la sociedad.

De esta manera, las interacciones que se originen en el componente social estarán motivadas principalmente por la demanda de un servicio ecosistémico, mientras que las originadas en el sistema ecológico lo estarán por la oferta de ese servicio. Puede suceder que la demanda de un bien (o servicio) ecosistémico por parte de un actor social disminuya la provisión de otro bien (o servicio) que beneficia a otro sector de la sociedad (independientemente de que este sector sea consciente o no del beneficio que deriva de dicho servicio) o que la apropiación excesiva de un servicio disminuya la capacidad del sistema ecológico de proveerlo en el futuro. Por ejemplo, en la Figura 1 la disminución en el control de la erosión (e.g., servicio A) debido a un reemplazo hipotético de pastizales por cultivos puede, a su vez, disminuir la provisión de agua potable (servicio B) experimentada por una ciudad aguas abajo. En el caso del servicio E (e.g., provisión de alimentos) su aumento puede estar asociado a una disminución en la biodiversidad (e.g., servicio F); esto aumenta la probabilidad de aparición de epidemias al desaparecer los enemigos naturales de los agentes de transmisión. En ambas situaciones se generará un conflicto que, en la medida en que se tenga conocimiento sobre sus causas, se podrá prevenir o reducir mediante el ordenamiento territorial o a través de acciones de remediación. Para ello, la gestión del territorio deberá establecer un flujo de información (e.g., redes de monitoreo) y de decisiones alimentado por su contacto con el sistema ecológico y el social (e.g., decisiones de política agropecuaria o forestal).

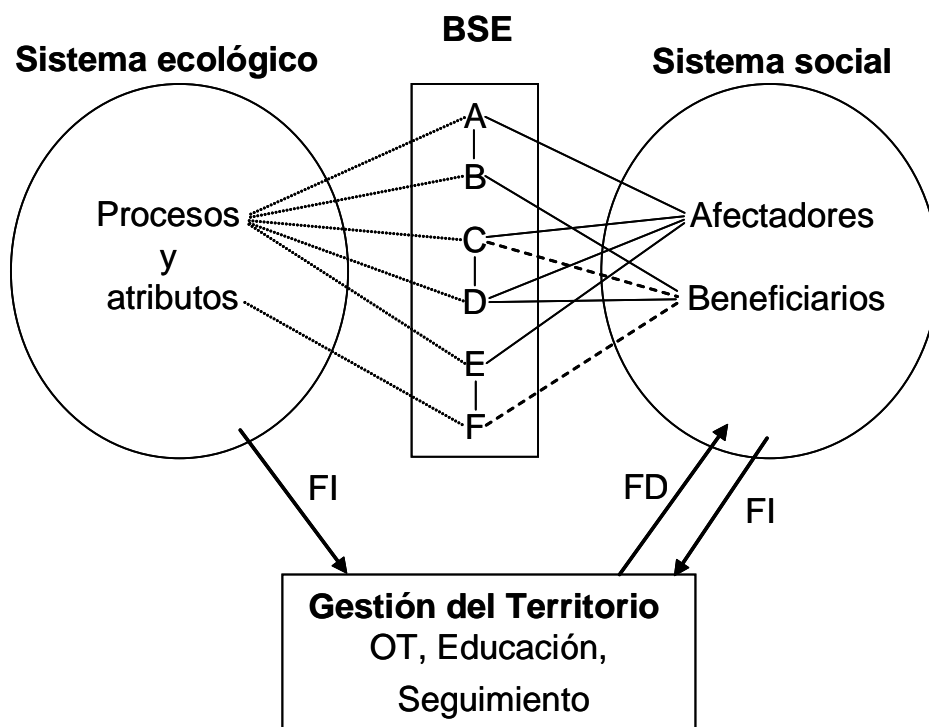


Figura 1. Esquema conceptual para el abordaje y síntesis de la complejidad de los servicios ecosistémicos. (BSE) bienes y servicios ecosistémicos, (OT) ordenamiento territorial, (FD) flujo de decisión y (FI) flujo de información. Las letras de la caja de BSE indican diferentes servicios. Líneas llenas, quebradas y punteadas indican BSE percibidos y no percibidos por la sociedad y los provistos por el sistema ecológico, respectivamente.

Esquemas de este tipo pueden resultar útiles para orientar la toma de decisiones en la gestión del territorio, en especial para la etapa en la cual se establecen prioridades: ¿qué variables medir? ¿Qué acciones de corto, mediano y largo plazo adoptar? Esto se puede hacer por dos grandes aproximaciones: según la percepción de la sociedad o según la evidencia científico-técnica sobre el funcionamiento del ecosistema. Este establecimiento de prioridades busca dar elementos para “reducir” las variables a considerar en la toma de decisiones en la gestión del territorio sin que esto implique desconocer (y por parte del sector técnico en particular) los múltiples servicios y complejidades antes señaladas. A su vez, la aproximación por la dimensión social o por la dimensión biofísica (i.e., desde el sistema ecológico) implica la posibilidad de trabajar en diferentes horizontes temporales y con diferentes enfoques metodológicos. Por ejemplo, la aproximación desde el sistema social permitirá identificar los conflictos vigentes según la percepción de la sociedad y sus diferentes actores y, por lo tanto, priorizar aquellos servicios ecosistémicos sobre los cuales hay que tomar acciones en el corto plazo en pos de solucionar esos conflictos.

De manera alternativa, una aproximación desde el sistema ecológico será más útil para identificar servicios ecosistémicos que pueden estar siendo comprometidos, sin que eso haya sido percibido como un conflicto actual por parte de la sociedad. En este caso, y según el grado de alteración de la provisión del servicio ecosistémico, se podrán establecer acciones de corto plazo o de mediano y largo plazo, incluyendo la transferencia de información a la sociedad para estimular la toma de conciencia sobre el problema no percibido y sostener la toma de decisiones de la gestión del territorio. También pueden darse situaciones en las que el conflicto planteado por parte de las demandas sociales no tenga fundamentos en el sistema ecológico, por lo cual también es necesario informar a la sociedad para sostener la toma de decisiones y redimensionar el problema.

En el esquema propuesto deliberadamente se ha omitido incluir la escala dado que estará determinada por el tipo de bienes y servicios a considerar y por el tipo de aproximación. En la aproximación desde la dimensión social resulta prioritario para delimitar los elementos del sistema social que deben considerarse, identificar las redes de conexión social y posibles teleconexiones (influencias entre actores distantes) apoyadas en el flujo de información que generan los mercados o los medios. En las aproximaciones desde el dimensión biofísica, el tratamiento explícito de las escalas espacial y temporal relevantes será prioritario para establecer qué procesos y atributos del sistema biofísico deben someterse a estudio y análisis.

EJEMPLOS DE ESTABLECIMIENTO DE PRIORIDADES

Aproximación por la dimensión social: El caso de la deforestación en la Provincia de Salta: ordenar el territorio para satisfacer diferentes demandas sociales

Las regiones del noroeste y noreste de Argentina han experimentado (desde comienzos de la década del '70) un proceso de reemplazo de los bosques nativos por cultivos agrícolas. A partir de 2002 este proceso se ha intensificado (i.e., en 2007 se otorgaron permisos para desmontar ca. 435000 ha) (Leake y Ecnomo 2008) en particular debido a la difusión de la soja, cuyo cultivo se vio favorecido por una combinación de paquetes tecnológicos (soja resistente al Glifosato y siembra directa) y a los precios internacionales elevados. Este proceso de tala y desmonte motivó la presentación de un amparo ante la Corte Suprema de Justicia de la Nación por parte de los

pueblos originarios, los pobladores locales y las asociaciones criollas de los departamentos de Rivadavia, San Martín, Orán y Santa Victoria, de la Provincia de Salta (ver en este libro: Somma et al., Capítulo 18, y Quispe y Lottici, Capítulo 13). La presentación del amparo pone de manifiesto la existencia de un conflicto en torno a la apropiación de los servicios ecosistémicos provistos por los bosques secos, a la vez que promueve la definición de políticas ambientales. Este es un caso que claramente debe ser abordado por la dimensión social al considerar la existencia de un conflicto actual.

En el caso descrito, los bosques chaqueños de la Provincia de Salta están vinculados con la identidad cultural tanto de los pueblos originarios como criollos. Esta identidad se materializa en la apropiación de algunos bienes y servicios del bosque como los recursos no madereros (e.g., fibra de chaguar, frutos de algarrobo o presas de caza como charatas, corzuelas y armadillos) utilizados por los pueblos originarios, y de forraje para los criollos dedicados a la ganadería extensiva en el sistema de puestos. Los bosques también proveen madera para uso local (i.e., leña y carpintería menor) y espacios de recreación para los pobladores de pueblos y ciudades de la región y los eventuales visitantes, aunque estos bienes y servicios parecerían tener un grado de conflicto menor a los antes mencionados. También podemos encontrar actores sociales, no necesariamente locales, que demandan de los bosques chaqueños de Salta hábitats para la conservación de la biodiversidad y almacenaje de carbono. Por último, podría darse la existencia de otros actores que, sin tomar conciencia, reciben el beneficio de algún servicio afectado (e.g., el caso de la provisión de agua a todos los habitantes de esos cuatro departamentos o la protección de suelos). Los empresarios agropecuarios que cultivan las tierras desmontadas se comportarían como beneficiarios del servicio de provisión de bienes (i.e., grano) y como afectadores negativos de todos los otros servicios antes mencionados. El conflicto, a su vez, se ve agravado por problemas institucionales asociados a las formas de tenencia de la tierra, a la inseguridad jurídica y a la pobreza. La escala espacial en este caso ha sido establecida por la resolución de la Corte Suprema al circunscribirse a los cuatro departamentos mencionados, aunque claramente se trata de un fenómeno regional que trasciende a estos departamentos y que abarca y afecta a otras provincias. De la misma manera, la escala temporal en la que distintos beneficiarios podrían verse afectados supera a periodos mayores al de un ciclo agrícola, preferentemente varias décadas, de manera de contemplar posibles efectos con retraso (e.g., anegamiento y salinización en áreas llanas).

La búsqueda de soluciones al conflicto a partir del ordenamiento y gestión del territorio en una "aproximación por la dimensión social" diferirá según los servicios ecosistémicos percibidos y demandados por la sociedad. El establecimiento de prioridades debe surgir de procesos de consultas participativas, pero para el ejemplo y en función de cómo se ha manifestado el proceso hasta la actualidad se puede sugerir dentro del marco de este enfoque social un orden de prioridades sobre los servicios ecosistémicos que compiten con la producción industrial de alimento y "commodities", y que deberían incorporarse en la toma de decisiones del OT. En un primer plano, con alta prioridad se pueden indicar los sitios de valor cultural para pueblos originarios y la biodiversidad de los productos no madereros de uso tradicional de pueblos originarios, así como el forraje y espacio para la ganadería extensiva tradicional. En un segundo plano de prioridad se podría ubicar la conservación de biodiversidad en particular demandada por actores locales o no locales que incluye la diversidad genética, de ambientes (i.e., comunidades de plantas y animales) e inclusive de paisajes. Por último, en un tercer plano, la regulación hidrológica y climática y el almacenaje de carbono demandado por poblaciones no locales o incluso de fuera del país. Este orden de prioridades permitiría que para la gestión del territorio en el corto plazo sólo sea

necesario incorporar tres o cuatro aspectos (prioridades alta y media) en función de las demandas sociales más salientes, más allá de los múltiples servicios ecosistémicos existentes.

Dirimir el conflicto entre usos alternativos del territorio requiere conocer la magnitud de los servicios ecosistémicos provistos y la valoración (i.e., importancia relativa) que la sociedad hace de cada uno de esos servicios ecosistémicos, y tener presente la irreversibilidad o no de los caminos de transformación territorial que se emprendan. Además, dentro del esquema propuesto, el establecimiento de prioridades resulta determinante para lograr un ordenamiento territorial, por lo cual también deberían contemplarse aspectos éticos y políticos asociados a la capacidad de cada grupo social para hacer prevalecer sus intereses. Además, el diseño de diferentes alternativas del uso del territorio requiere de la cuantificación y la comparación de los bienes producidos según cada alternativa, y de la búsqueda de sinergias que posibiliten tanto un aumento en el rendimiento de los cultivos como de la provisión de los demás servicios ecosistémicos, con énfasis en los más valorados por parte de la sociedad.

Aproximación por la dimensión biofísica. El aporte de contaminantes en una cuenca de la Provincia de Buenos Aires: preservar la calidad del agua antes de que sea un problema

En este tipo de aproximación, el sistema de Ciencia y Técnica, ante un territorio determinado, identifica y jerarquiza los servicios ecosistémicos según su importancia general (i.e., aquellos servicios que en todos los contextos sociales suelen ser valorados) y busca, por un lado, vincular estos servicios a los procesos y atributos de los ecosistemas que los generan y, por el otro, determinar en que medida los distintos servicios pueden entrar en conflicto en el contexto social actual o futuro. En esta aproximación resulta especialmente valioso conectar a los servicios ecosistémicos con el conjunto más simple posible de procesos y atributos de los ecosistemas, y de esta forma describir cómo a) distintas alternativas de uso del territorio afectan a este conjunto clave de procesos y atributos, y b) cómo los cambios en los procesos y atributos ramifican sus consecuencias hacia la generación de servicios ecosistémicos que eventualmente generan beneficios a distintos actores de la sociedad.

Para ejemplificar este tipo de aproximación se utilizará como referencia el capítulo de Orúe et al. (Capítulo 10 en este libro). En la Pampa Húmeda, el avance de la agricultura sobre el uso ganadero extensivo se produjo sin mayores niveles de conflicto social y hasta es percibido como un proceso beneficioso que dinamiza las economías locales. En el caso de la cuenca de la laguna de Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires), mediante la utilización de modelos en sistemas de información geográficas se puede evaluar el impacto de la expansión agrícola sobre la calidad del agua superficial. En particular, la expansión del uso agrícola en zonas con pendientes marcadas es relevante para la calidad de agua superficial por los aportes elevados de nitrógeno, fósforo y sedimentos que producen a los cursos de agua y en última instancia a la laguna. A su vez, el mantenimiento y/o la restauración de áreas pequeñas de vegetación de ribera y humedales en sitios particularmente críticos para el funcionamiento y filtrado de contaminantes puede reducir de manera significativa el aporte de contaminantes de la cuenca. El ejemplo utilizado tiene, además, la característica de que el problema de la contaminación en un cuerpo de agua es un proceso en parte acumulativo y que en etapas iniciales puede no ser percibido como un problema por la sociedad; cuando efectivamente es detectado y se instala como una demanda social, el grado de avance del problema puede limitar las acciones posibles. En este caso, la gestión del territorio por

medio de una aproximación técnico-científica (i.e., aproximación por dimensión biofísica) tiene la posibilidad de priorizar la provisión de agua de calidad como un servicio ecosistémico que se está alterando aunque no se haya creado un contexto de demanda o conflicto social al respecto. Es más, la gestión del territorio dispondría en este caso de indicaciones concretas sobre desalentar o restringir la expansión agrícola en sitios con pendientes superiores a 15%, además de conservar y restaurar vegetación de ribera y de humedales en localizaciones específicas. Todo ello debería ser acompañado de un programa de monitoreo de calidad de agua para validar y ajustar los resultados de los modelos y de un plan de transferencia de información hacia la sociedad local sobre las razones y previsiones que impulsan las decisiones del gestión del territorio.

ALCANCES Y LIMITACIONES DEL ESQUEMA

La ventaja del esquema propuesto es que, además de estructurar la complejidad inherente al estudio de los servicios ecosistémicos, permite priorizar los aspectos que deben ser tenidos en cuenta para actuar frente a conflictos actuales o potenciales derivados de la interacción entre el Hombre y el medio ambiente. Esta priorización permite que en aspectos operativos la gestión del territorio se concentre en un número manejable de variables o de aspectos del territorio en función de las demandas sociales o de la evidencia técnica (según la aproximación) que se articulen en forma dialéctica. Este conjunto de variables surgido de la priorización, de ninguna manera debe ser considerado como una lista cerrada. Por el contrario, es deseable su revisión y ampliación acompañando los cambios de conocimiento y demandas sociales.

Además del proceso (algo arbitrario) de priorización, existe la posibilidad de reducir variables o aspectos del territorio a considerar a partir de procedimientos técnicos que permitan la identificación de procesos integradores en el ámbito del sistema ecológico y de "variables reguladoras" (i.e., "drivers") en el sistema social. Por procesos integradores se entienden funciones del ecosistema que resuman en su valor varios otros aspectos de los ecosistemas que pueden dar lugar a la provisión de servicios ecosistémicos. Es probable que un solo indicador no cubra por sí solo todos los requerimientos y, en cambio, se deba usar un conjunto limitado. La productividad primaria es un ejemplo de variable indicadora con gran potencial para caracterizar la prestación de algunos servicios ecosistémicos, pero limitada para otros. Se ha documentado bien su correlación con varios otros procesos (e.g., la producción secundaria, la evapotranspiración, el ciclado de nutrientes) y variables del ecosistema (e.g., la biomasa vegetal, el contenido de materia orgánica, el rendimiento hídrico, etc.) (McNaughton et al. 1989). A partir de conocer los cambios en la productividad primaria derivados de las distintas intervenciones humanas es posible estimar (con distintos niveles de certeza) el sentido del cambio en el nivel de provisión de varios otros servicios ecosistémicos como, por ejemplo, la provisión de alimento y agua, el control de la erosión, la regulación atmosférica e hídrica, entre otros. Además, la utilización de la productividad primaria ofrece la ventaja de que existen métodos ya disponibles para su cuantificación en escalas espaciales y temporales adecuadas (teledetección). Un indicador complementario y no necesariamente correlacionado al anterior es la biodiversidad. La biodiversidad puede ser entendida y estimada en diferentes escalas espaciales y niveles de organización. El indicador de biodiversidad más conocido es la riqueza de especies, pero en la escala de paisaje puede estimarse en términos de tipos de ambientes o de ecosistemas presentes en un área; resulta evidente que el número crudo no necesariamente caracteriza el estado de integridad del ecosistema, así como tampoco lo da el

simple valor numérico de la productividad primaria. Al número es necesario agregarle la condición de qué o cuáles entidades están produciendo o sumando diversidad al ensamble ecosistémico, a su red trófica, y la provisión de servicios.

La utilización de indicadores de biodiversidad (e.g., diversidad de paisajes, especies particulares) o productividad requiere conocer cómo se relacionan esas variables en cada sistema. Un gran número de trabajos experimentales han mostrado un efecto positivo de la biodiversidad sobre distintos servicios ecosistémicos (Balvanera et al. 2006), aunque sólo en algunos casos esta relación ha sido documentada para procesos y escalas relevantes para el Hombre (e.g., el control de enfermedades) (Kremen 2005, Pongsiri et al. 2009). Además, en algunos casos la sociedad puede percibir a la biodiversidad como un problema: el ejemplo más claro (y, si se quiere, extremo) es la percepción negativa de los felinos de gran porte y cánidos por parte de los ganaderos. Todo esto hace que el tratamiento de la biodiversidad o regulación de tramas tróficas dentro del esquema de servicios ecosistémicos no siempre sea sencillo y que, incluso, pueda resultar contradictorio con los conceptos de la conservación, en especial a partir de una aproximación por la dimensión social.

En principio, dado el desconocimiento sobre la diversidad de especies existente y, por ende, de los servicios potenciales que los ecosistemas muy diversos son capaces de brindar, la biodiversidad puede ser un atributo que el Hombre decida conservar, proteger y manejar de manera diferenciada más allá de que se pueda demostrar su "utilidad" como prestador inmediato de servicios a la sociedad. Desde una perspectiva más amplia, la biodiversidad involucra también ambientes, ecosistemas o inclusive paisajes cuya existencia no sólo provee hábitats para las especies y banco genético sino también es clave en la estabilidad de redes tróficas y en los procesos de regulación de los flujos y ciclos de materia y energía (i.e., agua, nutrientes, etc.). Las demandas o expectativas de la sociedad sobre la biodiversidad se traducen en políticas de conservación que son emergentes de la percepción y la valoración que hace una sociedad de la biodiversidad de un territorio y requiere de su propio mecanismo de seguimiento y adaptación. Sin embargo, todo proceso de ordenamiento territorial, para ser completo, debe incluir la meta de conservación. En este sentido, considerar la multiplicidad de servicios ecosistémicos (e.g., agua potable, protección de suelos, forrajes) y de la conservación de la biodiversidad puede desencadenar un proceso de ordenamiento territorial más completo. Es esperable que la conservación de la biodiversidad y la preservación de los servicios ecosistémicos terminen teniendo una gran sinergia. Sin embargo, la trascendencia y las particularidades de la conservación de la biodiversidad requiere que sea tratada de manera específica dentro del proceso de ordenamiento territorial, y las metas de conservación deberían ser fijadas sin condicionamientos respecto a si la biodiversidad es prestadora de servicios o no.

