

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/354861996>

Representación espacial de la oferta y la demanda de los servicios ecosistémicos vinculados al agua

Article in *Ecología Austral* · August 2021

DOI: 10.25260/EA.22.32.1.1.1213

CITATIONS

5

READS

336

10 authors, including:



Esteban Jobbágy

National Scientific and Technical Research Council

329 PUBLICATIONS 25,767 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Miguel Pascual

Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC-CO...)

94 PUBLICATIONS 2,642 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



María Paula Barral

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

47 PUBLICATIONS 956 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



María Poca

National Scientific and Technical Research Council

37 PUBLICATIONS 555 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Effect of disturbances on ecosystem functions in the Central Monte: conserving interactions for sustainable forest use of *Prosopis flexuosa* (ALGARROBO) of Monte [View project](#)



Deadwood availability in *Prosopis flexuosa* del Monte central and its potential sustainable use considering functions key ecosystems [View project](#)



Representación espacial de la oferta y la demanda de los servicios ecosistémicos vinculados al agua

ESTEBAN G. JOBBÁGY¹; MIGUEL PASCUAL²; MARÍA P. BARRAL³; MARÍA POCA⁴; LEANDRO GARCÍA SILVA⁵; JORGELINA ODDI⁶; GEORGE CASTELLANOS⁷; ARACELI CLAVIJO⁸; BORIS G. DÍAZ⁷ & PABLO E. VILLAGRA⁹

¹Grupo de Estudios Ambientales, IMASL, Universidad Nacional de San Luis, CONICET. San Luis, Argentina. ²Laboratorio EcoFluvial, Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales, IPEEC-CONICET. Puerto Madryn, Chubut, Argentina. ³INTA, Centro Regional Buenos Aires Sur. Estación Experimental Agropecuaria Balcarce. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. ⁴INTA, Instituto de Investigaciones en Energía No Convencional (INENCO), CONICET-Universidad Nacional de Salta. Salta, Argentina. ⁵Dirección Nacional de Gestión Ambiental del Agua y los Ecosistemas Acuáticos, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. Argentina. ⁶Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo. Ministerio de Obras Públicas. Argentina. ⁷INTA, Centro Regional Patagonia Sur, Estación Experimental Agropecuaria Santa Cruz. Río Gallegos, Santa Cruz. Argentina. ⁸Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales. IANIGLA-CONICET Mendoza. ⁹Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina.

RESUMEN. El agua media o protagoniza muchas de las contribuciones de la naturaleza a los seres humanos. Este artículo explora y ejemplifica la representación espacial de la oferta y la demanda de servicios ecosistémicos relacionados con el agua y su aplicación a distintas necesidades de la gestión y la política ambiental, con particular foco en la Argentina. La oferta de estos servicios se puede mapear combinando distintas fuentes de información geográfica y satelital apoyada en protocolos o modelos preestablecidos. Su demanda, aun para servicios de gran subjetividad como los culturales, puede mapearse aprovechando bases de datos públicas de fotografías o redes sociales. Para representar el vínculo entre oferta y demanda se requieren abstracciones o distorsiones del espacio. Una posibilidad es discretizar el territorio en sectores y generar una matriz de intercambio de múltiples servicios entre ellos. Otra es el análisis continuo de la producción y el consumo de servicios a lo largo de las cuencas. La representación del transporte de 'agua virtual' asociado al intercambio de productos puede relacionarse al flujo de servicios ecosistémicos hídricos sólo si se distinguen las fuentes de agua involucradas (e.g., lluvia o 'agua verde' vs. riego o 'agua azul' para productos agropecuarios) y su valoración en los contextos de origen y destino. Cada representación se adapta a diferentes situaciones de gestión. Los mapas son valiosos para el ordenamiento territorial. Las matrices de intercambio entre sectores del territorio son indicadas para explorar conflictos y oportunidades de acuerdos. La representación continua de servicios de provisión y regulación en cuencas es útil para evaluar intervenciones hidráulicas o verdes. Finalmente, los análisis del intercambio de agua virtual entre países constituyen una valiosa pieza para negociaciones internacionales. La representación de los servicios ecosistémicos relacionados con el agua es un pilar de la gobernanza de la naturaleza idealmente construido por científicos y decisores en conjunto.