Respecto a las variables reguladoras más básicas que controlan al sistema social y pueden permitir una simplificación en el abordaje de los servicios ecosistémicos y los conflictos que puedan asociarse a ellos, cabe destacar los cambios poblacionales y de patrones o capacidad de consumo. Volviendo al caso de los desmontes en la Provincia de Salta, el aumento del área sembrada con soja estuvo muy relacionado con el precio internacional de los granos. El aumento en el precio de la soja estuvo motivado, en parte, por el aumento de la demanda de proteínas de origen animal de China, sustentado en un incremento en su capacidad adquisitiva y, en menor medida, al aumento en el número de habitantes. Como en el caso de los procesos integradores del sistema ecológico, el razonamiento aquí provisto tiene como objetivo jerarquizar los aspectos que deben ser tenidos en cuenta para una adecuada gestión del territorio. En la escala local, otras variables tales como aquellas asociadas a los cambios de percepción de la sociedad (e.g., existencia de formadores de opinión) también pueden resultar muy útiles (Scheffer et al. 2003).

Las dos aproximaciones planteadas aquí requieren capacidades de relevamiento, análisis y comunicación distintas. Si bien en el corto plazo las dos aproximaciones generarán productos diferentes, que incluso pueden sugerir contradicciones entre conflictos actuales y conflictos potenciales, su instrumentación de forma simultánea en el mismo territorio puede generar su provechosa convergencia con el tiempo. La aproximación desde el sistema ecológico generará un "mapa" más claro de la interacción entre distintos usos del territorio y los servicios ecosistémicos, identificando a priori las múltiples formas de los mismos, sus sinergias y compromisos, las escalas de beneficio y afectación, y las posibles dinámicas no lineales que existen en ellos. Por otro lado, la aproximación desde el sistema social ayudará a enfocar el análisis de un sistema tan complejo en aquellos servicios y sus beneficiarios y afectados que en el presente muestran conflictos, y también identificar dentro de todas las alternativas de uso territorial que pueden explorarse aquellas que realmente tienen posibilidades de suceder y están en discusión en la actualidad. Entonces, las actividades tendientes a lograr un ordenamiento territorial deberían contemplar no sólo los aspectos ecológicos que llevan a la sustentabilidad de los ecosistemas sino también a los aspectos éticos, culturales, económicos y políticos asociados a cada grupo social para promover así un desarrollo sustentable.

Por último, nuevamente se debe hacer mención a las limitaciones del abordaje propuesto en la medida de que la priorización y la gestión del territorio no se actualice de manera periódica. La complejidad descrita impide una aproximación estática, y reclama flexibilidad y adaptación. El manejo adaptativo de los ecosistemas aparece, entonces, como una herramienta útil si incluye de manera explícita un plan de seguimiento de los procesos integradores de los ecosistemas bajo distintos niveles de intervención y de las variables reguladoras de los sistemas sociales, así como de los mecanismos de control y ajuste.

BIBLIOGRAFÍA

- Balvanera, P., A.B. Pfisterer, N. Buchmann, J.S. He y T. Nakashizuka. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146-1156.
- Carpenter, S.R., D. Ludwig y W.A. Brock. 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9:751-771.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystems services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- Leake, A. y M. de Ecónomo. 2008. La deforestación de Salta 2004-2007. Fundación Asociana, Editorial Milor, Salta. Argentina.
- 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.
- Scheffer, M., F. Westley y W. Brock. 2003. Slow Response of Societies to New Problems: Causes and Costs. *Ecosystems* 6:493-502.
- Orúe, E., G. Booman, F. Cabria y P. Laterra. Uso de la tierra, configuración del paisaje, y el filtrado de sedimentos y nutrientes por humedales y vegetación ribereña. Capítulo 10 en este libro.
- Pongsiri, M.J., J. Roman, V.O. Ezenwa, T.L. Goldberg, H.S. Koren, et al. 2009. Biodiversity Loss Affects Global Disease Ecology. *Bioscience* 59:945-954.
- Quispe Merovich, C. y M.V. Lottici. Los desafíos del ordenamiento ambiental del territorio y los servicios ecosistémicos en la ley de bosques nativos. Capítulo 17 en este libro.
- Scheffer, M. y S.R. Carpenter. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution* 12:648-656.
- Somma, D.J., J. Volante, L. Lizarraga, M. Boasso, M.J. Mosciaro, et al. 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. Capítulo 18 en este libro.

Capítulo 30

APROXIMACIONES Y HERRAMIENTAS PARA LA EVALUACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Diego Ferraro¹, Gervasio Piñeiro², Pedro Laterra³, Andrea Nogués⁴ y Jorge de Prada⁵

¹IFEVA, Cátedra de Cerealicultura, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires/CONICET, Argentina. Email Ferraro: ferraro@agro.uba.ar - ²IFEVA, Cátedra de Ecología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires/CONICET, Argentina. Email Piñeiro: piniero@agro.uba.ar - ³Unidad Integrada EEA Balcarce, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)-Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Email Laterra: plattera@balcarce.inta.gov.ar - ⁴The Nature Conservancy. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina. Email Nogués: anogues@tnc.org - ⁵Departamento de Economía Agraria. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina. Email de Prada: jdeprada@ayv.unrc.edu.ar.

INTRODUCCIÓN

El concepto de servicios ecosistémicos (SE) y los alcances que de él derivan requieren un marco operativo que permita inferir cambios tanto en su demanda como en su oferta. En este sentido, el desarrollo de protocolos estandarizados para la evaluación de la oferta y demanda de SE permite: 1) comparar el desempeño de ecosistemas bajo distintas condiciones con una métrica común, 2) facilitar la transferencia de la información hacia los agentes sociales externos a la comunidad científica, lo que deriva en 3) un acortamiento del camino que va desde la investigación hasta la intervención con el propósito de organizar el uso de la tierra. En el marco de este libro, el objetivo de esta sección es ofrecer una síntesis de los principales enfoques y métodos o protocolos disponibles para la evaluación de la provisión de los SE en cada una de las tres dimensiones de análisis: ecológica, económica y social. En particular, se hará énfasis en referir estas dimensiones de análisis a los artículos presentados en este libro, a fin de poner en evidencia vacíos de conocimiento en el estado del arte general y en particular para el estudio de los ecosistemas argentinos. De esta manera se pretende proveer criterios para la elección de un método de evaluación de los SE, para hacer más eficientes los esfuerzos de valoración del estado de los ecosistemas y promover la toma de decisiones sobre el manejo de los recursos naturales y conservación de ecosistemas capaces de integrar las dimensiones biofísica, económica y social de los SE.

Cuando se trata de cuantificar los SE, el tránsito entre lo enunciativo y lo operativo implica algunas dificultades. En primer lugar, la naturaleza interdisciplinaria del marco teórico asociado a los SE, enfrenta a su cualificación, cuantificación y valoración con el uso de herramientas provenientes de distintas disciplinas (Barrios 2007, Egoh et al. 2008). La necesidad de precisar los términos en este capítulo nos hizo diferenciar entre la cualificación, la cuantificación y la valoración, aun reconociendo que no siempre son utilizados de esta manera. En primer lugar, la cualificación de servicios ecosistémicos se utiliza para identificar si aumentan, se reducen o cambian los SE, nociones de intensidad, extensión y otros atributos que pueden luego ser mensurados o no. En tanto, la cuantificación de servicios ecosistemas se refiere a estimar o medir los servicios o algunas de sus funciones: un volumen, una velocidad, un flujo o una variable de estado que tiene vinculación con el servicio. Por ejemplo, la producción primaria neta, es un estimador de la cantidad de biomasa generada en un ecosistema particular ($\text{kg MS}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$), pero se encuentra también asociada a la cantidad de alimentos que demanda la población local. Por último, la valoración se utiliza en este capítulo para asignar a un SE un valor físico, económico u otro que permita llevar la cuantificación a unidades de medida común. Por ejemplo, en la valoración multicriterio, la valoración económica (e.g., pesos) y la valoración energética (e.g., megajoules) pueden transformarse en una cantidad adimensional entre 0 y 100 ó en un ranking para valorar las diferentes opciones o planes de intervención.

El primer grupo de estas herramientas, vinculado a la cualificación y a la cuantificación, proviene del campo de estudio de las ciencias naturales que infieren cambios en el sistema a partir de sus componentes biofísicos. Ejemplos de este grupo pueden encontrarse en este libro, los cuales cubren ecosistemas terrestres (ver los capítulos de Caride et al.(CAP.20), Codesido y Bilenca (Cap. 22), y Jobbágy (Cap. 7)), ribereños y lacustres (ver los capítulos de Achinelli et al. (Cap. 21), Kandus et al. (Cap. 11), y Orúe et al. (Cap. 10)), y costeros (ver capítulo de Isacch et al. (Cap. 23)). Además de los ecosistemas estudiados, también están representadas las escalas de cuenca (ver capítulo de Cisneros et al. (Cap. 24)), paisaje (ver capítulo de Caride et al. y Achinelli et al.), partido (ver capítulo de Barral y Maceira (Cap 19)), provincia (ver capítulo de Somma et al. (Cap.18)) y

región (ver capítulos de Grau et al. (Cap. 17), Jobbágy, Balvanera et al. (Cap.2) y Paruelo et al. (Cap.6)). Otro grupo de aproximaciones se acercan a la valoración de los SE desde el campo de la Economía, asignando pesos a los servicios ambientales como lo hacen Kroeger y Casey (2007). En este libro es posible encontrar trabajos que sirven para inferir las fortalezas y debilidades de este marco de valoración cuando se trata del manejo de los recursos naturales (ver capítulos de Gobbi (Cap. 12), Paruelo (Cap. 5) y Vicente et al. (Cap. 25)). Por último, una perspectiva muy importante, aunque poco explorada en términos relativos, es la que se acerca al problema de la medición y valoración de los SE desde el aspecto social o cultural, intentando conceptualizar la lógica de uso de los recursos naturales por distintos agentes sociales y sus efectos diferenciales sobre el estado de los SE (Kumar y Kumar 2008).

A pesar de las múltiples aproximaciones para la evaluación de cambios espaciales y temporales en los SE, existe un acuerdo general entre los participantes respecto a que el enfoque de sistemas (de Rosnay 1979) debe ser utilizado como un metodología general para abordar el tratamiento del tema de SE, considerando la estructura y las funciones del ecosistema. Es importante establecer y dejar explícito la estructura del ecosistema considerando: a) los límites, b) los componentes (subsistemas), incluyendo la identificación de la base biofísica de los ecosistemas y la estructura económica y social establecida, c) la identificación de los reservorios o depósitos, y d) la red de comunicación entre componentes y depósitos. Luego, establecer las relaciones funcionales de ecosistemas y sus vínculos con el exterior: flujos de energía, masa e información, las válvulas que regulan los flujos, identificar decisiones, los bucles de retroalimentación y los rezagos (ver detalles en de Rosnay 1979). Este enfoque permitiría incorporar un conjunto mínimo de conceptos que hacen más fácil la comunicación entre las disciplinas. Sin embargo, es importante reconocer lo difícil que puede resultar este conjunto de condiciones necesarias, y aun con un grado de desconocimiento del sistema intentar avanzar en la valoración (aún adimensional) de los SE.

Otra característica asociada al proceso de medición y estimación de los SE es la incertidumbre. Esta incertidumbre proviene de tres fuentes: 1) por un lado la naturaleza compleja de los ecosistemas que deviene del número de interacciones entre sus distintos componentes y la dificultad en el nivel de comprensión del funcionamiento del sistema que este hecho supone, 2) la incertidumbre propia de la cuantificación de las variables de entrada y los parámetros de los modelos, ya sea por ausencia o estimaciones indirectas de variables del sistema, y por último, 3) la incertidumbre sobre el estado futuro vinculada a la aleatoriedad intrínseca asociada a las variables motoras del que rigen el comportamiento de los ecosistemas (Ascough II et al. 2008). A medida que el grado de incertidumbre aumenta, la manera en que los distintos métodos de cuantificación abordan este tipo de dificultad es pasando de un marco determinístico (en el que la provisión de un SE se mide a partir de un algoritmo que provee un valor único) a un marco probabilístico (donde el valor de un SE se convierte en una probabilidad o en un grado de posibilidad) (Sahinidis 2004). En Ecología, existe una metodología de evaluación de riesgo ecológicos (Suter 1993). En tanto, en Economía, el análisis de costo-beneficio es utilizado para la evaluación de las posibles intervenciones. Por último, la evaluación de impacto ambiental y la evaluación estratégica ambiental han tratado de integrar varias de las metodologías para ser aplicadas a diferentes instancias programáticas. En nuestro país, la Evaluación de Impacto Ambiental es la herramienta incluida en las decisiones de estado establecido mediante la Ley General del Ambiente 25.675. Las provincias en su mayoría han incorporado y aplican esta exigencia (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de La Nación 2004).

Por último, un aspecto a remarcar en el proceso de valoración de los SE son los compromisos entre distintos ejes de cambio en los ecosistemas. Las distintas dimensiones de análisis implicadas en la valoración de los SE (ecológica, económica y social) con frecuencia resultan en compromisos entre las mismas a medida que las evaluaciones buscan mayor relevancia y aumentan el nivel de integración de sus análisis. Por esta razón, los métodos de evaluación de provisión de SE también deben incluir protocolos para incentivar acuerdos y aumentar el consenso entre visiones encontradas (Curtis 2004, Mahmoud et al. 2009).

METODOLOGÍAS

Existe un número importante de metodologías que permiten inferir, de manera directa o indirecta y con diferente nivel de sensibilidad, el nivel de provisión de los SE como resultado de cambios espaciales y/o temporales en los ecosistemas. Estos cambios pueden estar asociados a variaciones naturales o derivadas de la acción humana. En cualquiera de los casos, los protocolos de estudio de los ecosistemas en términos de SE pueden agruparse según sus enfoques metodológicos.

A manera de resumen integrador, la Tabla 1 presenta los distintos métodos o enfoques para la cuantificación y valoración de la provisión de SE y una serie de atributos que cada uno de los enfoques abarca en mayor o menor medida. Los atributos presentados se refieren a 1) el número de SE evaluados, 2) la inclusión de compromisos y sinergias entre los SE, 3) la representación espacial de la provisión de SE, 4) la demanda de la sociedad atribuida al potencial que ofrecen los SE, y 5) la vulnerabilidad del sistema frente a la pérdida del SE evaluado. La satisfacción de cada uno de estos atributos presenta una relevancia variable para el "ordenamiento territorial" (OT) (Egoh et al. 2007, Fisher et al. 2009), lo que pone en evidencia las ventajas y las desventajas de cada enfoque como herramienta para el OT, tanto en el nivel de ayuda en la toma de decisiones como en la generación de conocimiento (utilidad de producto y desarrollo para OT, respectivamente) (Tabla 1). A grandes rasgos, esta síntesis sugiere que la utilidad de los productos del enfoque de SE aplicado al OT depende de la integración de tres dimensiones o niveles de complejidad: 1) desde la cuantificación y valoración de uno o pocos SE hasta la modelación de la distribución espacial del valor conjunto de múltiples SE y sus compromisos, 2) desde la modelación de la propagación de esos múltiples SE en el espacio hasta su apropiación por la sociedad, y 3) el riesgo de pérdida total o parcial de esa captura como consecuencia de distintos escenarios de uso de la tierra, o vulnerabilidad ambiental (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades de distintas aproximaciones metodológicas propuestas para la cuantificación y la valoración de servicios ecosistémicos y su utilidad como criterios para el ordenamiento territorial. El grado de manifestación de cada propiedad y utilidad en los distintos métodos o enfoques de análisis se distingue según el tono de la correspondiente celda, desde ausente hasta generalmente presente, para el blanco hasta el azul oscuro, respectivamente. La flecha roja diagonal indica una trayectoria metodológica y de propiedades con creciente utilidad de producto para el ordenamiento territorial. Consultar la versión a color en el Cap. 33.

Métodos o enfoques		Uno o pocos SE	Múltiples SE	Análisis de compromisos y sinergias	Generación de SE en el espacio	Propagación de SE en el espacio	Escenarios ambientales espacialmente explícitos	Demanda social por SE	Apropiación social o captura de SE	Relaciones y umbrales de oferta-demanda	Escenarios socioecon. espacialmente explícitos	Vulnerabilidad frente a pérdida de SE
		Cuantificación de procesos biofísicos		■	■	■	■	■	■			■
Valoración socio-económica		■	■					■	■	■	■	■
Valoración socio-ambiental			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Utilidad para OT			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Cuantificación de procesos biofísicos

Este acercamiento metodológico hace referencia a la medición o estimación de distintos aspectos relacionados al funcionamiento y a la estructura de los ecosistemas. Un punto en común de todas las metodologías bajo este enfoque es el reconocimiento de los componentes físicos y biológicos de los ecosistemas como el aspecto principal al momento de inferir su funcionamiento actual y de hacer inferencias sobre el estado futuro de los ecosistemas (de Groot et al. 2002). Las metodologías de este tipo pueden también separarse de la siguiente manera.

Estructura

En este grupo se encuentran las aproximaciones al estudio de la provisión de los SE que infieren cambios en el sistema a partir de cambios en su estructura (Wallace 2007). La identidad ecosistémica está determinada por su composición de especies lo que la convierte en un indicador

estructural clave (Turner et al. 2003). Sin embargo, un ejemplo paradigmático de este acercamiento metodológico es la estimación de la biodiversidad intrínseca en los sistemas naturales o manejados, como indicador de la capacidad de proveer SE por parte de los ecosistemas (Altieri 1999, MA 2005, Brussaard et al. 2007). Las evidencias sobre esta relación provienen de estudios en los que se manipula de manera artificial el grado de diversidad de una comunidad como variable motora y se documenta la respuesta de las propiedades de los ecosistemas y los procesos, incluyendo la modificación de los efectos de los factores ambientales en esas relaciones (Balvanera et al. 2006). Aun así, resulta complicada la asignación de un proceso o una función a un grupo de organismos o a la diversidad biológica "per se", y más difícil aun es darle un valor utilitario, como tienen los SE (Egoh et al. 2007). De todos modos, los antecedentes muestran que, en ciertos sistemas, la composición de especies puede tener un efecto sobre el funcionamiento de los ecosistemas, más importante que la diversidad, enmascarando en muchos casos la importancia de la diversidad "per se" (Balvanera et al. 2006).

Más allá de la estructura biológica (asociada al patrón de biodiversidad o composición de especies), la estructura biofísica también es usada con frecuencia como un indicador de la posibilidad de proveer SE. La base común de esta aproximación es identificar elementos estructurales de los ecosistemas (en general en la escala de paisaje) y asociarlos con la posibilidad de brindar un SE. La posibilidad de contar con información explícita en términos espaciales (e.g., en un sistema de información geográfico o SIG) de distintos atributos de los ecosistemas ha permitido extender estos tipos de análisis a diversos ecosistemas con un aumento en la relación costo-beneficio. Algunos ejemplos de este tipo de análisis pueden encontrarse en este libro (ver capítulos de Achinelli et al., Kandus et al. y Orúe et al.).

Procesos clave

Siguiendo la jerarquía de relevancia asociada al OT de las aproximaciones metodológicas para la cuantificación de los SE, aparecen el grupo de herramientas que enfocan a la estimación de flujos o procesos claves del sistema como soporte de SE (Chee 2004). En la práctica, los componentes estructurales (i.e., especies) se utilizan con más frecuencia que los atributos del funcionamiento ecosistémico como indicadores del estado o salud de un ecosistema. Esto es debido a que son más fáciles de medir que los atributos del funcionamiento. Sin embargo, los procesos o atributos del funcionamiento ecosistémico en general se encuentran muy asociados a la provisión de un SE. En particular para los ecosistemas agrícolas, ciertos procesos (e.g., la mineralización de la materia orgánica o la polinización de los cultivos) son insustituibles para la viabilidad del proceso productivo y para la permanencia del agroecosistema (Dale y Polasky 2007). Más allá de lo productivo, procesos como el control de la erosión, el secuestro de carbono, la detoxificación de sustancias contaminantes también son funciones clave que se proveen en los ecosistemas agrícolas y naturales y que se asocian a uno o a varios SE (de Groot et al. 2002). El uso de sensores remotos ha facilitado mucho la medición directa y/o la estimación de diversos procesos ecosistémicos (como la evapotranspiración o la productividad primaria), y esto ha permitido cuantificar los SE asociados a estos procesos con gran detalle espacial y temporal. Este libro incluye ejemplos puntuales de la aproximación a la estimación de la provisión de SE mediante el monitoreo de procesos o funciones clave (ver capítulos de Caride et al., Jobbágy, Laclau (Cap. 26), Orúe et al., Paruelo et al., Vicente et al. y Cisneros et al.).

Flujos de energía

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). En el marco del análisis del flujo de la energía pueden mencionarse metodologías como el análisis de ciclo de vida (Lindeijer 2000, Wagendorp et al. 2006), el análisis de flujos de materia y energía (MEFA) (Haberl et al. 2004), la síntesis emergética (Ferreira 2006) o la huella ecológica (Wackernagel et al. 1999). La idea común para cada uno de estos métodos es que los flujos de energía son capaces de identificar ineficiencias o deterioro en los procesos ecosistémicos. Por ejemplo, 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 (e.g., combustibles, fertilizantes, pesticidas, semillas, etc.). Para que un ecosistema sea eficiente en el uso de la exergía, debería maximizar la entrada de exergía y canalizarla, en mayor medida, a la producción de SE (e.g., servicios de provisión, de regulación, etc.). El análisis de la funcionalidad de los agroecosistemas a través de la cuantificación de los flujos de energía (vía insumos más la energía necesaria para extraerlos del ambiente) 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). Esta perspectiva propone que los sistemas de bajo retorno emergético o de alta dependencia del uso de recursos naturales serán aquellos que comprometan de manera más intensa los servicios ambientales, con el riesgo de que esta intensidad afecte el stock o la tasa de provisión de cada uno de ellos. En este libro es posible consultar más en detalle los alcances de la metodología de síntesis emergética (ver los respectivos capítulos de Ferraro (Cap. 9) y Rótolo (Cap. 27)).

Integración de funciones biofísicas e indicadores socioeconómicos

En toda evaluación de salud ambiental (incluida la provisión de SE) la integración de funciones o procesos, si bien disminuye la precisión de las indicaciones y aumenta su incertidumbre, es una condición básica para el análisis de conflictos ("trade-offs") en la provisión de distintos tipos de SE (ver capítulo de Grau et al. en este libro) y otorga una mayor relevancia a las conclusiones obtenidas (van der Werf y Petit 2002). Este proceso de integración también puede abarcar la descripción y cuantificación de las funciones intermedias (o servicios intermedios "sensu" Fisher et al. 2009) que se asocian a la provisión de un SE final. Otra dimensión importante en el abordaje integral es la inclusión del componente espacial de la provisión de SE, tanto como para determinar de manera explícita la provisión de SE a fin de entender el efecto de las variaciones espaciales sobre las funciones que afectan la provisión de SE. Por último, es en este tipo de abordajes donde comienza a hacerse explícita la necesidad de manejar los conflictos entre distintos tipos de valoración (e.g., valoraciones funcionales o monetarias) debido que al aumentar la integración comienzan a aparecer los puntos de contacto entre las esferas biofísica, económica y social (Pavlikakis y Tsihrintzis 2003). En este libro pueden encontrarse ejemplos de integración progresiva de distintas funciones ecosistémicas hasta indicadores socioeconómicos en los enfoques metodológicos propuestos en los respectivos capítulos de Paruelo y Laterra (Cap. 16), y aplicados en los capítulos de Viglizzo et al. (Cap. 1), Barral y Maceira, y Somma et al. En esos ejemplos se pone de manifiesto el compromiso que existe entre el realismo de los modelos utilizados para la cuantificación de las funciones y la complejidad resultante de su integración, contribuyendo en algunos casos al diseño y/o adopción de indicadores e índices cuyo valor aún no ha sido evaluado como debería.

Valoración económico-ambiental

Sin dejar de lado el concepto que toda alteración en la provisión de SE por parte de los ecosistemas proviene de cambios en el funcionamiento de su base natural, es decir el capital natural (Solow 1986), es posible identificar metodologías donde se intenta expresar los cambios en el desempeño de los ecosistemas en moneda corriente. En términos económicos, una aproximación a la valorización de la provisión de SE fue introducir el concepto de capital natural asociadas a los resultados de la actividad humana sobre los ecosistemas o incluso calcular el valor de reemplazo de los SE 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). Es decir que el enfoque económico de la valoración ambiental, a través de la eficiencia económica, reconoce implícitamente que la degradación física de bienes naturales (i.e., capital natural) o la reducción de su stock de provisión pueden ser reemplazados de manera parcial por cambios tecnológicos (i.e., mano de obra, insumos) (Solow 1997, Stiglitz 1997).

Bajo la idea anterior de reemplazo asociado al cambio tecnológico las metodologías de valoración económica utilizan como norma general precios y valores económicos asociados a procesos de cuantificación de los SE. En los trabajos de este libro existen distintas aproximaciones a la valoración económica de los SE. La contribución de Laclau (ver su capítulo en este libro) incluye un análisis de costo-beneficio en el marco de un análisis general del secuestro de carbono en la Patagonia Andina que incluye el resultado económico de la venta potencial de certificados de reducción de emisiones. Si bien la valoración económica se considera una valoración unidimensional, puede ella misma ser parte de un análisis más general al ser combinada en un análisis de multicriterio, como los aplicados por Somma et al. y Cisneros et al. en sus respectivos capítulos en este libro. Así mismo, Penna et al. realizan en su capítulo una contribución detallada sobre los alcances y las limitaciones de la valoración económica de los SE 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. También en su capítulo dentro de este libro, Paruelo crítica la aproximación basada en la valoración económica de servicios ecosistémicos.

Valoración socio-ambiental

Si bien como hemos visto arriba, la Economía proporciona diversas herramientas para estimar la ponderación que hace el conjunto de la sociedad sobre los distintos beneficios que percibe de los ecosistemas, esas estimaciones a menudo enmascaran la posible valoración diferencial de distintos SE por distintos sectores sociales. El reconocimiento de valoraciones servicio y sector específicas (como las exploradas por Dagnino et al. en este libro) constituye un criterio relevante para la toma de decisiones en el contexto de OT, al sugerir que la vulnerabilidad asociada a la pérdida de SE no se distribuye de forma homogénea entre los distintos sectores sociales. El enfoque socioambiental es sin duda el que alcanzado un menor grado de desarrollo científico en Argentina y probablemente en el resto del mundo. Algunas de las contribuciones presentadas en este libro intentan incorporar la dimensión social a la cuantificación de los SE en términos

generales (ver capítulos de Grau et al. y Balvanera et al.) o aplicarla a un caso específico de estudio (ver capítulo de Dagnino et al. (Cap. 14)).

Ordenamiento territorial

Como cabe esperar por lo novedoso de este enfoque en Argentina, los productos de aplicación para el OT son incipientes, y por el momento no existen casos conocidos sobre su adopción efectiva para la toma de decisiones sobre uso de la tierra. Los trabajos presentados en este libro por Cisneros et al., Barral y Maceira y Somma et al. ilustran la utilización del concepto de SE en distintas escalas de interés (cuena, partido y de provincia, respectivamente) para el ordenamiento territorial. No obstante, los procesos considerados en estas aplicaciones corresponden en su mayoría a las dimensiones de primer orden (distribución espacialmente explícita de múltiples SE) y su utilidad de producto para el OT aún se encuentra limitada por la escasa a nula consideración de procesos biofísicos y sociales que median entre la provisión de SE y la apropiación o captura de los mismos por la sociedad, y entre éstos y la vulnerabilidad ambiental (Tabla 1). A su vez, los casos de aplicación contenidos en este libro, permiten ilustrar la existencia de distintos criterios para la selección de los SE relevantes, que van desde la adopción de un único SE (implícitamente considerado clave por Cisneros et al. en su capítulo), hasta la consideración del conjunto de atributos físico-biológicos y sociales, ponderados mediante métodos de evaluación multicriterio (ver capítulo de Somma et al.). En este contexto, el protocolo ECOSER (ver capítulo de Laterra et al.) representa un intento por integrar procesos propios de los mayores niveles de complejidad asociados al análisis de SE como fuentes de vulnerabilidad ambiental (Tabla 1), pero su aplicación se encuentra limitada por la disponibilidad de información y de modelos suficientemente generales sobre procesos ecosistémicos relevantes, y por la necesidad de validar algunos de los modelos e indicadores que allí se proponen.

Utilidad de producto

Algunas de las aproximaciones a la valoración de los SE enmarcadas en el OT, apuntan a la obtención de un producto que sirva de herramienta para la toma de decisiones. En ese sentido, el hecho de reconocer al OT como la expresión espacial de la política económica, social, cultural y ambiental, requiere de evaluaciones ambientales protocolizadas tanto para el diseño "a priori" de estrategias de manejo de los recursos naturales, como para el posterior monitoreo de su éxito. En este libro, los respectivos capítulos de Somma et al. y Barral y Maceira son dos ejemplos que ilustran el camino entre la valoración de los SE hasta el planteo de pautas para el OT.

Utilidad de desarrollo

De manera complementaria a las aproximaciones de producto en el OT existen intentos de trabajar esta temática, teniendo en cuenta la finalidad práctica del OT, pero con el fin último de generar conocimiento sobre los ecosistemas. La creación de protocolos en términos genéricos de los atributos a considerar en el OT, los requerimientos de información de ecosistemas específicos o la identificación de los compromisos entre las dimensiones económica, social y ambiental de los SE, son algunos de los conocimientos que pueden resultar del desarrollo de procesos de OT. Capítulos como los de Laterra et al. y Viglizzo et al. (en este libro) ilustran la manera en que puede abordarse el OT aportando elementos de juicio genéricos sobre sus alcances, a partir de la necesidad de ir consolidando este aspecto del estudio del funcionamiento ecosistémico. De todos modos, es

importante reconocer que la generación de conocimiento referido a la utilidad de la valoración de los SE como herramienta para la toma de decisiones en el manejo de los recursos naturales es un área de estudio relativamente poco explorada en nuestro país.

CONSIDERACIONES FINALES

La estructura lógica con la que está construido este capítulo, que va desde la cuantificación de una variable biofísica en un ecosistema, pasando por la ponderación (con mayor o menor grado de subjetividad) del nivel de provisión de un SE, hasta la valoración de los SE y su uso en el OT, se esquematiza en la Tabla 1. Los distintos enfoques de valoración de los SE antes presentados pueden ser considerados en forma independiente de su aplicabilidad a la toma de decisiones sobre el uso de la tierra (incluyendo OT) según su utilidad de desarrollo (i.e., según su capacidad para poner en evidencia vacíos de información y conocimiento durante su aplicación, y en suma, para mejorar nuestra comprensión sobre el funcionamiento de los sistemas socioambientales). En ese sentido, podría postularse que la utilidad de desarrollo de estos enfoques estaría relacionada con su nivel de complejidad. En cualquier caso, llama la atención el interés escaso demostrado en general por los trabajos de este libro en cuanto a poner de manifiesto las fuentes de incertidumbre sobre sus conclusiones y sobre las consecuencias de las decisiones sobre uso de la tierra basadas sobre tales conclusiones. Por esto, sería recomendable que las aplicaciones futuras de estos enfoques destaquen su utilidad de desarrollo, considerando de manera explícita sus limitaciones derivadas de: a) el conocimiento de los factores conductores (externos al sistema) y los procesos ecosistémicos que afectan la provisión y captura de SE, y b) los niveles de incertidumbre de tales procesos. Como puede esperarse en cualquier proceso de integración creciente, el análisis de los casos de estudio presentados en este libro muestra que la mayor parte se ubican dentro del primer tramo de ese camino lógico (la cuantificación de variables físicas relacionadas a la provisión de un SE). Si bien este paso es necesario, tanto desde la necesidad de medir como de comprender el funcionamiento del sistema, surge también la necesidad clara de contar con abordajes más integrales. Sin embargo, a medida que esta integración se profundiza es necesario contar con herramientas analíticas más sofisticadas. Ejemplo de ello es el pasaje de abordajes determinísticos de la provisión de SE hacia abordajes más probabilísticos, en los que técnicas como las aproximaciones bayesianas (Martin et al. 2005), la lógica difusa (Beynon y Munday 2008, Zimmermann 1996), o el uso de conocimiento experto (Girard y Hubert 1999) pueden cumplir un rol importante. Este tipo de aproximaciones analíticas incorporan la idea de análisis de riesgo en el proceso de evaluación y cuantificación de la provisión de SE (Barkmann et al. 2008).

Otro aspecto importante que surge a partir del análisis de los trabajos presentados en este libro es el escaso abordaje de la dimensión social y la ausencia de la dimensión cultural de los SE. Una explicación de ese déficit puede consistir en la dificultad que conlleva la cuantificación de aspectos subjetivos como los basados en culturas o creencias. La inclusión de la subjetividad es una dimensión imposible de obviar, a medida que las evaluaciones de SE van cobrando mayor relevancia social o utilidad de producto (Daily 2000). En este sentido, la relevancia social de esas evaluaciones, para cualquier marco de abordaje, resultaría beneficiada por la aplicación de metodologías orientadas al logro de consensos entre visiones encontradas (Kumar y Kumar 2008). Una de estas metodologías consiste en el método del panel Delphi, donde a partir de interacciones repetidas se intenta, de manera sistematizada, lograr el máximo acuerdo entre partes o visiones encontradas (Curtis 2004).

Por último, la inclusión del componente humano en la evaluación de la provisión de SE no sólo es necesaria en tanto existen distintas valoraciones culturales de los SE sino también porque opera como fuente de variación de las acciones que tiene un efecto final sobre los ecosistemas (Kristensen et al. 2001). Es decir que los ecosistemas van a ser modificados de distinta manera según los agentes que sobre él actúen tengan una lógica de acción u otra (Zellner et al. 2008). Los agroecosistemas argentinos poseen distintos tipos de agentes (e.g., contratistas, dueños, pequeños productores, empresas de escalas) y su vinculación con cualquiera de las esferas de análisis vinculadas a los SE (i.e., física, social, económica) son distintas. Por este motivo, esta heterogeneidad debería también ser contemplada en la evaluación de los SE, y los modelos basados en agentes ("agents-based models") son herramientas disponibles que, aplicadas a la medición de los SE, son capaces de representar la variabilidad en el impacto sobre el ambiente de distintas lógicas de uso de los recursos naturales (Ekboir 2003).

BIBLIOGRAFIA

- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74:19-31.
- Ascough II, J.C., H.R. Maier, J.K. Ravalico y M.W. Strudley. 2008. Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making. *Ecological Modelling* 219:383-399.
- Barkmann, J., K. Glenk, A. Keil, C. Leemhuis, N. Dietrich, et al. 2008. Confronting unfamiliarity with ecosystem functions: The case for an ecosystem service approach to environmental valuation with stated preference methods. *Ecological Economics* 65:48-62.
- Barrios, E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 64:269-285.
- Beynon, M.J. y M. Munday. 2008. Considering the effects of imprecision and uncertainty in ecological footprint estimation: An approach in a fuzzy environment. *Ecological Economics* 67(3):373-383.
- Brussaard, L., P.C. de Ruiter y G.G. Brown. 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121:233-244.
- Curtis, I.A. 2004. Valuing ecosystem goods and services: a new approach using a surrogate market and the combination of a multiple criteria analysis and a Delphi panel to assign weights to the attributes. *Ecological Economics* 50:163-194.
- Chee, Y.E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120:549-565.
- Daily, G.C. 2000. Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 3:333-339.
- Dale, V.H. y S. Polasky. 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 64:286-296.
- 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.
- de Rosnay, J. 1979. *The Macroscopic: a New World Scientific System*. Harper & Row, New York, New York. EE.UU.
- Suter, G.W. 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environm. Toxicol. Chem* 12:1533-1539.
- Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, D.M. Richardson, D.C. Le Maitre, et al. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127:135.

- Egoh, B., M. Rouget, B. Reyers, A.T. Knight, R. M. Cowling, et al. 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecological Economics* 63:714-721.
- Ekboir, J. 2003. Why impact analysis should not be used for research evaluation and what the alternatives are. *Agricultural Systems* 78:166-184.
- Ferreira, C. 2006. Emery analysis of one century of agricultural production in the Rolling Pampas of Argentina. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* 5:185-205.
- Fisher, B., R.K. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Girard, N. y B. Hubert. 1999. Modelling expert knowledge with knowledge-based systems to design decision aids : The example of a knowledge-based model on grazing management. *Agricultural Systems* 59:123-144.
- Haberl, H., M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, H. Weisz y V. Winiwarter. 2004. Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy* 21:199-213.
- Jorgensen, S.E. y B.D. Fath. 2004. Application of thermodynamic principles in ecology. *Ecological Complexity* 1:267-280.
- Kristensen, S.P., C. Thenail y L. Kristensen. 2001. Farmers' involvement in landscape activities: An analysis of the relationship between farm location, farm characteristics and landscape changes in two study areas in Jutland, Denmark. *Journal of Environmental Management* 61:301-318.
- Kroeger, T. y F. Casey. 2007. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. *Ecological Economics* 64:321-332.
- Kumar, M. y P. Kumar. 2008. Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. *Ecological Economics* 64:808-819.
- Lindeijer, E. 2000. Review of land use impact methodologies. *Journal of Cleaner Production* 8:273-281.
- MA. 2005. Millenium Ecosystem Assessment, Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis, Washington, D.C.
- Mahmoud, M., Y. Liu, H. Hartmann, S. Stewart, T. Wagener, et al. 2009. A formal framework for scenario development in support of environmental decision-making. *Environmental Modelling and Software* 24:798-808.

- Martin, T.G., P.M. Kuhnert, K. Mengersen y H.P. Possingham. 2005. The power of expert opinion in ecological models using bayesian methods: impact of grazing on birds. *Ecological Applications* 15:266-280.
- Pavlikakis, G.E. y V.A. Tsihrintzis. 2003. A quantitative method for accounting human opinion, preferences and perceptions in ecosystem management. *Journal of Environmental Management* 68:193-205.
- Sahinidis, N.V. 2004. Optimization under uncertainty: state-of-the-art and opportunities. *Computers & Chemical Engineering* 28:971-983.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de La Nación. 2004. Programa Evaluación de Impacto Ambiental. Normas Provinciales. www.ambiente.gov.ar/default.asp?IdArticulo=1897 (último acceso: 29/09/2010).
- 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.
- van der Werf, H.M.G. y J. Petit. 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93:131-145.
- Wackernagel, M., L. Onisto, P. Bello, A. Callejas Linares, I.S. López Falfan, et al. 1999. National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics* 29:375-390.
- Wagendorp, T., H. Gulinck, P. Coppin y B. Muys. 2006. Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. *Energy* 31:112-125.
- Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.
- Zellner, M.L., T.L. Theis, A.T. Karunanithi, A.S. Garmestani y H. Cabezas. 2008. A new framework for urban sustainability assessments: Linking complexity, information and policy. *Computers, Environment and Urban Systems* 32:474-488.
- Zimmermann, H.J. 1996. Fuzzy set theory and its applications. Boston, MA. EE.UU.