[Palabras clave: agua virtual, ecosistemas acuáticos, gestión ambiental, mapeo de cuencas, recursos hídricos, territorio]

ABSTRACT. Spatial representation of the supply and demand of water-related ecosystem services. Many of the contributions of nature to people are embodied or mediated by water. This article explores and exemplifies the spatial representation of the supply and demand of ecosystem services related to water and its application to the different needs of environmental management and policy, with particular focus in the Argentine case. The supply of these services can be mapped by combining different sources of geographic and satellite information supported by pre-established protocols or models. Their demand, even for highly subjective services such as the cultural ones, can be mapped using public photo databases or social networks. Representing supply-demand links often requires spatial abstractions or distortions. One possibility is to discretize the territory into sections and generate an exchange matrix for multiple services among them. Another one is the continuous quantification of the production and consumption of services along watersheds. Representations of 'virtual water' transport associated with the exchange of products can be related to the flow of water-related ecosystem services only if the water sources involved are distinguished (e.g., rain or 'green water' vs. irrigation or 'blue water' for agricultural products) and valued according to the context of the origin and destination. Each spatial representation is better adapted to different environmental management situations. Maps are valuable for land use planning. Exchange matrices are suggested to explore conflicts and cooperation opportunities. Continuous representations of watersheds are useful for evaluating hydraulic or green interventions. Finally, the analyses of virtual water exchange between countries constitutes a valuable element for international negotiations. The representation of water-related ecosystem services is a pillar of nature governance, ideally co-constructed by scientists and decision makers.

[Keywords: aquatic ecosystems, environmental management, territory, virtual water, water resources, watershed mapping]

INTRODUCCIÓN

Muchos de los beneficios que obtenemos del territorio son protagonizados o mediados por el agua y, en particular, por el conjunto de ecosistemas que definimos como acuáticos. Además de representar un recurso en sí mismo, el agua y su circulación son un soporte fundamental de la biodiversidad y de la mayoría de las contribuciones de la naturaleza a los seres humanos (IPBES 2019). El agua es también un agente de perturbación o daño, y la regulación natural o artificial de sus flujos y almacenamiento en el territorio es un aspecto crítico para cuidar la infraestructura y el bienestar humano en muchas regiones. Ningún otro material terrestre tiene tasas tan altas de circulación en términos de masa por unidad de tiempo y distancia como el agua (Schlesinger and Bernhardt 2013).

El ciclo del agua vincula territorios a veces muy distantes, como lo muestran las transferencias atmosféricas dentro de continentes, que incluyen —entre los casos más conspicuos— el reciclado de agua evapotranspirada desde la cuenca del Amazonas hacia la cuenca del Plata (Van der Ent and Savanije 2010; Creed et al. 2019). Aun, si ignoramos estas transferencias de gran escala y nos enfocamos en un territorio determinado, encontramos que el agua que el mismo recibe en forma de precipitación se traduce en muchos de los beneficios concretos sólo una vez que alcanza las zonas específicas en los que se alojan los ecosistemas acuáticos y

los focos de actividad humana que dependen de ellos. Por esta razón, el flujo de servicios ecosistémicos relacionados con el agua (Tabla 1) es espacialmente complejo y las acciones en un determinado sector del territorio pueden afectar de manera diferencial a los servicios percibidos en sectores distantes. En este sentido, es útil reconocer a los servicios ecosistémicos relacionados con el agua como al conjunto de los que comúnmente se identifican como servicios ecosistémicos hídricos de todo el territorio (cuadrantes superiores de la Tabla 1, servicios asociados a flujos de provisión y regulación de agua) junto a todos los otros servicios ecosistémicos brindados por los ecosistemas acuáticos (cuadrantes izquierdos de la Tabla 1, servicios que no se perciben directamente como flujos de provisión y regulación de agua).