Capítulo 31

**DESDE LA DISCUSIÓN CONCEPTUAL Y
METODOLÓGICA A LA ACCIÓN. EL USO DEL
CONCEPTO DE SE EN EL PROCESO DE TOMA DE
DECISIONES**

José M. Paruelo, Lorena P. Herrera, Mariana Moricz, Rocío Urrutia, María E. Zaccagnini, Daniel Somma, Carina Quispe, Gustavo Giaccio, Fernando Milano, Miguel Barreda y Darío Ceballos

INTRODUCCIÓN

Uno de los potenciales del concepto de servicios ecosistémicos (SE) es el de constituir un puente entre el sistema de ciencia y técnica (CyT) y las acciones a implementar desde las instituciones del Estado y la sociedad civil. En la medida en que tratan la relación entre el medio biofísico y las sociedades humanas, los SE y su provisión constituyen un tema complejo que involucra múltiples campos disciplinarios. Para que el concepto de SE adquiera operatividad y contribuya a la toma de decisiones más racionales es necesario operar sobre distintos niveles, desde la investigación básica hasta el desarrollo de herramientas y la generación de sistemas de información y difusión públicos. Por ejemplo, en salud pública la implementación efectiva de acciones no depende sólo de definir a nivel de profesionales, expertos y tomadores de decisiones las acciones concretas de profilaxis, medidas sanitarias y terapias apropiadas, sino también de una difusión adecuada de la problemáticas y de las medidas para enfrentarlas a nivel de la población. En el caso de los temas ambientales, también es importante trabajar en el ámbito de las instituciones que operan sobre tales temáticas y en el de las instituciones que involucran a la sociedad en su conjunto. Para ello es necesario, por un lado, desarrollar metodologías de cuantificación y diagnóstico del cambio en los niveles de provisión de SE y manejos específicos y, por otro, sensibilizar a la población sobre la importancia de estos problemas, generando dispositivos educativos y de difusión. En este capítulo discutiremos acerca de los ámbitos de acción en los cuales el concepto de SE aportaría elementos novedosos para la solución de conflictos ambientales y el manejo sustentable de los recursos, así como también las estrategias de comunicación y educación que permitirían instalar estos temas en la sociedad.

CONTEXTUALIZACIÓN DEL PROBLEMA DE PROVISIÓN DE SE: LOS MODELOS DE DESARROLLO SUBYACENTES

El contexto cultural, político, ideológico, económico y social de un territorio determina la naturaleza y la magnitud de los problemas ambientales. Los esfuerzos tendientes a incorporar el análisis de los SE y su utilización en la definición de políticas y acciones no puede obviar ese contexto, y su caracterización es prioritaria. Por ejemplo, en el caso de la expansión e intensificación de la agricultura debe considerarse especialmente el modelo de desarrollo dominante que configura ese entramado social particular (Figura 1). Podemos considerar como modelo de desarrollo al resultado de la interrelación entre valores culturales y marcos ideológicos (tanto hegemónicos como subordinados) presentes en una sociedad que favorece o permite el desarrollo de determinados estilos productivos. En Latinoamérica existe una gran diversidad de culturas que emergen como resultado de la coexistencia (a veces en armonía y otras en tensión) de pueblos originarios y culturas provenientes de corrientes inmigratorias de distinto origen. Por otra parte, el modelo de desarrollo depende también del contexto político existente en los distintos niveles (desde el local al global), que construye un sentido particular, tanto de los problemas que afectan a una sociedad, como de las posibles soluciones.

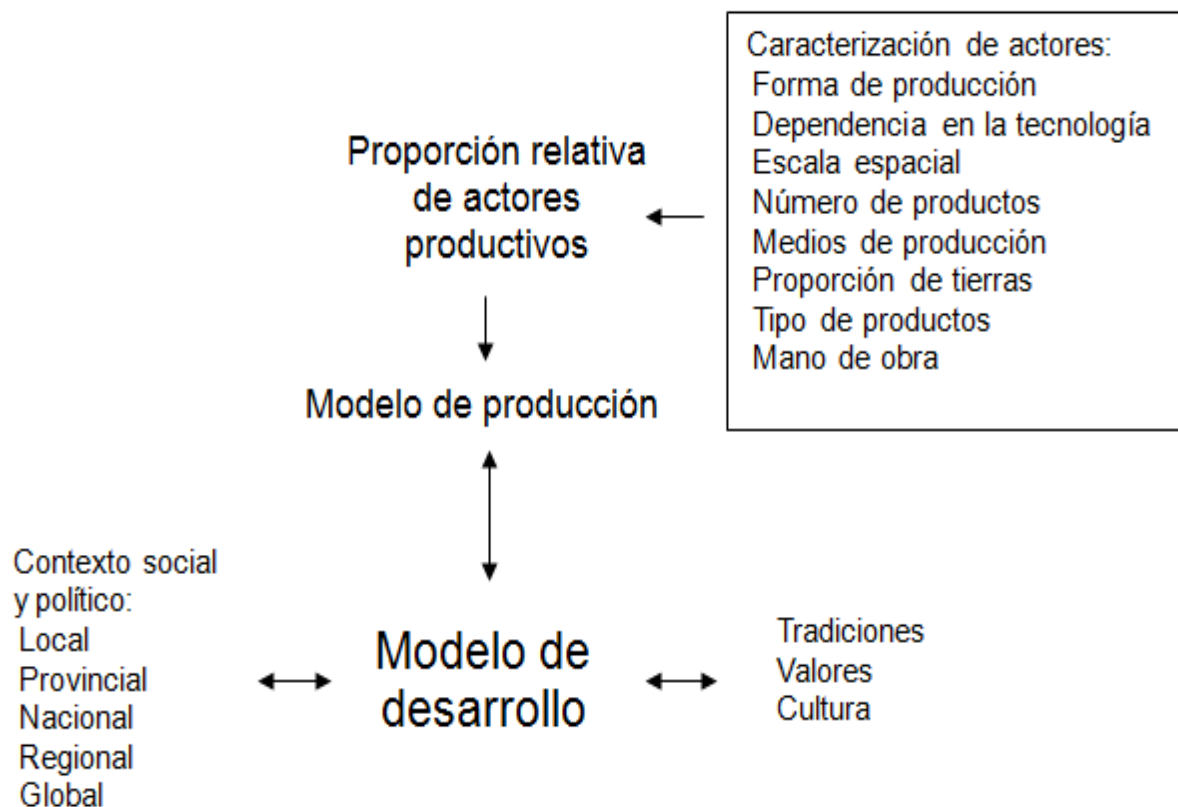


Figura 1. Caracterización del modelo de desarrollo dominante en el sector rural.

Un determinante central del modelo de desarrollo en el sector rural es el estilo productivo (Vanclay et al. 2006) predominante que resulta de la proporción relativa de los distintos actores vinculados al manejo de los recursos naturales y a los procesos de producción en un espacio social determinado. La caracterización de estos actores requiere la consideración de distintas dimensiones entre las

que se puede incluir: la forma de organización de la producción, la racionalidad subyacente, el tipo y diversidad de productos que desarrollan, el régimen de tenencia de la tierra, la dependencia del capital, de tecnología y de mano de obra (Figura 1). Al tener en cuenta estas categorías es posible caracterizar a los actores que configuran un territorio determinado y el estilo productivo preponderante que interviene (de manera positiva o negativa) en la provisión de SE.

De este modo, los modelos de desarrollo resultantes determinan el cambio en el nivel de provisión de SE, definiendo los “afectadores” y “beneficiarios” (Scheffer et al. 2000) y las consecuencias a largo plazo. Identificar estos aspectos en su contexto permite diagnosticar y operar sobre el sistema de manera más adecuada y previsible a partir de distintas herramientas: el ordenamiento territorial (OT) [ver Somma et al. (Cap. 18) y Cisneros et al. (Cap. 24)], la educación, la comunicación, la evaluación de impactos ambientales, los procesos de certificación, etc.

Los modelos de desarrollo subyacentes definen un tipo particular de relación sociedad-naturaleza. Escenarios globales como la mayor demanda por granos para alimentación animal, biocombustibles o la acumulación de ganancias en el corto plazo, operan a nivel latinoamericano como un motor de transformación que promueve la producción de materias primas sin elaboración (“commodities”), pero que afecta de forma sensible la provisión de servicios y la seguridad alimentaria [ver Moricz et al. (Cap. 15)]. Algunos enfoques buscan resolver los conflictos que se plantean entre la oferta y la demanda de distintos bienes y servicios de la naturaleza en un ámbito estrictamente económico y específicamente de mercado. Sin embargo muchas de las problemáticas asociadas a las cuestiones ambientales se deben plantear en ámbitos de una jerarquía superior a la económica: la dimensión política o ética (Calcagno y Calcagno 1995), ya que inciden de manera directa en las condiciones de reproducción de la vida humana y su entorno. Por otra parte la distinta dinámica de los sistemas sociales y biofísicos (i.e., inercia diferencial de procesos sociales y ecológicos, histéresis, etc.) genera serias dificultades para resolver los conflictos en el marco de la lógica de los mercados. La consideración explícita de los modelos de relación sociedad-naturaleza es un imperativo en la búsqueda de soluciones a problemas ambientales.

¿EN QUÉ ÁMBITOS DE ACCIÓN SE PUEDE INCORPORAR EL CONCEPTO DE SE?

Existen múltiples ámbitos de acción en los cuales el concepto de SE puede constituirse en un factor de valor especial. En este artículo discutimos dos en los que la cuantificación de los SE puede mejorar de manera significativa el proceso de toma de decisiones: el OT y los distintos tipos de evaluación ambiental. Otros ámbitos de aplicación del concepto de SE consisten en la certificación de distintos tipos de producciones y el pago o compensación por SE (ver capítulo de Gobbi en este libro). Varias iniciativas de certificación en el ámbito nacional (sistema forestal, siembra directa, Agroecoindex) podrían beneficiarse de la inclusión explícita de los SE.

El ordenamiento territorial (OT)

El ordenamiento territorial rural es un instrumento de la política ambiental que analiza las modalidades del uso del suelo y orienta la localización de las actividades productivas, en el marco de la política de desarrollo regional y a partir de procesos de planificación participativa (INE-

SEMARNAT 2000). Su objetivo es lograr la conservación y el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, lo cual permite minimizar su deterioro a través de sistemas productivos adecuados.

El OT es un proceso técnico-político. Sin embargo no es la yuxtaposición de ambos ya que los dos componentes tienen una relación dialéctica y su aislamiento puede desvirtuar y empobrecer el proceso. La naturaleza territorial del proceso de OT y las dimensiones involucradas (i.e., social, económica, cultural, legal, ambiental) hacen imprescindible la participación de múltiples actores e instituciones.

El concepto de SE puede constituirse en un auxiliar valioso del proceso de OT y planificación del uso del territorio. La evaluación de los SE permite cuantificar en qué medida un proceso dado (e.g., el rendimiento hidrológico, el grado de apertura del ciclo del N, el balance de C, la diversidad en distintos niveles de organización biológica) se ve afectado por cada tipo de intervención (Bürgi et al. 2004), que pueden influir en la asignación de nuevos usos del territorio (e.g., implantación de bosques artificiales, construcción de una carretera, expansión agrícola, desarrollo de un área de regadío, etc.). Más aun, permite explorar cómo se reparten los beneficios económicos y ambientales entre los distintos actores [ver Paruelo (Cap. 6)]. En este libro se exponen varias alternativas para la evaluación de SE [ver Kandus et al. (Cap. 11), Laclau (Cap. 26), Lara y Urrutia (Cap. 3), Orúe et al. (Cap. 10) y Laterra et al. (Cap. 16)]. En la mayoría de los casos, para que estas evaluaciones se tornen operativas, deben realizarse a una escala compatible con el ámbito de acción de los actores involucrados y de las posibles decisiones a tomar. Estas escalas deben definirse no sólo en términos biofísicos sino jurisdiccionales [ver Paruelo (Cap. 6)], lo cual requiere de un inventario de los tipos de coberturas actualizado y de su integración en un SIG junto a los límites administrativo-político. La intersección de tipos de coberturas y de límites jurisdiccionales permitirá la definición de unidades administrativo-ambientales asimilables (e.g., cuencas hidrográficas) [ver Somma et al. (Cap. 18)] al concepto de unidades proveedoras de SE introducido por Luck et al. (2003).

La inclusión de la valoración de los SE en el proceso de toma de decisiones debe partir de la cuantificación de los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas (SE intermedios "sensu" Fisher et al. 2009) que dan lugar a los beneficios específicos (Figura 2). Esto implica definir las "funciones de producción" de los beneficios y servicios finales a partir de los procesos ecosistémicos [ver Laterra et al. (Cap. 16) y Altesor et al. (Cap. 28)]. Por otro lado en el proceso de OT deben definirse las "funciones de afectación", o sea el cambio en el nivel de un proceso ecosistémico o servicio en función de los principales factores de estrés o de perturbación (Figura 2). Tanto la definición de las funciones de producción como de afectación son dos aspectos prioritarios para un uso efectivo del concepto de SE en el proceso de OT. Esta definición, aunque compleja por la existencia de múltiples factores de estrés y perturbación o por la dependencia de un beneficio particular de varios procesos ecosistémicos, constituye una tarea abordable por el sistema de CyT en la medida en que se disponga de los recursos y la organización adecuada. La incorporación de "funciones de producción y afectación" al proceso de OT puede ir asociado a evaluaciones multicriterio [ver Achinelli et al. (Cap. 21)] o a valoraciones de distintos tipo (e.g., energéticas o económicas) [ver Ferraro (Cap. 9), Penna et al. (Cap. 4) y Rótolo (Cap. 27)]. El conocimiento científico y la disponibilidad de metodologías define la calidad del proceso de incorporación del concepto de SE en el proceso de OT. Los valores e intereses de los distintos involucrados adquieren más importancia en la etapa de incorporación de la valoración social y del contexto político, cultural, ideológico y económico (Figura 2).

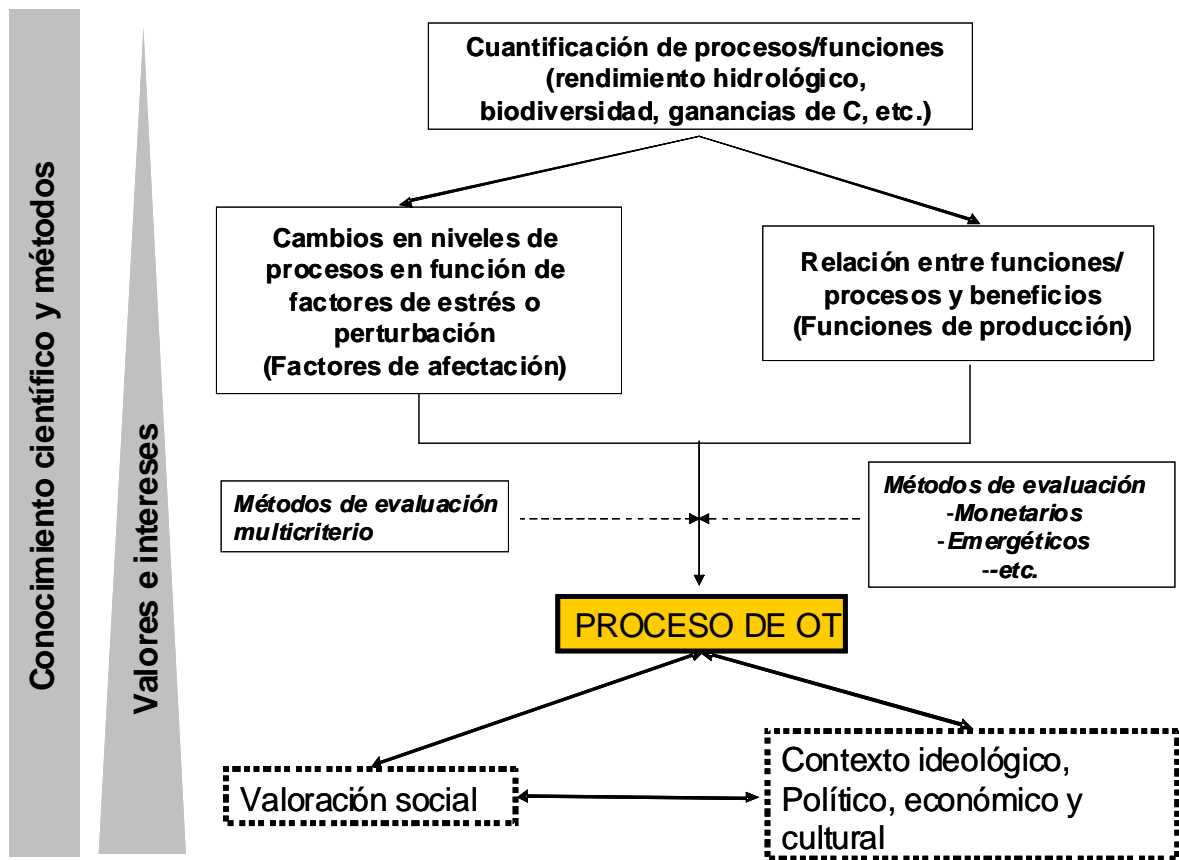


Figura 2. Inclusión de la valoración de los SE en el proceso de toma de decisiones.

Evaluaciones de impacto ambiental (EIA) y evaluación ambiental estratégica (EAE)

Al cuantificar las consecuencias de las acciones a implementar, las EIA (Lee 1997, Valpreda et al. 2003) no toman en cuenta el cambio en el nivel de provisión de los SE. La realización de las EIA en Argentina es de competencia provincial, para lo cual distintos gobiernos provinciales han desarrollado legislaciones y procedimientos locales que las regulan. En ninguna de ellas hay una consideración explícita de los SE. La cuantificación de los cambios observados y proyectados en el nivel de provisión de SE es particularmente importante en el caso de las evaluaciones ambientales estratégicas (EAE) [Partidario 2003, Barral y Maceira (Cap. 19)], una herramienta clave en el proceso de toma de decisiones. Las EAE permiten evaluar las consecuencias ambientales de las políticas, planes y programas (PPP) que lleva adelante un gobierno en la gestión del territorio. Por ende, resulta aplicable a planes de OT; esto permite incorporar la dimensión ambiental desde el comienzo del proceso de planificación. Como en Argentina la EAE no está reglamentada se abre una oportunidad para incluir la cuantificación y seguimiento de los SE en este tipo de procedimientos.

Las EIA acumulativas (EIAAc) tienen un desarrollo incipiente, tanto a nivel nacional como internacional (COPE 2005). A partir del fallo en la causa "Salas Dino y otros c/Provincia de Salta y Estado Nacional" del año 2008, la Corte Suprema de Justicia de la Nación (CSJN) pone de manifiesto la gravedad del problema asociado a la deforestación de la región Chaqueña y plantea,

sobre la base del principio precautorio, la suspensión de los desmontes en cuatro departamentos de la Provincia de Salta (Orán, Rivadavia, San Martín y Santa Victoria) y la realización de un “análisis de impacto ambiental acumulativo de la tala y el desmonte sobre el clima, el paisaje y el ambiente en general, así como en las condiciones de vida de los habitantes”.

La requisitoria de la CSJN indica de forma explícita que las políticas y acciones deben basarse sobre un estudio detallado de los efectos acumulativos de las intervenciones humanas. Este fallo representa, a su vez, un desafío para el sistema de CyT dada su responsabilidad en la generación y puesta a disposición (de las instancias políticas) de la información, marcos conceptuales y conocimiento necesario para actuar. A partir de esa requisitoria un grupo perteneciente a distintas instituciones académicas (Paruelo et al., enviado) presentan a la CSJN un informe que incluye, por un lado, los marcos conceptuales en los cuales debería inscribirse la EIAAc en la región chaqueña y, por otro, las evidencias disponibles acerca del impacto de las acciones de tala y desmontes sobre los SE. La presentación incluye a su vez una descripción de los datos necesarios y las metodologías disponibles para llevar a cabo la EIAAc.

Sobre la base de los antecedentes y marcos conceptuales presentados en el informe, una EIAAc debería contemplar, entre otros aspectos, la identificación de los SE afectados por las acciones evaluadas y la definición de las metodologías para su cuantificación; la cuantificación de procesos/funciones [productividad primaria neta aérea (PPNA), estructura del paisaje] por unidad espacial (píxel o parche), la definición de cambios en los niveles de provisión de procesos o SE en función de factores de estrés o perturbaciones (e.g., uso del suelo, funciones de afectación) y la realización de la cartografía que muestre el grado de modificación de los distintos servicios respecto de situaciones de referencia para distintas configuraciones del paisaje. En dicho informe el énfasis está puesto específicamente en la evaluación de servicios ecosistémicos intermedios (ganancias de C, reservorios de C y nutrientes, dinámica del agua, balance de energía de la superficie y estructura del paisaje).

Sistema de información pública sobre SE y factores de estrés y perturbaciones

En la medida en que los SE se incorporen a distintos procesos de toma de decisiones (i.e., OT, EIA, EAE, etc.), adquiere importancia la disponibilidad de información confiable y accesible sobre su nivel de provisión y sobre cómo distintos tipos de intervenciones pueden modificarlos. Esta información debería ser de acceso público y de libre disponibilidad, a fin de garantizar que todos los actores cuentan con bases de datos comunes. En otros capítulos de este libro se discuten los aspectos ecosistémicos a considerar en la caracterización del nivel de provisión de SE. Estos aspectos no sólo deben tener un vínculo conceptual sólido con el SE a describir (funciones de producción) y ser variables en función de los principales factores de estrés y perturbaciones, sino también cumplir con una serie de características en relación a su registro, que se detallan a continuación.

- Debe existir un protocolo de registro o estimación único y conceptualmente sólido, de modo que sea flexible y aplicable a distintos sistemas
- Su registro debe ser explícito en términos espaciales o, si está derivado de observaciones o simulaciones puntuales, debe existir un protocolo de interpolación

- Deben ser susceptibles de ser medidos o estimados con regularidad a fin de percibir tendencias en el tiempo y caracterizar la variabilidad temporal a largo plazo

Muchas veces los indicadores utilizados en la evaluación de estos servicios tienen un carácter puntual y estático y no representan la dinámica del sistema o sea no proveen la perspectiva del cambio temporal (Carpenter y Folke 2006). Aquellos servicios que se relacionan de forma directa con la circulación de la materia y el flujo de energía, son potencialmente cuantificables con sensores remotos de manera rápida, continua y abarcando amplias superficies. Más aun, el uso de sensores remotos permite el análisis de series temporales extensas que brindan la perspectiva del pasado y permiten la realización de prospecciones.

Diversos SE son cuantificables de manera directa con sensores remotos. Por un lado, es posible estimar servicios de soporte (ver Ecosystem Services Classification in the Ecosystem Millennium Assessment 2006) como por ejemplo la PPN. De hecho, existen programas que generan estimaciones periódicas de esta variable a escala global (Myneni et al. 2002, Grigera et al. 2004, Zhao et al. 2005). También pueden cuantificarse flujos ecosistémicos (servicios intermedios) a partir de los cuales se estima el nivel de provisión de servicios finales de regulación. Por ejemplo, con el uso de herramientas de teledetección es posible estimar la evapotranspiración, la dinámica de la cobertura vegetal, la temperatura superficial o el albedo. Estas variables permiten, junto con datos meteorológicos, climáticos y de terreno, estimar cómo las alteraciones antrópicas o de otro tipo están modificando la capacidad de los ecosistemas de regular el clima o el régimen de inundaciones.

Además del registro de los procesos ecosistémicos a los cuales se asocian SE específicos y sus beneficios para la sociedad, deben registrarse los principales factores de estrés y perturbación. Entre los factores de estrés no debería obviarse el registro espacialmente explícito de fuentes e intensidad de contaminación y los registros climáticos. En este último caso debería prestarse especial atención a los eventos extremos y a las tendencias climáticas. Dentro de los factores de perturbación resulta de particular importancia el registro periódico, a nivel de todo el país y con un protocolo explícito, de los cambios en cobertura y uso del suelo. El proyecto ProReNOA de INTA Salta es un buen ejemplo del sistema de registro de cambios en el uso del suelo a implementar (Volante et al. 2007).

El impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas puede ser evaluado a través del registro del cambio que experimenta el funcionamiento ecosistémico en zonas modificadas por el Hombre respecto de aquellas con escasa o nula alteración. Esto asigna una importancia particular a las redes de espacios protegidos, ya que éstas pueden servir como sistemas de referencia (Schonewaldcox 1988). Las áreas protegidas, dada la diversidad de situaciones ecológicas que representan, generan un sistema muy adecuado para monitorear cambios en el funcionamiento ecosistémico a lo largo de gradientes ambientales o asociados a modificaciones en el uso del suelo. Si bien los ecosistemas protegidos en las redes de reservas no representan necesariamente la vegetación potencial de una región biogeográfica, resultan la mejor aproximación a la caracterización del funcionamiento de los ecosistemas naturales.

La caracterización del funcionamiento ecosistémico basado sobre atributos derivados de información espectral, permite comparar las áreas protegidas y su entorno (Stoms y Hargrove 2000, Garbulsky y Paruelo 2004, Cridland y Fitzgerald 2001). La comparación de las áreas protegidas con áreas no

conservadas circundantes brinda evidencias acerca de los efectos del cambio en el uso de la tierra (la agricultura, la ganadería y la silvicultura) y también de la protección de los ecosistemas sobre su funcionamiento. A su vez, la comparación en el tiempo de variables funcionales medidas en las áreas protegidas mediante series de imágenes satelitales de larga duración, permite aislar el efecto de los cambios climáticos y de la composición atmosférica de los ocurridos por cambios en el uso del suelo.

El uso de atributos derivados de datos espectrales permite emplear una metodología común de evaluación y seguimiento en todas las áreas protegidas de una red (Alcaraz-Segura et al. 2008). Más aun, permite una comparación del impacto basada sobre el mismo conjunto de atributos (i.e., la PPN, el albedo o la evapotranspiración) entre ecosistemas tan diversos como selvas tropicales o desiertos (Garbulsky y Paruelo 2005).

El esquema presentado en la Figura 2 ó la realización de EAE requiere de una buena articulación entre las dimensiones política, técnica y social, y de acciones que vinculen de manera progresiva al sistema de CyT con los tomadores de decisiones. Por un lado, las instituciones del Estado deberían privilegiar al sistema de CyT público como consultor y, por otro, los sectores académicos y tecnológicos deberían desarrollar productos y procedimientos protocolizados y que estén orientados a apoyar la toma de decisiones y la solución de los conflictos asociados al OT. La participación del sistema de CyT público en el proceso de OT permitiría no sólo mejorar la calidad de los materiales de base a partir de los cuales se toman las decisiones, sino también minimizar conflictos de interés. La instrumentación de la participación de Universidades públicas, institutos de CONICET, INTA, INTI, INA, etc., debería aprovechar la complementariedad de enfoques y garantizar sinergias. Para ello la realización de concursos de proyectos que fomenten la conformación de consorcios interinstitucionales aparece como una alternativa muy atractiva. Generar mecanismos transparentes para la selección de grupos de trabajos del sistema de CyT permitirá aumentar la eficiencia en el uso de los recursos y capacidades del Estado.

EDUCACIÓN, SOCIEDAD INFORMADA Y CONCIENCIA SOCIO-AMBIENTAL

Papel del Estado, ONGs, movimientos sociales y sistemas de CyT

El Estado debe tener un papel crucial en la transmisión a la sociedad de la importancia de los servicios ecosistémicos para el bienestar humano. Dentro de sus tareas está promover la incorporación de estos temas en los programas generales de educación básica y media, capitalizar la información generada por el sistema de CyT público y considerarla en la toma de decisiones. A su vez, es fundamental que el Estado (y en este aspecto debe considerarse Estado al conjunto de instituciones estatales que participan en el análisis de los SE, incluyendo el sistema de CyT e institutos de tecnología: INTA e INTI, fundamentalmente) adopte una estrategia de comunicación que divulgue la importancia de conservar el nivel de provisión de los servicios que proveen los ecosistemas. Es importante que el Estado provea fondos para la divulgación de estos temas. A los movimientos sociales y las ONGs les cabe la responsabilidad de alertar acerca de las acciones que afecten el nivel de provisión de los SE y de promover acciones de conservación en ecosistemas que están siendo alterados y degradados.

Los sistemas de CyT pueden realizar aportes importantes en la definición de un correcto manejo y conservación de los SE, por lo que la socialización y difusión de los resultados de sus investigaciones relacionadas a la temática debe trascender el ineludible paso de su publicación en revistas científicas. Un desafío es promover no sólo la interdisciplinariedad sino también la integración interinstitucional para el abordaje de las problemáticas asociadas a la provisión de SE. La promoción por parte del Estado de consorcios integrados por Instituciones con misiones distintas (e.g., investigación, difusión, desarrollo, manejo, planificación) pero complementarias a partir de incentivos específicos puede generar un punto de inflexión en el tratamiento de problemáticas ambientales.

El Estado tiene una responsabilidad central en el monitoreo y cartografía de los SE y factores de estrés/perturbación. El sistema de CyT a través de un proceso transparente y abierto debería tener un papel central en la definición de los protocolos para llevar a cabo estos estudios. Un servicio u oficina especializada en esta tarea (e.g., una "Comisión Nacional de Evaluación y Seguimiento de Servicios Ecosistémicos") sería un auxiliar valioso para todos aquellos que requieren esta información para la planificación y la toma de decisiones.

Estrategias de comunicación y transferencia

Un aspecto fundamental para la instalación del tema en la sociedad y la integración del concepto de SE en la toma de decisiones es la comunicación de la información disponible en los centros de investigación y desarrollo. Para ello debería promoverse, entre otras, las acciones que se detallen a continuación.

- Establecer una unidad de comunicación a cargo de un comunicador social dentro de las instituciones de investigación. Esta unidad de comunicación debe funcionar en colaboración estrecha con los investigadores, a fin de conocer de primera fuente la información que se necesita difundir. Además, debe contar con una estrategia de trabajo que defina de manera clara los objetivos y el público al cual se quiere llegar (i.e., decisores, trabajadores, ONGs, empresarios, público en general, etc.)
- Fomentar la creación de una red de comunicadores entre instituciones que estudian los SE
- Fomentar la realización de talleres y seminarios con científicos y comunicadores para mostrar la investigación que se realiza y para definir pautas de comunicación para llegar a la sociedad
- Fomentar la realización de talleres, seminarios, y/o salidas de campo a nivel local que involucren la participación de científicos, tomadores de decisiones, comunidades campesinas y sociedad en general para contribuir a la discusión de los problemas existentes y de las posibles soluciones
- Fortalecer el trabajo con maestros y niños en las escuelas a través de la realización de talleres que fomenten la discusión y el trabajo sobre SE a nivel global y local

- Utilizar todos los medios disponibles de comunicación tales como periódicos, radios, televisión e Internet para difundir la importancia de los SE. Un ejemplo puede ser la difusión en periódicos locales de los principales hallazgos publicados en revistas internacionales
- Generar un sistema de información pública sobre SE en Internet que permita aunar los hallazgos de los distintos grupos de investigación acerca del tema
- Participar en iniciativas a nivel internacional que permitan la interacción con grupos de investigación en el tema de distintos países. Un ejemplo lo constituye el caso del proyecto PROAGUA-CYTED donde distintos países de Latinoamérica tienen la oportunidad de compartir sus experiencias en torno a la investigación en temas del agua, también el desarrollo del capítulo Latinoamericano de IALE (International Association for Landscape Ecology) ilustra la confluencia de experiencias del subcontinente en temáticas de gran interés actual como la fragmentación del paisaje natural
- Generar herramientas que incidan en la valoración social a través de la creación de un blog de opinión

Los SE en el currículo de formación profesional

Para una correcta conservación y manejo de los recursos naturales resulta clave incorporar la temática de SE en la formación de los futuros profesionales: biólogos, ingenieros agrónomos, ingenieros forestales, licenciados o ingenieros en ciencias ambientales o en recursos naturales. Estos nuevos profesionales deben ser capaces de resolver problemas que se plantean en el nivel de ecosistemas, considerando los aspectos tanto sociales como económicos que subyacen al problema ambiental. La formación de estos profesionales, si bien se centra de manera particular en el estudio de una entidad biológica (el ecosistema), debe ser transdisciplinaria (Papst 2003) y también incluir los ámbitos sociales, culturales y económicos. Este profesional debe incorporar herramientas de extensión que le permitan construir y manejar las necesarias interacciones con las comunidades involucradas en sus distintos estratos (i.e., grandes empresas, trabajadores rurales y urbanos, sectores medios urbanos, pequeños y medianos productores, pueblos originarios, instituciones estatales, ONGs, medios de comunicación, etc.). Otro aspecto importante es la formación del profesional en el ámbito de la comunicación, de manera que adquiera los conocimientos básicos para transmitir información a la sociedad. Por último, es esencial un programa de prácticas profesionales donde pueda aplicar los conocimientos adquiridos en relación a diferentes problemas ambientales.

A raíz de la multiplicidad de formas y soluciones que adquieren los problemas ambientales resulta deseable que los profesionales tengan una visión que trascienda el ámbito nacional. La integración de planes de estudios entre universidades de la región y de otras partes del mundo permitirá incorporar nuevas herramientas y experiencias no sólo para el estudio de los ecosistemas, sino también para la solución de problemas en sus respectivas realidades locales. Este tipo de acciones pueden contribuir a hacer efectivo en temáticas ambientales el concepto de "glocalización", o sea, la mezcla que se da entre los elementos locales y particulares con los de alcance planetario (Robertson 2003). Dentro de este contexto es necesario generar un espacio regional a nivel de Latinoamérica conformado por científicos, técnicos, profesionales y actores involucrados en la temática que se constituya como referente crítico con capacidad de interpelar estas tendencias y construir un discurso al nivel general.

Los SE en la educación obligatoria y no formal

En los últimos años se vienen desarrollando distintos avances en la enseñanza obligatoria en relación a los temas ambientales. Sin embargo, estas iniciativas deben fortalecerse por medio del fomento de los lazos entre los investigadores y la comunidad educativa, a través de proyectos con el Ministerio de Educación en el nivel nacional y en el provincial. Es importante, además, generar recursos pedagógicos tales como folletos, manuales y libros en lenguaje adecuado. En la medida de lo posible resulta recomendable capacitar a los docentes en temas sobre los ecosistemas y sus servicios.

Por otra parte, y en términos de la educación no formal, resulta necesario realizar capacitaciones a profesionales en el ámbito de los recursos naturales (y en especial a extensionistas) para que adquieran los conocimientos necesarios que necesitan ser transmitidos en relación con los SE. Iniciativas tales que fomenten una participación activa de docentes y estudiantes en la identificación de problemas y el desarrollo de soluciones deberían ser promovidas y apoyadas. Metodologías tales como "La enseñanza de la Ecología en el Patio de la Escuela" (Arango et al. 2002) deberían ser promovidas y apoyadas.

PROBLEMAS Y DESAFÍOS: LA ESCALA, LOS CONFLICTOS INTERJURISDICCIONALES Y LA DESVINCULACIÓN DEL TERRITORIO

Uno de los puntos críticos para la toma de decisiones es el conocimiento acerca de los distintos aspectos 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 y en las interacciones entre éstos [Kremen 2005, Carpenter et al. 2009, Balvanera et al. (Cap. 2) en este libro]. La importancia relativa de un SE entre distintos grupos de involucrados es variable en el tiempo y espacio (Maass et al. 2005, Rodríguez et al. 2006). Por otro lado, los distintos SE interactúan de manera tal que al favorecer a algunos otros se ven afectados de manera negativa, y esto puede suceder en distintas escalas espaciales y temporales.

El componente biofísico presenta una heterogeneidad (i.e., unidades de vegetación, tipos de cobertura, paisajes, etc.) que debe ser considerada de manera conjunta con la heterogeneidad del componente social. Esta heterogeneidad incluye tanto lo administrativo y jurisdiccional como lo cultural. Considerar de manera conjunta ambas heterogeneidades permite plantear los problemas y necesidades que surgen de la ocupación del territorio, como también canalizar las acciones que se tomen sobre el medio natural. Por lo tanto, definir la escala de estudio de provisión de SE conduce a analizar no sólo el aspecto biofísico dentro del cual se expresan los procesos ecológicos, sino también los aspectos administrativos, jurisdiccionales y de identidad cultural que dan el marco para la toma de decisiones. Esto conduce a integrar a las jurisdicciones involucradas en la toma de decisiones sobre los procesos ecológicos en relación a los SE de un determinado territorio.

Otro de los problemas vislumbrados para la correcta planificación y manejo de los ecosistemas es que en la actualidad el OT sólo es considerado para el caso de los bosques nativos, como desde 2007 lo establece la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de Bosques Nativos (Ley 26.331). Sería preciso incorporar la herramienta para todas las dimensiones

que componen los ecosistemas, ya que de modo contrario, se hace imposible una aplicación y fiscalización correcta de los SE en su conjunto.

Por otra parte existe, una tendencia general del sistema legislativo y judicial a minimizar los castigos aplicados a los delitos ambientales, esto provoca que las penas no sean temidas ni respetadas por los infractores. Esta falencia, además, va acompañada por debilidades en el control y la fiscalización de las faltas. Estas circunstancias provocan que rara vez los delitos sean detectados y penalizados. Todas estas falencias entregan como desafío revisar la normativa actual y promover su mejoramiento considerando lo antes expuesto. La comunidad científica tiene la obligación de acercarse a los legisladores y comunicar la información necesaria que dé sustento a las leyes que rigen los ecosistemas.

Considerar de forma explícita la resolución y la extensión del análisis de los SE permite evaluar el vínculo territorial de cada uno de los actores, tanto en su papel de afectados como de beneficiarios. Un punto conflictivo en el proceso de toma de decisiones, relacionado al vínculo territorial, es la tensión entre lo urbano y lo rural. En varios países, incluida Argentina, muchas de las decisiones relacionadas con el uso y el manejo de los recursos naturales y, por ende, con la provisión de SE, las toman desde los sectores urbanos. En términos históricos, la disociación entre la toma de decisiones y el lugar de ejecución ha sido una de las razones que subyacen a muchos problemas ambientales (Redman 1999). El desafío es fomentar modelos productivos que facilitan la toma de decisiones "in situ" sobre los SE. Tal es el caso de los sistemas de "manejo adaptativo". Estos esquemas reconocen las incertidumbres y, basados en el mejor conocimiento del sistema, los programas de manejo se diseñan acompañados de pronósticos a corto, mediano y largo plazo que consideran como el sistema responderá a dicho programa de manejo [ver Balvanera et al. (Cap. 2)]. Mediante un monitoreo del comportamiento del sistema, se contrastan los pronósticos, y de no cumplirse, el manejo se ajusta o adapta. De esta manera, con el "manejo adaptativo" se va aprendiendo del sistema conforme se avanza en el programa de manejo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz-Segura, D., G. Baldi, P. Durante y M.F. Garbulsky. 2008. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas: tres casos de estudio a distintas escalas espaciales, temporales y de gestión. *Ecosistemas* 17(3):108-117.
- Arango, N, M. Elfi Chaves y P. Feinsinger. 2002. Guía metodológica para la enseñanza de Ecología en el patio de la escuela. Nueva York, NY. EE.UU. Primera Edición. EEPE, National Audubon Society.
- Burgi, M., A.M. Hersperger y N. Schneeberger. 2004. Driving forces of landscape change-current and new directions. *Landscape Ecology* 19:857-868.
- Calcagno, A.E. y A.F. Calcagno. 1995. El universo neoliberal: recuento de sus lugares comunes. Alianza Editorial. Buenos Aires. Argentina.
- Carpenter, S.R., H.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. DeFries R, et al. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc Natl Acad Sci USA* 106:1305-1312.
- Carpenter, S.R. y C. Folke. 2006. Ecology for transformation. *Trends in Ecology and Evolution* 21:309-315.
- COPE. 2005. Evaluación Ambiental Estratégica. Plan estratégico. Buenos Aires 2010. Coordinación del Plan Estratégico del gobierno de la ciudad de Buenos Aires. www.metropolitana.org.ar/archivo/prensa/informes_especiales/eae.pdf (último acceso 21/10/2010).
- Cridland S. y N. Fitzgerald. 2001, *Incidence of extreme climatic events*. National Land and Water Resources Audit Rangelands Project Report, Canberra.
- Fisher, B., R.K. Turner y D.P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Gallo, K., S.H. Lanigan, P. Eldred, S.N. Gordon y C. Moyer. 2005. Northwest Forest Plan - the first 10 years (1994-2003): preliminary assessment of the condition of watersheds. Pp. 133 en: Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-647. Portland, OR. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. EE.UU.
- Garbulsky, M.F. y J.M. Paruelo. 2004. Remote sensing of protected areas to derive baseline vegetation functioning characteristics. *Journal of Vegetation Science* 15:711-720.
- Grigera, G., M. Oesterheld y F. Pacín. 2004. Monitoring forage production with MODIS data for farmers' decision making. MODIS Vegetation Workshop II. Montana, 17-19 agosto de 2004.
- INE-SEMARNAT. 2000. El ordenamiento ecológico del territorio. Logros y retos para el desarrollo sustentable 1995-2000, México.

- Kremen, C. 2005. Managing for ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- Lee, N. 1997. Evaluación Ambiental Estratégica aplicada a políticas, planes y programas. En: Lorca, M. e I. Sobrini Sagaseta (eds.). *Avances en evaluación de impacto ambiental y ecoauditoría*. Editorial Trotta. Serie medio ambiente.
- Luck, G.W., G.C. Daily y P.R. Ehrlich. 2003. Population diversity and ecosystem services. *TREE* 18(7):331-336.
- Maass, J., P. Balvanera, A. Castillo, G. Daily, H. 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(1):17. www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/ES-2004-1219.pdf (último acceso 25/10/2010).
- Myneni R.B., S. Hoffman, Y. Knyazikhin, J.L. Privette, J. Glassy, et al. 2002. Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. *Remote Sensing of Environment* 83:214-231.
- Papst, J. 2003. The Unifying Method of the Humanities, Social Sciences and Natural Sciences: The Method of Transdisciplinarity. In: *TRANS. Internet-Zeitschrift für Kulturwissenschaften*. No. 15/2003. www.inst.at/trans/15Nr/01_6/papst_report15.htm (último acceso 25/10/2010).
- Partidario, M. 2003. Course Manual: Strategic Environmental Assessment, current practices, future demands and capacity-building needs. International Association for Impact Assessment. IAIA Training Courses.
- Paruelo, J.M., et al. (enviado). Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del Este de Salta, Argentina. *Ecología Austral*.
- Redman, C. 1999. *Human Impact on Ancient Environments*. The University of Arizona Press. Pp. 288.
- Robertson, R. (2003). *Glocalización: tiempo-espacio y homogeneidad-heterogeneidad*. Cansancio del Leviatán: problemas políticos de la mundialización. Madrid: Trotta.
- 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(1):28. www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/ (último acceso 21/10/2010).
- Scheffer, M., W. Brock y F. Westley. 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems* 3:451-471.
- Schonewaldcox, C.M. 1988. Boundaries in the protection of nature reserves. *BioScience* 38(7):480-486.

- Stoms, D.M. y W.W. Hargrove. 2000. Modeling potential NDVI to monitor environmental stress. *International Journal of Remote Sensing* 21(2):401-407.
- Valpreda, C., M. Gudiño y M. Villegas de Lillo. 2003. La Evaluación de Impacto Ambiental y el Ordenamiento Territorial. *Sociologia Ruralis* 46(1):61-82. www.cifot.com.ar/proyeccion/admin/index.php?/frontend/fichaArticulo/26 (último acceso 20/10/2010).
- Vanclay, F., P. Howden, L. Mesiti y S. Glyde. 2006. The Social and Intellectual Construction of Farming Styles: Testing Dutch Ideas in Australian Agriculture. *Sociologia Ruralis* 46(1):61-82.
- Volante, J.N., H.P. Paoli, Y. Noé y H.J. Elena. 2005. Análisis de la rotación de cultivos extensivos del noroeste argentino a partir de teledetección y sistemas de información geográfica. Período 2000-2005. Congreso de la asociación española de teledetección. Mar del Plata, 19 al 21 de septiembre de 2007. Disponible en: geointa.inta.gov.ar/node/11/id%3D11 (último acceso 21/10/2010).
- Zhao, M., F.A. Heinsch, R.R. Nemani y S.W. Running. 2005. Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global dataset. *Remote Sensing of Environment* 95:164-176.

ÍNDICE DE AUTORES Y FILIACIONES

Abdo, Martín

Subsecretaría de Agricultura Familiar. MINAGRI. Pcia. de Salta. Argentina.

Achinelli, Moira L.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Corrientes, Grupo Recursos Naturales. Pcia. de Corrientes. PNECO 1303: Valoración de los bienes y servicios ecosistémicos para caracterizar vulnerabilidad en áreas ecológicas críticas. Programa Nac. Ecoregiones. Argentina. Email: melian10@yahoo.com.

Alcaraz-Segura, Domingo

UAL (Univ. de Almería), Dto. de Biología Vegetal y Ecología. La Cañada de San Urbano, (04120) Almería. España.

Altesor, Alice

UDELaR (Univ. de la República), Fac. de Ciencias, Inst. de Ecología y Ciencias Ambientales. Uruguay. Email: aaltesor@fcien.edu.uy.

Antón, José M.

UPM (Univ. Politécnica de Madrid), ETSIA (Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos). Madrid. España.

Ávila, Patricia

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Baigún, Claudio

IIB-INTECH. Camino de Circunvalación de Laguna, km 6, (7130)Chascomús, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Balvanera, Patricia

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México. Email: pbalvane@oikos.unam.mx.

Barral, María P.

Univ. FASTA (Fraternidad de Agrupaciones Santo Tomás de Aquino). Argentina. Email: mpaulabarral@gmail.com.

Barreda, Miguel

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), AER Cruz del Eje, Programa Prohuerta (INTA-MDS). Pcia. de Córdoba. Argentina.

Barth, Iris

Convenio CIM-GTZ/INTA, Coordinación Nac. de Transferencia y Extensión. Argentina.

Beltrán, Javier

The Nature Conservancy. (8400)San Carlos de Bariloche, Pcia. de Río Negro. Argentina.

Bernardos, Jaime

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Ing. Agr. Guillermo Covas. Ruta Nac. 5, km 580. C.C. 11, (6326)Anguil, Pcia. de La Pampa. Argentina.

Bilenca, David N.

UBA (Univ. de Buenos Aires), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Ecología, Genética y Evolución. Ciudad Universitaria, Pabellón II, 4^{to} piso. (C1428EHA)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Boasso, Miguel

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), OIT Morillo. Argentina.

Booman, Gisel C.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Unidad Integrada EEA Balcarce-UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata), FCA (Fac. de Ciencias Agrarias). C.C. 276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Caballero, Karina

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Fac. de Economía. México.

Calamari, Noelia

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Paraná. Ruta Nac. 11, km 12.5, (3101)Oro Verde, Pcia. de Entre Ríos. Argentina.

Canavelli, Sonia

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Paraná. Ruta Nac. 11, km 12.5, (3101)Oro Verde, Pcia. de Entre Ríos. Argentina.

Cantero, Alberto

UNRC (Univ. Nac. de Río Cuarto), Fac. de Agronomía y Veterinaria. Pcia. de Córdoba. Argentina.

Caride, Constanza

UBA (Univ. de Buenos Aires), FA (Fac. de Agronomía). Dto. de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. IFEVA (Inst. de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura). LART (Lab. de Análisis Regional y Teledetección). (1417)Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: ccaride@agro.uba.ar.

Carreño, Lorena V.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Ing. Agr. Guillermo Covas. Ruta Nac. 5, km 580, C.C. 11, (6326)Anguil, Pcia. de La Pampa. Argentina.

Castellarini, Fabiana

UNC (Univ. Nac. de Córdoba). IMBIV (Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal). Pcia. de Córdoba. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Castillo, Alicia

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Castrillo, Silvana

UNSA (Univ. Nac. de Salta). Pcia. de Salta. Argentina.

Ceballos, Darío

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Delta del Paraná. Río Paraná de la Palmas y Canal Laurentino Comas, 4^{ta} Sección de Islas. (2804)Campana, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Cisneros, José M.

UNRC (Univ. Nac. de Río Cuarto), Fac. de Agronomía y Veterinaria. Pcia. de Córdoba. Argentina. Email: jcisneros@ayv.unrc.edu.ar.

Cittadini, Roberto

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria). Coordinador Nac. del Programa Prohuerta (INTA-MDS). Argentina.

Codesido, Mariano

UBA (Univ. de Buenos Aires), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Ecología, Genética y Evolución. Ciudad Universitaria, Pabellón II, 4^{to} piso. (C1428EHA)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: mcodesido@ege.fcen.uba.ar.

Cristeche, Estela

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), IES (Inst. de Economía y Sociología). Argentina.

Dagnino, Laura G.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Sáenz Peña, Área Recursos Naturales. Gestión Ambiental. Ruta 95, km 1108, (3700)Pres. Roque Sáenz Peña, Pcia. de Chaco. Argentina. Email: ldagnino@saenzpe.inta.gov.ar.

de Prada, Jorge D.

UNRC (Univ. Nac. de Río Cuarto), Dto. de Economía Agraria. Fac. de Agronomía y Veterinaria. Pcia. de Córdoba. Argentina.

Degioanni, Américo J.

UNRC (Univ. Nac. de Río Cuarto), Fac. de Agronomía y Veterinaria. Pcia. de Córdoba. Argentina.

Easdale, Marcos

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Bariloche. Becario del Grupo de Economía y Sociología Rural. C.C. 277, (8400)San Carlos de Bariloche, Pcia. de Río Negro. Argentina.

Engler, Patricia L.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Paraná. UNER (Univ. Nac. de Entre Ríos), Fac. de Ciencias Agropecuarias. Pcia. de Entre Ríos. Argentina.

Escapa, Mauricio

UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Biología. (7600)Mar del Plata, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Fanjul, Eugenia

UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Biología. (7600)Mar del Plata, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas).

Ferraro, Diego O.

UBA (Univ. de Buenos Aires), FA (Fac. de Agronomía), Cátedra de Cereales. IFEVA (Inst. de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura). (1417)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: ferraro@agro.uba.ar.

Flores, Adriana

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Inst. de Ecología, A.C. Apdo. Postal 27-3. Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Galicia, Claudia

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Galindo, Luis M.

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Inst. de Investigaciones Sociales. México.

Gasparri, N. Ignacio

UNT (Univ. Nac. de Tucumán), Fac. de Ciencias Naturales, Inst. de Ecología Regional. C.C. 34, (4107)Yerba Buena, Pcia. de Tucumán. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Gasparri, Marcelo A.

UNLP (Univ. Nac. de La Plata), Fac. de Ciencias Agrarias y Forestales. La Plata, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Giaccio, Gustavo

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), CEI Barrow. Extensionista del Grupo de Extensión y Desarrollo Rural. Ruta Nac. 3, km 487, (7500)Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Gil, Horacio

UNRC (Univ. Nac. de Río Cuarto), Fac. de Agronomía y Veterinaria. Pcia. de Córdoba. Argentina.

Gobbi, José A.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Colonia Benítez. M. Briolini s/n, (3505)Colonia Benítez, Pcia. de Chaco. Argentina. Email: jgobbi@correo.inta.gov.ar.

Goijman, Andrea

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Inst. de Recursos Biológicos. De los Reseros y Las Cabañas s/n, (1712)Castelar, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

González Trilla, Gabriela

UNSAM (Univ. Nac. de San Martín), 3iA (Inst. de Investigación e Ingeniería Ambiental, LETyE (Lab. de Ecología, Teledetección y Ecoinformática), GIEH (Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales). Peatonal Belgrano 3563, Piso 1, (1650)Gral. San Martín, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Grau, Juan B.

UPM (Univ. Politécnica de Madrid), ETSIA (Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos). Madrid. España.

Grau, H. Ricardo

UNT (Univ. Nac. de Tucumán). Fac. de Ciencias Naturales. Inst. de Ecología Regional. C.C. 34, (4107)Yerba Buena, Pcia. de Tucumán. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: chilograu@gmail.com.

Herrera, Lorena

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Unidad Integrada EEA Balcarce-UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata). FCA (Fac. de Ciencias Agrarias). C.C. 276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: lherrera@mdp.edu.ar.

Iribarne, Oscar O.

UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Biología. (7600)Mar del Plata, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Isacch, Juan P.

UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Biología. (7600)Mar del Plata, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: jpisacch@mdp.edu.ar.

Jaubertie, Clement

Funcionario del Gobierno de Francia.

Jobbágy, Esteban G.

UNSL (Univ. Nac. de San Luis), IMASL (Inst. de Matemática Aplicada San Luis), GEA (Grupo de Estudios Ambientales). Av. Ejército de los Andes 950, (5700)San Luis, Pcia. de San Luis. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: jobbagy@unsl.edu.ar.

Kandus, Patricia

UNSAM (Univ. Nac. de San Martín), 3iA (Inst. de Investigación e Ingeniería Ambiental, LETyE (Lab. de Ecología, Teledetección y Ecoinformática), GIEH (Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales). Peatonal Belgrano 3563, Piso 1, (1650)Gral. San Martín, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: pkandus@unsam.edu.ar.

Kees, Sebastián

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Sáenz Peña, Área Recursos Naturales. Estación Forestal Pres. de la Plaza, Lote IV, (3536)Colonia Santa Elena, Pcia. de Chaco. Argentina.

Laclau, Pablo

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Balcarce, Dto. de Agronomía. Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: placlau@balcarce.inta.gov.ar.

Lara, Antonio

UACH (Univ. Austral de Chile), Fac. de Ciencias Forestales, Inst. de Silvicultura. C.C. 567, Valdivia. Núcleo FORECOS y Fundación FORECOS. Chile. Email: antoniolara@uach.cl.

Laterra, Pedro

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Unidad Integrada EEA Balcarce-UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata). FCA (Fac. de Ciencias Agrarias). C.C. 276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: platterra@balcarce.inta.gov.ar.

Lazos Chavero, Elena

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Inst. de Investigaciones Sociales. México.

Ligier, Héctor D.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Corrientes, Grupo Recursos Naturales. Pcia. de Corrientes. PNECO 1303: Valoración de los bienes y servicios ecosistémicos para caracterizar vulnerabilidad en áreas ecológicas críticas. Programa Nac. Ecoregiones. Argentina.

Lizárraga, Leónidas

APN (Administración de Parques Nacionales). Argentina.

Lottici, María V.

FARN (Fundación Ambiente y Recursos Naturales). Argentina.

Maass, Manuel

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. Postal 27-3. Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Maceira, Néstor O.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Balcarce, Grupo Recursos Naturales y Gestión Ambiental, Área de Investigación en Agronomía. Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Manchado, Juan C.

UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata), Fac. de Ciencias Agrarias. Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Martínez, Yessica

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Martínez, Lucía

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México). Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Milano, Fernando

UNCPBA (Univ. Nac. del Centro de la Pcia. de Buenos Aires), FCV (Fac. de Ciencias Veterinarias), Área de Recursos Naturales y Sustentabilidad. (7000)Tandil, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Minotti, Priscilla G.

UNSAM (Univ. Nac. de San Martín), 3iA (Inst. de Investigación e Ingeniería Ambiental, LETyE (Lab. de Ecología, Teledetección y Ecoinformática), GIEH (Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales). Peatonal Belgrano 3563, Piso 1, (1650)Gral. San Martín, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Morales Poclava, María C.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Salta, Lab. de Teledetección y SIG, Grupo Recursos Naturales. Ruta Nac. 68, km 172, Cerrillos, Pcia. de Salta. Argentina.

Moricz, Mariana

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Coordinación Nac. de Programa Prohuerta (INTA-MDS). Argentina. Email: mmoricz@correo.inta.gov.ar.

Mosciaro, María J.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Salta, Lab. de Teledetección y SIG, Grupo Recursos Naturales. Ruta Nac. 68, km 172, Cerrillos, Pcia. de Salta. Argentina.

Murillo, Natalia

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Unidad Integrada EEA Balcarce-UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata). FCA (Fac. de Ciencias Agrarias). C.C. 276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Nogués, Andrea

The Nature Conservancy. (8400)San Carlos de Bariloche, Pcia. de Río Negro. Argentina.

Oddi, Jorgelina del Pilar

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos. (C1004AAI)San Martín 451, Ciudad de Buenos Aires. Argentina.

Orúe, María E.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Unidad Integrada EEA Balcarce-UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata). FCA (Fac. de Ciencias Agrarias). C.C. 276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: eugeniaorue@yahoo.com.ar.

Paruelo, José M.

UBA (Univ. de Buenos Aires), FA (Fac. de Agronomía), Dto. de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. IFEVA (Inst. de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura). LART (Lab. de Análisis Regional y Teledetección). (1417)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: paruelo@agro.uba.ar.

Penna, Julio A.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), IES (Inst. de Economía y Sociología). Argentina. Email: penna@correo.inta.gov.ar.

Pérez, Natalia

UNC (Univ. Nac. de Córdoba), IMBIV (Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal). CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Perucca, Ruth A.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Corrientes, Grupo Recursos Naturales. Pcia de Corrientes. PNECO 1303: Valoración de los bienes y servicios ecosistémicos para caracterizar vulnerabilidad en áreas ecológicas críticas. Programa Nac. Ecoregiones. Argentina.

Piñeiro, Gervasio

UBA (Univ. de Buenos Aires), FA (Fac. de Agronomía), Dto. de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. IFEVA (Inst. de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura). LART (Lab. de Análisis Regional y Teledetección). (1417)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Quijas, Sandra

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Quintana, Rubén D.

UBA (Univ. de Buenos Aires), FCEyN (Fac. de Ciencias Agrarias y Naturales). Dto. de Ecología, Genética y Evolución, Lab. de Ecología Regional, GIEH (Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales). Pabellón II, Ciudad Universitaria. (1428)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Quispe Merovich, Carina

FARN (Fundación Ambiente y Recursos Naturales). Argentina. Email: cquispe@farn.org.ar.

Ramos, Javier

UNSA (Univ. Nac. de Salta). Pcia. de Salta. Argentina.

Reynolds, Keith

Servicio Forestal de Estados Unidos, Estación Pacífico Noroeste, Corvallis, Oregon. EE.UU.

Rótolo, Gloria C.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Oliveros. Ruta Nac. 11, km 353, (2206)Oliveros, Pcia. de Santa Fe. Argentina. Email: grotolo@correo.inta.gov.ar.

Saldaña, Adriana

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Sánchez, Mabel

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Sarukhán, José

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Inst. de Ecología. México.

Somma, Daniel J.

APN (Administración de Parques Nacionales). INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Delta del Paraná. Río Paraná de la Palmas y Canal Laurentino Comas, 4ta Sección de Islas, (2804) Campana, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: djsomma@yahoo.com.ar.

Thompson, Jeffrey J.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Inst. de Recursos Biológicos. De los Reseros y Las Cabañas s/n, (1712)Castelar, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Urrutia, Rocío

UACH (Univ. Austral de Chile), Fac. de Ciencias Forestales, Inst. de Silvicultura. C.C. 567, Valdivia. Núcleo FORECOS y Fundación FORECOS. Chile.

Vera, Mariano

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Sáenz Peña, Área Recursos Naturales. Estación Forestal Pres. de la Plaza, Lote IV, (3536)Colonia Santa Elena, Pcia. de Chaco. Argentina.

Verón, Santiago

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Inst. de Clima y Agua. N. Repeto y De los Reseros s/n, (1686)Hurlingham. Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: santiago.veron@gmail.com.

Vicente, Guillermo R.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Paraná. Ruta Nac. 11, km 12.5, (3101)Oro Verde, Pcia. de Entre Ríos. UNER (Univ. Nac. de Entre Ríos), Fac. de Ciencias Agropecuarias. Pcia. de Entre Ríos. Argentina. Email: gvicente@parana.inta.gov.ar.

Viglizzo, Ernesto F.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Centro Regional La Pampa, Área de Gestión Ambiental. Av. Spinetto 785, C.C. 302, (6300)Santa Rosa, Pcia. de La Pampa. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: evigliz@cpenet.com.ar.

Volante, José N.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Salta, Lab. de Teledetección y SIG, Grupo Recursos Naturales. Ruta Nac. 68, km 172, Cerrillos, Pcia. de Salta. Argentina.

Zaccagnini, María E.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Inst. de Recursos Biológicos. De los Reseros y Las Cabañas s/n, (1712)Castelar, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: mzaccagnini@cnia.inta.gov.ar.

Zamora, Juan P.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), IPAF (Inst. de Investigación y Desarrollo para la Pequeña Agricultura Familiar), Región NOA. Argentina.

FIGURAS E IMÁGENES A COLOR

CAPÍTULO 11

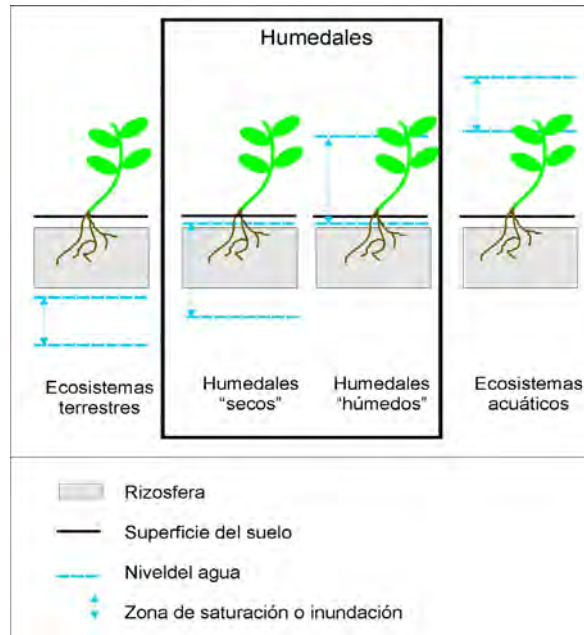


Figura 1. Esquema de los ecosistemas terrestres, acuáticos y humedales en relación a la variación del nivel de agua (adaptado de Brinson 2004).

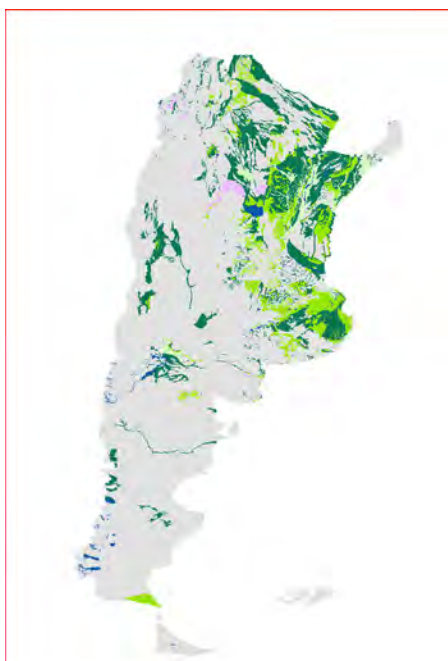


Figura 2. Mapa de humedales de Argentina. Estimado a partir de criterios establecidos sobre la carta de suelos del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, escala 1:250000 (INTA 1995). Fuente: Kandus et al. (2008).

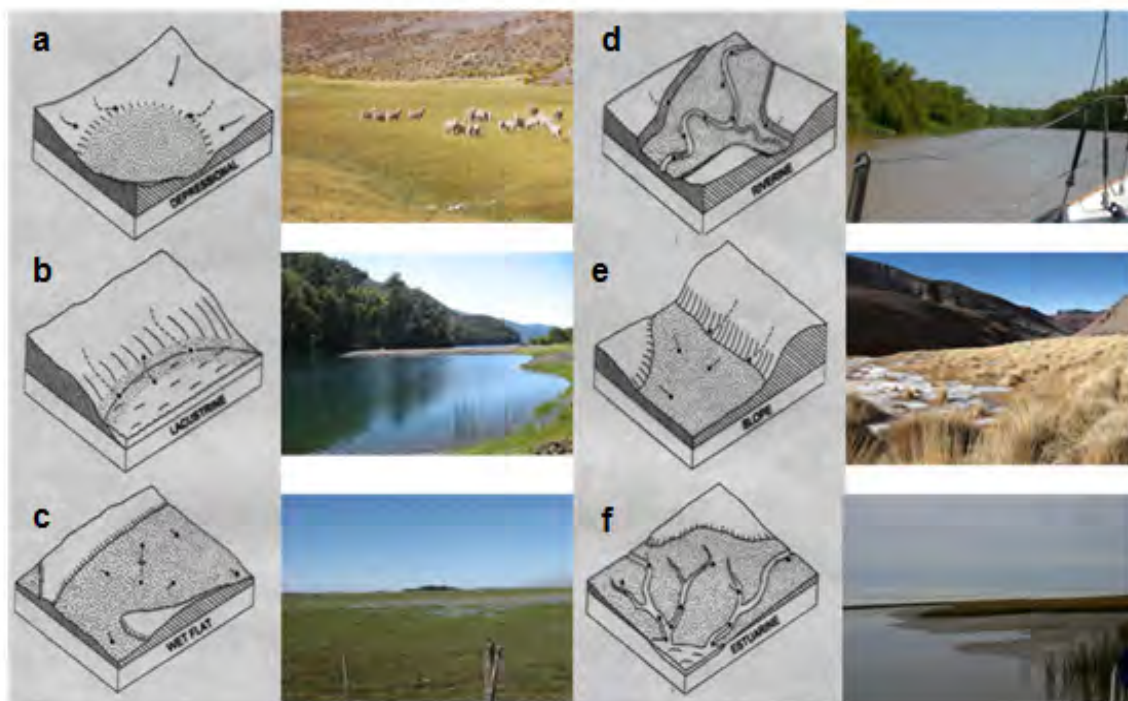


Figura 3. Clases de humedales en función de su emplazamiento geomórfico según Brinson (1993). Las fotos ejemplifican humedales de la Argentina. A) Depresión (foto: mallín, Pcia. de Chubut); b) Franja lacustre (foto: borde de lago, Pcia. de Neuquén); c) Planicie (foto: planicies internas, Pcia. de Bs. 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.).

CAPÍTULO 16

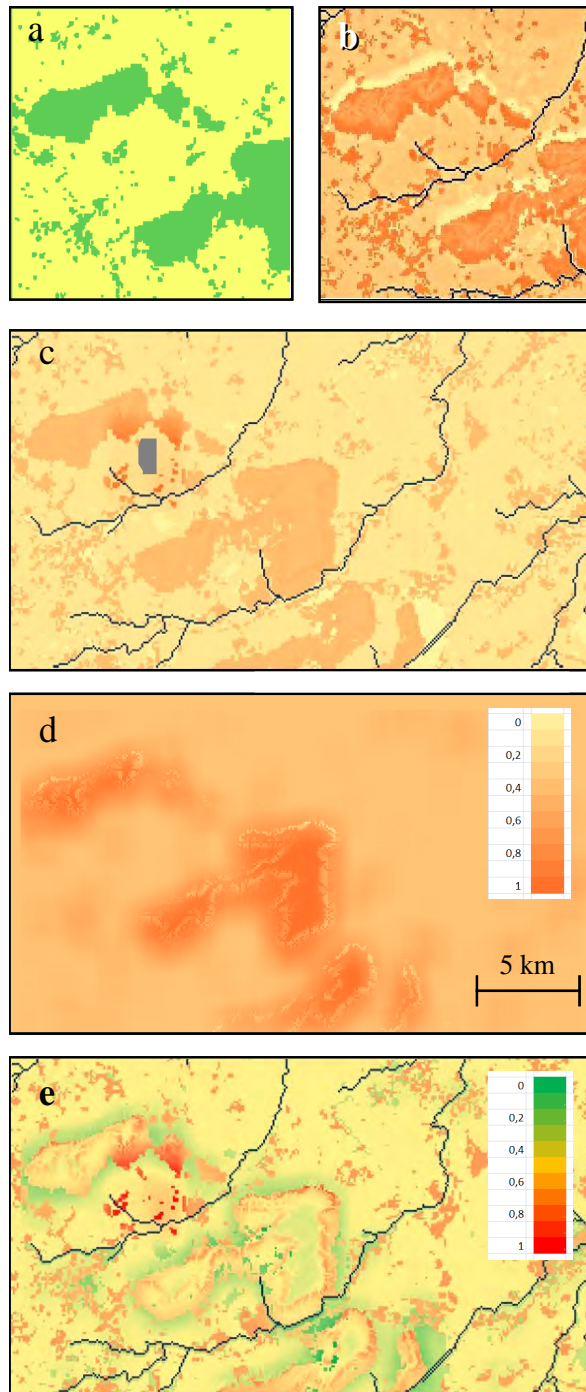


Figura 3. Distribución espacial de la vulnerabilidad a la pérdida de servicios ecosistémicos (SE) en un sector de transición entre la Pampa Deprimida y la Pampa Austral (e) y algunas de las capas de información que intervienen en su evaluación: a) cobertura de pastizales (en verde) y de cultivos (en 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).

CAPÍTULO 17

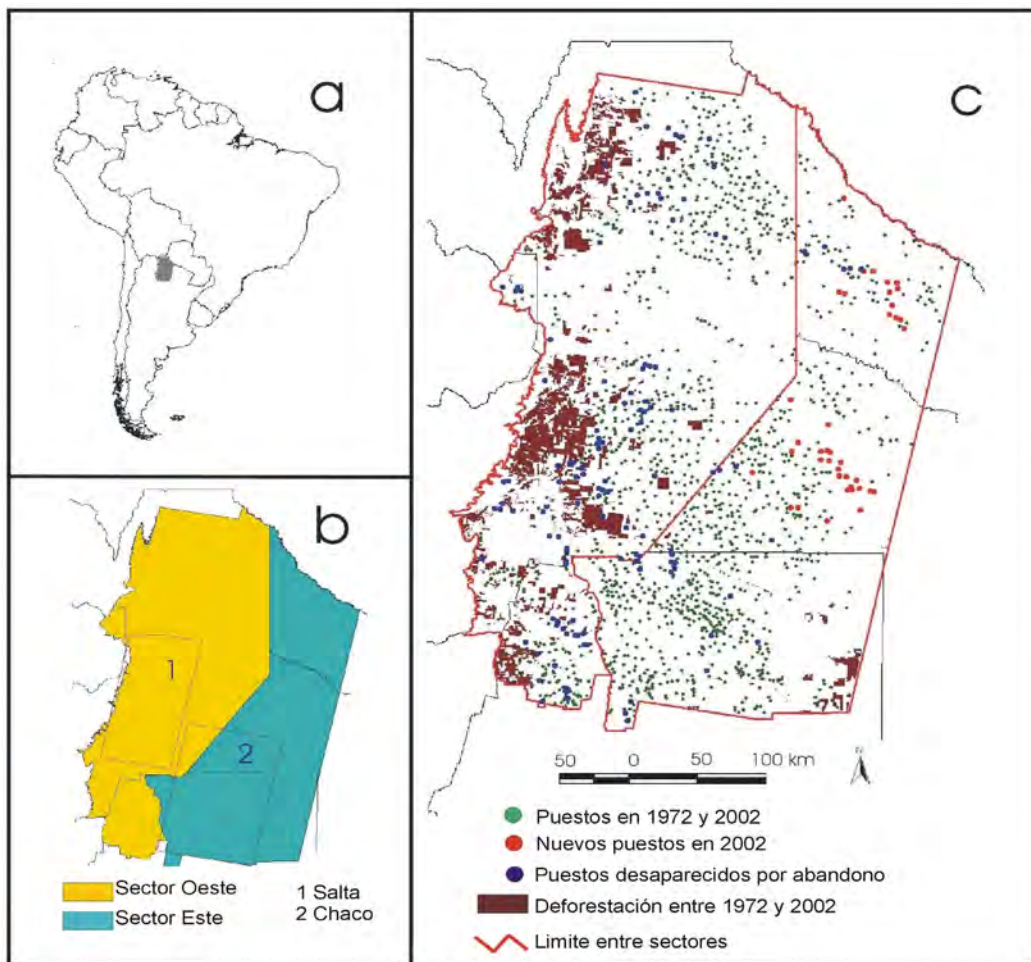


Figura 1. (a) Ubicación del estudio de caso 1; (b) ubicación de los sectores este y oeste del análisis, indicando zonas de análisis más detallado de cambio en los tamaños de puestos; (c) mapeo de puestos nuevos, desaparecidos y que permanecieron entre principios de los 70 y 2001 (Modificado de Grau et al. 2008).

CAPÍTULO 18

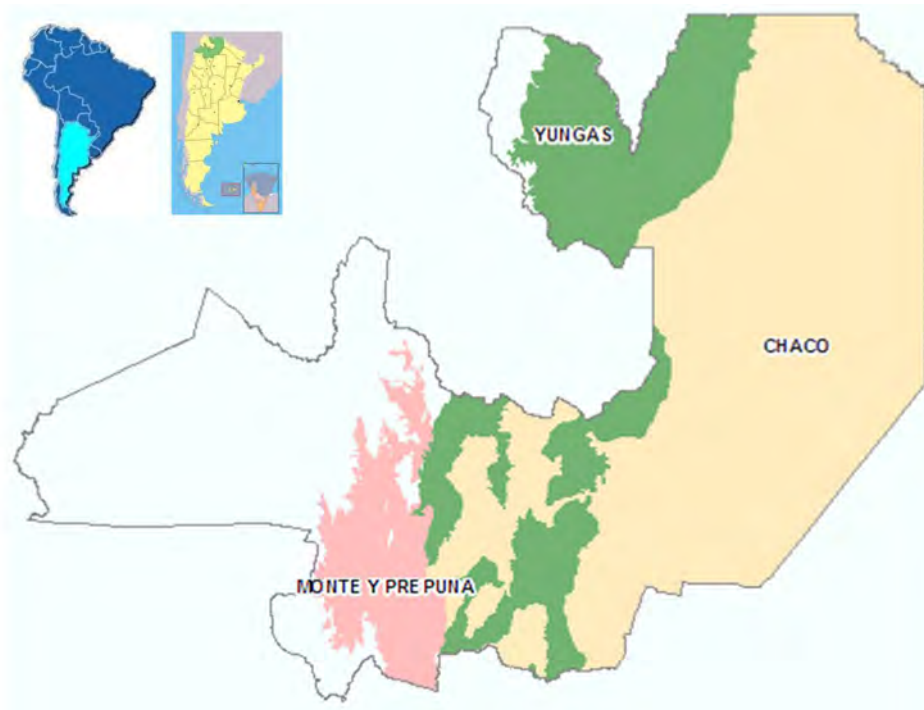


Figura 1. Regiones forestales de Salta.

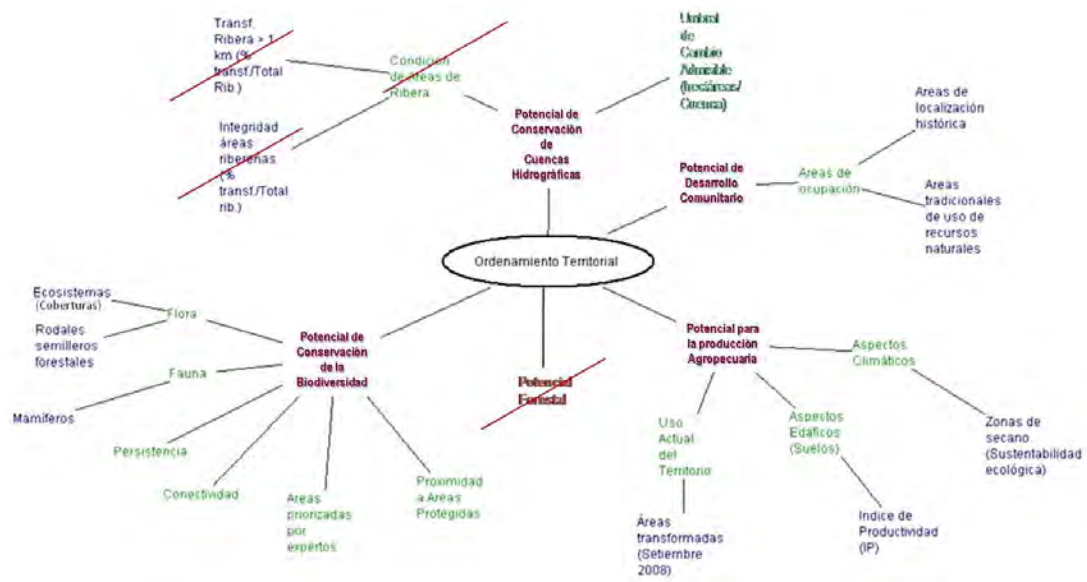


Figura 2. Modelo de evaluación multicriterio (MEMC): extensión a distintos niveles jerárquicos. Los criterios cruzados con la línea roja no fueron incluidos en el modelo final.

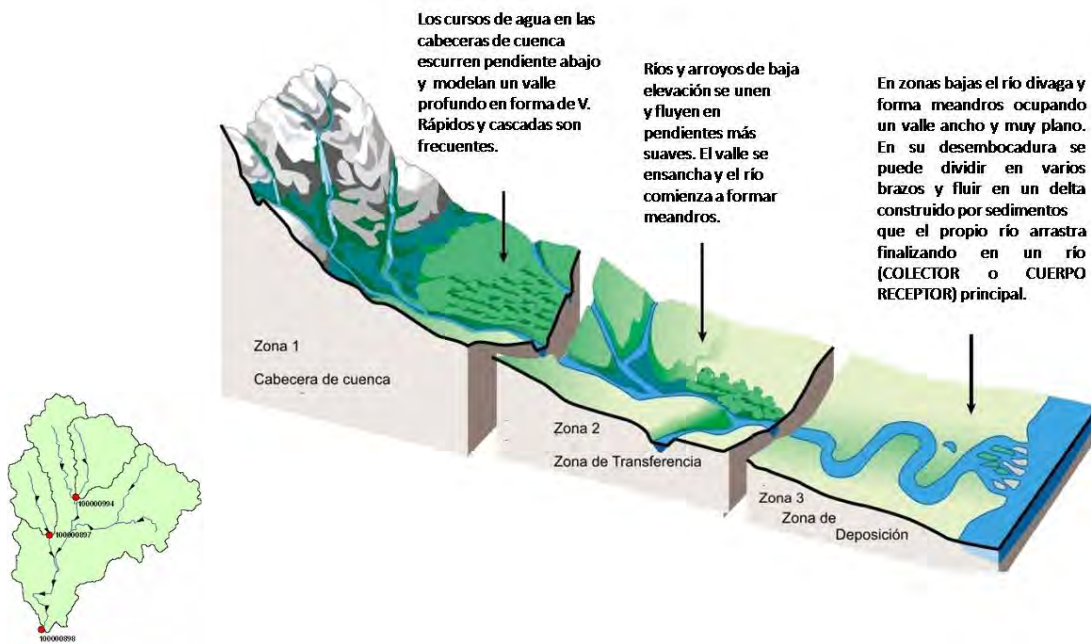


Figura 4. Una cuenca hidrográfica típica: vista tridimensional y en planta. Adaptado de FISRWG (1998).

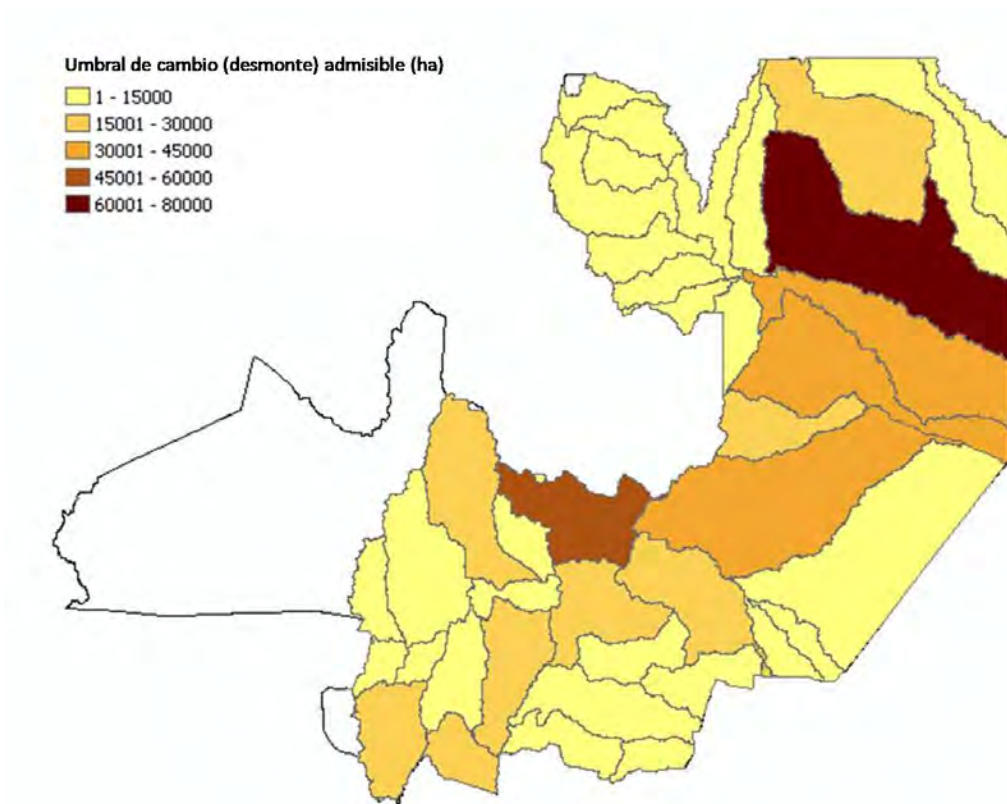


Figura 6. Clasificación de cuencas de Salta por su umbral de cambio admisible.

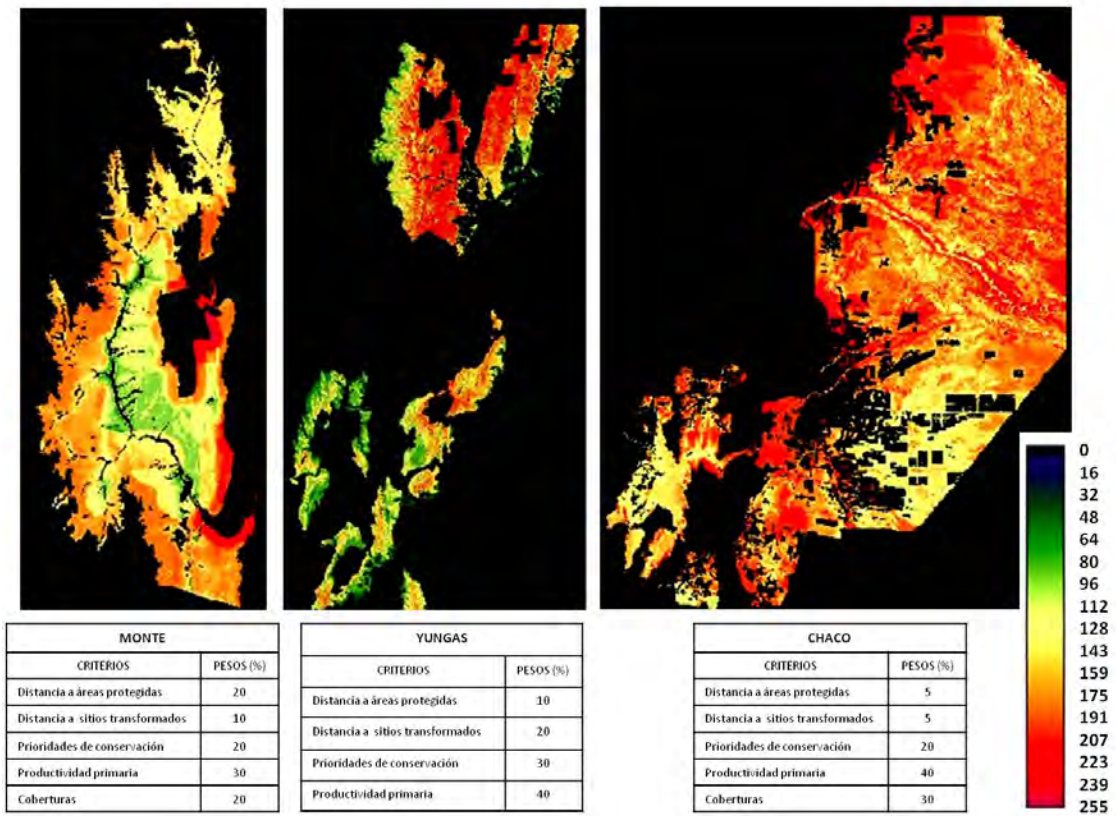


Figura 7. Representación espacial del análisis multicriterio de las tres ecorregiones (Monte, Yungas y Chaco).

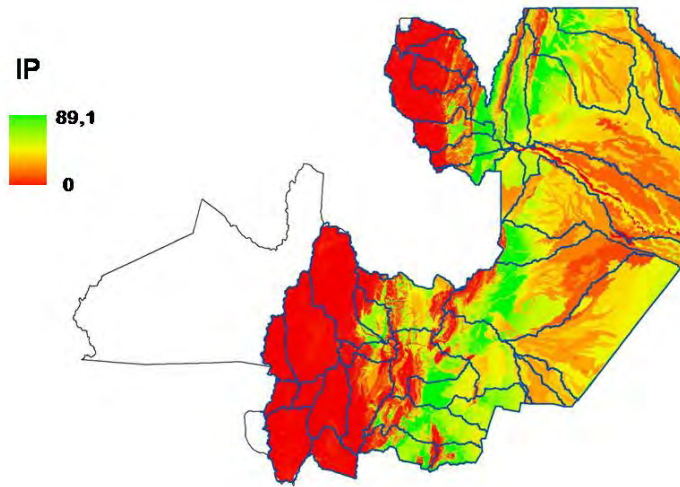


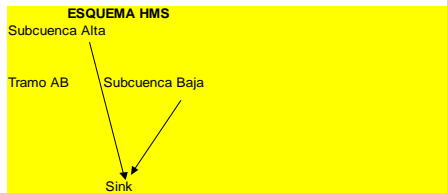
Figura 8. Distribución del IP (índice de productividad) para la Provincia de Salta.

1. Planilla de cálculo hidrológico

Sistema xxxxxxxx - CUENCA XXXXXXXXXXXXXXXXXXXX											
PARAMETROS PARA EL HMS											
	Area [km2]	Long [km]	Hmáx [msnm]	Hmin [msnm]	So [m/m]	So [%]	So [m/km]	Tc [min]	Tc [hs]	Lag [min]	Δtmáx [min]
Cuenca única	10.798	890	1906	217	0,0019	0,190	1,90	8313	139	4988	1447
Total	10.798	890	1906	217	0,0019	0,190	1,90	8313	139	4988	1447

Sistema xxxxxxxx - CUENCA XXXXXXXXXXXXXXXXXXXX										
CONDICION ACTUAL										
Clase y uso del suelo	Area [ha]	Tipo de suelo	Identificación	Area %	CN(II)	Ponderación	CN Ponderado	S [mm]	la [mm]	Vol.ret [m3]
Selva, bosque, quebrachal	671.931	B	Q1	62,23	55	34,33				
Tierras agropecuarias	398.546	B	C7	36,91	66	24,43	59	175,16	35,03	377.138.672
Area urbana, construcciones	6.050	B	P1	0,56	75	0,42				
Total:	1.076.527			99,70						
Error %	0,30									

Sistema xxxxxxxx - CUENCA XXXXXXXXXXXXXXXXXXXX													
CONDICION POTENCIAL CON DESMONTE													
Clase y uso del suelo	Nuevo escenario	% Desmorte	Area [ha]	Tipo de suelo	Identificación	Area %	CN(II)	Ponderación	CN Ponderado	S [mm]	la [mm]	Vol.ret [m3]	Aumento del escurrimiento [%]
Selva, bosque, quebrachal	(-)	4,00	645.054	B	Q1	59,74	55	33,16					
Tierras agropecuarias	(+)	6,61	424.886	B	C7	39,35	66	26,21					
Area urbana, construcciones	(+)	Err:529		B	P1	Err:529	75	Err:529	Err:529	Err:529	Err:529	Err:529	Err:529
Total:			1.069.939			Err:529							



VOLUMEN DE AGUA NO RETENIDO [m3]: Err:529

CAPÍTULO 20

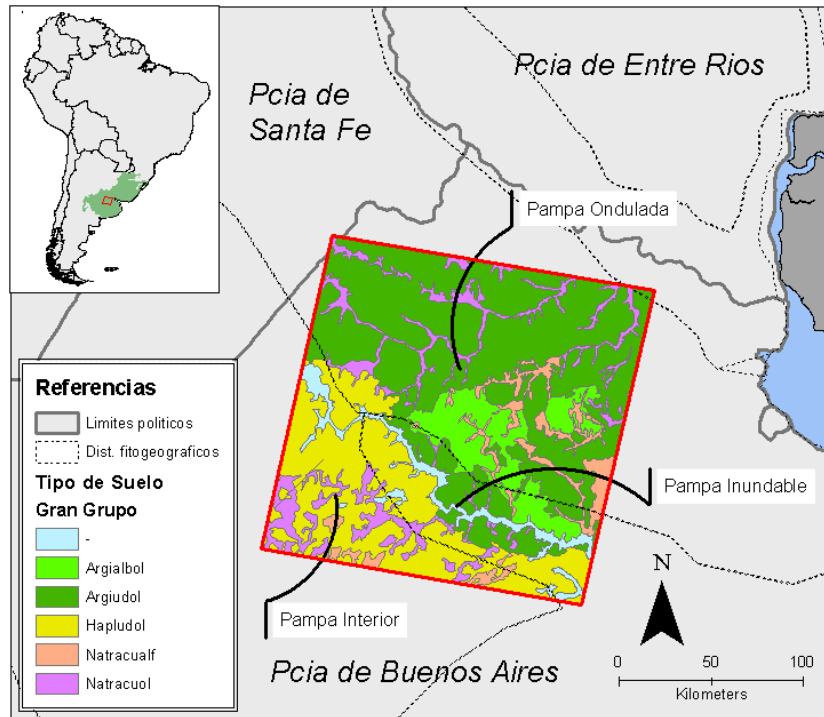


Figura 1. Área de estudio, distritos fitogeográficos que la componen (Soriano 2001) y tipos de suelos presentes (INTA-SAGyP 1990).

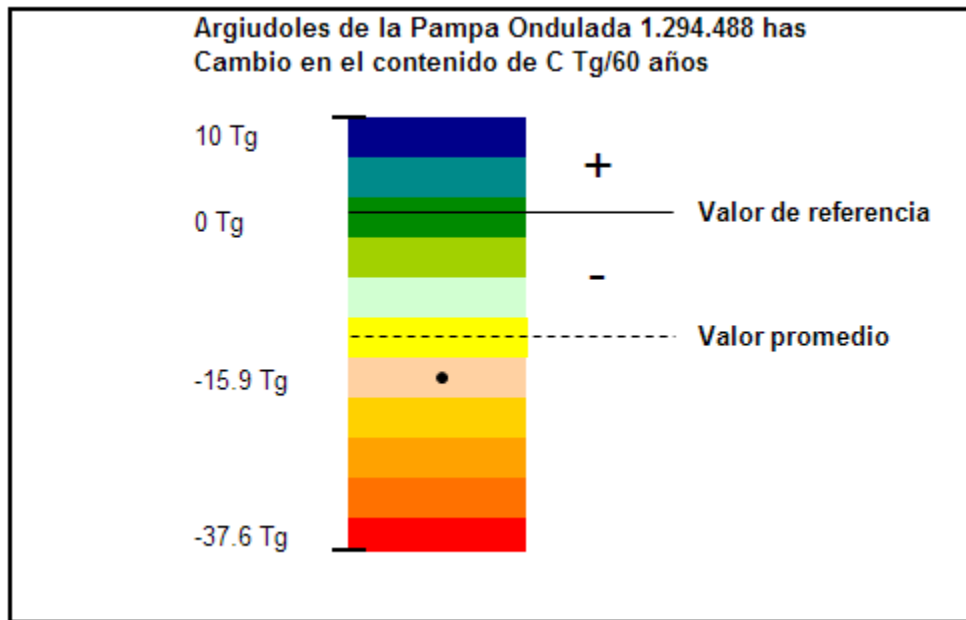
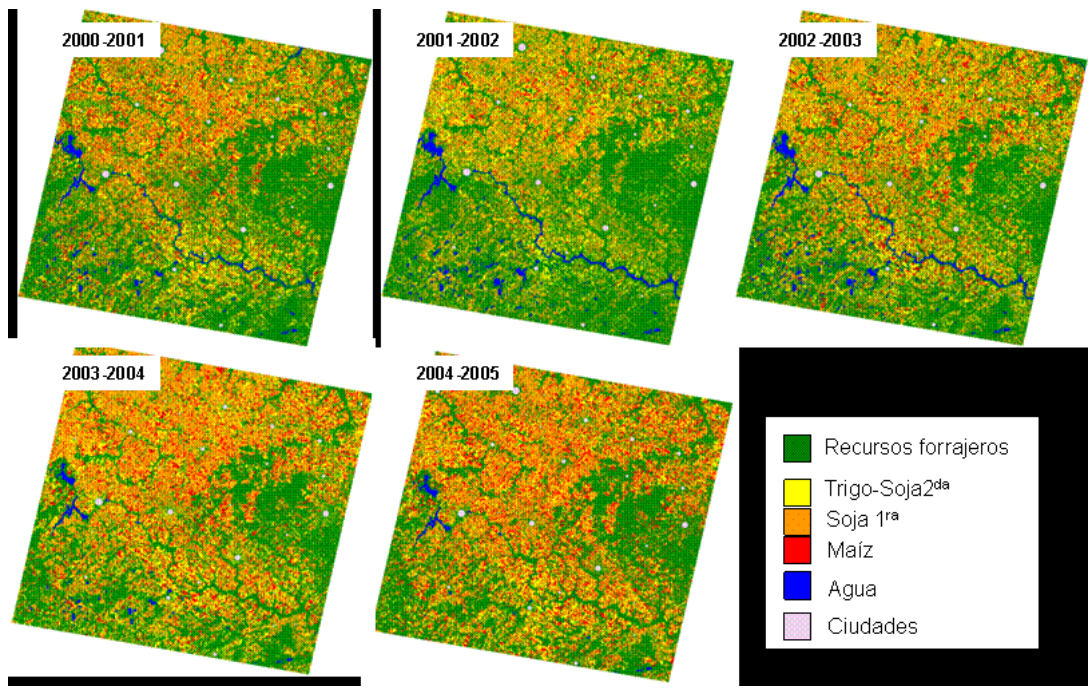


Figura 3. Pérdida de COS regional en 60 años (punto negro; partiendo del valor de referencia, asumiendo los esquemas de rotación y labores actuales constantes y considerando valores de fertilización promedio) con respecto al mejor y al peor escenario posible de contenido de COS en argiudoles de la Pampa Ondulada (rotación soja1^{ra}/trigo-soja2^{da} (6 años) alfalfa (4 años) en siembra directa con fertilización (promedio * 2) y rotación soja1^{ra}/maíz en labranza convencional sin fertilización, respectivamente). Cada color representa un cambio de 4.3 Tg.

1. Clasificaciones de uso del suelo - Escena Landsat 226-084



CAPÍTULO 28

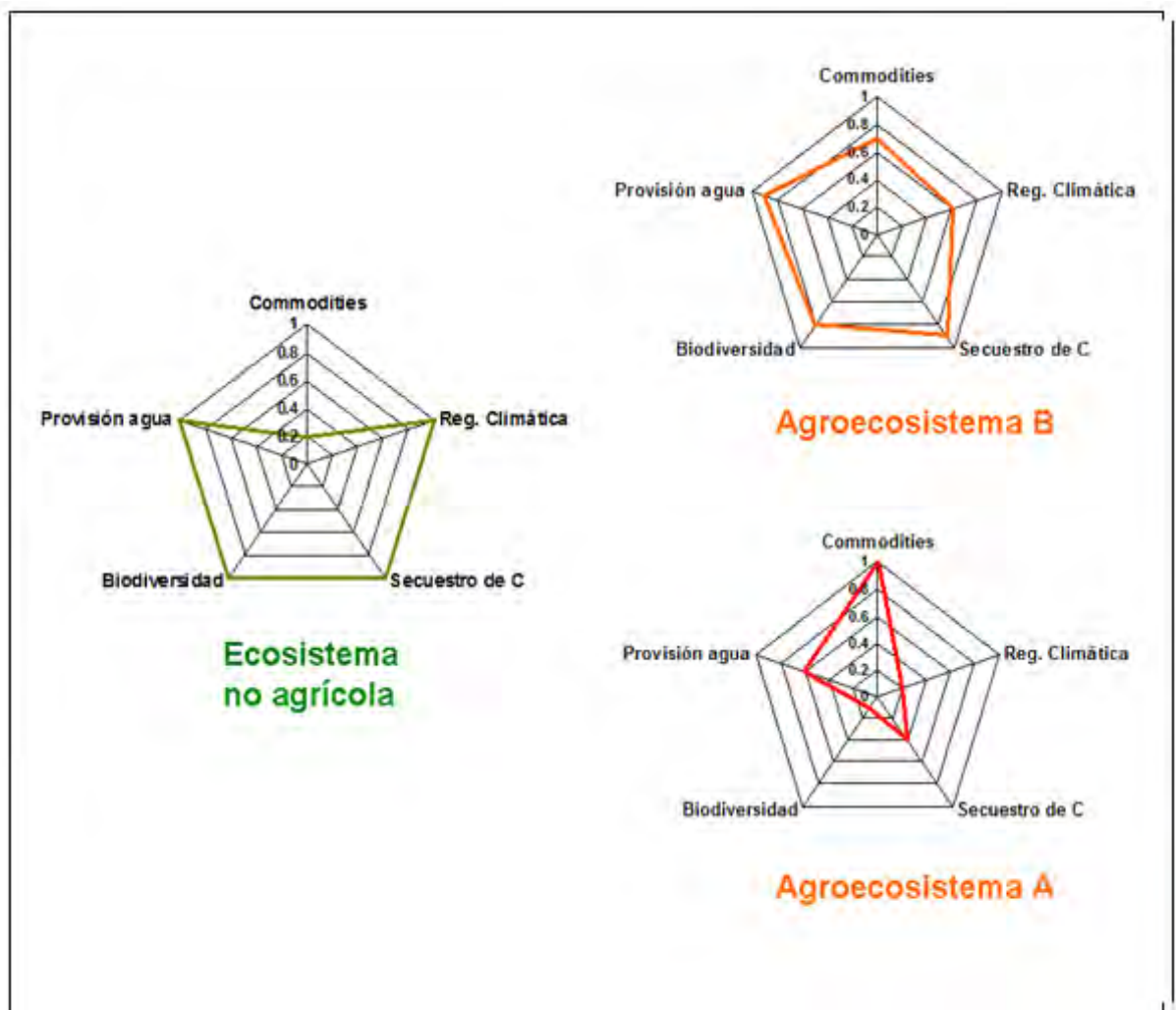


Figura 2. El esquema muestra tres tipos de ecosistemas: No agrícola, donde se maximizan servicios y bienes ecosistémicos de apropiación fundamentalmente pública; Agroecosistema A, donde se maximiza la producción de commodities de apropiación fundamentalmente privada y Agroecosistema B donde se maximiza la sustentabilidad ecológica, ambiental y social. En cada caso se muestran los compromisos en la provisión de diferentes servicios ecosistémicos.

CAPÍTULO 30

Tabla 1. Propiedades de distintas aproximaciones metodológicas propuestas para la cuantificación y la valoración de servicios ecosistémicos y su utilidad como criterios para el ordenamiento territorial. El grado de manifestación de cada propiedad y utilidad en los distintos métodos o enfoques de análisis se distingue según el tono de la correspondiente celda, desde ausente hasta generalmente presente, para el blanco hasta el azul oscuro, respectivamente. La flecha roja diagonal indica una trayectoria metodológica y de propiedades con creciente utilidad de producto para el ordenamiento territorial.

Métodos o enfoques		Uno o pocos SE	Múltiples SE	Análisis de compromisos y sinergias	Generación de SE en el espacio	Propagación de SE en el espacio	Escenarios ambientales espacialmente explícitos	Demanda social por SE	Apropiación social o captura de SE	Relaciones y umbrales de oferta-demanda	Escenarios socioecon. espacialmente explícitos	Vulnerabilidad frente a pérdida de SE
Cuantificación de procesos biofísicos	Estructura (e.g. biodiversidad)	Medio	Medio	Medio	Medio	Medio	Medio	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
	Procesos clave	Alto	Medio	Medio	Medio	Medio	Medio	Ausente	Ausente	Medio	Ausente	Ausente
	Flujos de energía	Ausente	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
	Integración de funciones	Ausente	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Valoración socio-económica		Alto	Medio	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Alto	Alto	Alto	Medio	Ausente
		Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Alto
Valoración socio-ambiental		Ausente	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto
Utilidad para OT	de producto	Ausente	Medio	Medio	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto
	de desarrollo	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto	Alto