Representar esta complejidad espacial de la forma más simple e informativa posible es crucial cuando la sociedad busca proteger la integridad de los ecosistemas acuáticos y planificar el uso sostenible de toda la matriz territorial discutiendo, negociando y decidiendo de la forma más inteligente y justa posible. La trama compleja, que va desde la generación y oferta de los servicios ecosistémicos relacionados con el agua hasta su demanda y apropiación por las personas, se puede representar en el espacio de distintas formas y con distinto grado de detalle, las que a su vez condicionarán la necesidad de datos, el conocimiento técnico y la claridad con la que

Tabla 1. Una lista no exhaustiva de ejemplos de congruencia e incongruencia entre los servicios ecosistémicos hídricos y los ecosistemas acuáticos. Se definen como servicios ecosistémicos relacionados con el agua a todos los que pueden enmarcarse en los cuadrantes superior izquierdo y derecho e inferior izquierdo de la tabla.

Table 1. A non-exhaustive list of examples of congruence and incongruence between hydric ecosystem services and aquatic ecosystems. Water-related ecosystem services are defined here as all those that can be framed in the upper left and right and lower left quadrants of the table.

	Ecosistemas acuáticos (ríos, lagos, embalses, humedales, marismas, etc.)	Otros ecosistemas (bosques, pastizales, tierras cultivadas, zonas rocosas, urbes, etc.)
Servicios ecosistémicos hídricos	Provisión: captación y concentración por ríos, lagos y embalses Regulación de flujo: disminución de velocidad y almacenamiento por lagos y embalses Regulación de calidad: oxidación en arroyos, decantación en lagos y embalses, retención y metabolismo de contaminantes en humedales	Provisión: captación en acuíferos, cosecha directa de lluvia en techos/aljibes Regulación de flujo: control de escurrimiento superficial, almacenamiento freático Regulación de calidad: Adsorción/fijación/metabolismo de contaminantes en zona no saturada o en zona saturada. Retención de sedimentos o contaminantes por áreas de vegetación terrestre
Otros servicios ecosistémicos	Transporte y Pesca fluvial o lacustre Valores culturales como identidad, esparcimiento, satisfacción espiritual o estética Secuestro de Carbono en humedales y sedimentos sumergidos Protección de hábitats acuáticos Biodiversidad	Secuestro de carbono en suelo y biomasa Producción agrícola y ganadera abastecida por lluvia (agua verde) Valores culturales: satisfacción espiritual, estética Paisaje Protección de hábitats terrestres Biodiversidad

se representarán distintos tipos de conflictos o problemas. Por un lado, las aproximaciones enfocadas en la oferta buscarán, por lo general, representar las cuencas y, en ellas, a los ecosistemas acuáticos y a los flujos hidrológicos más relevantes (Kareiva et al. 2011); por el otro, las enfocadas en la demanda se concentrarán en la distribución de la población humana, sus actividades económicas y sociales y el flujo de valor desde la naturaleza a las personas (Abell et al. 2017; Pascual et al. 2021). Los esquemas de pago por servicios ecosistémicos hídricos a menudo recurren a estas representaciones y consideran la oferta y la demanda de servicios simultáneamente en la búsqueda de un valor económico para los incentivos buscados (Brower et al. 2011; Martín-Ortega et al. 2013).

Motivados por las demandas que la gestión ambiental hace a la ciencia para que apoye su participación en el diseño de políticas e intervenciones sobre los ecosistemas acuáticos junto a otros sectores gubernamentales tradicionalmente más influyentes como son los de la economía, la producción o la infraestructura, hemos identificado distintos escenarios en los que servicios ecosistémicos hídricos surgen como una perspectiva útil (Pascual et al. 2021). Una gran diversidad y una complejidad variable caracteriza a las representaciones espaciales existentes para el flujo de servicios ecosistémicos hídricos desde su generación hasta su captura. En este trabajo ilustramos con ejemplos de la Argentina formatos alternativos de representación de los servicios ecosistémicos hídricos adaptados a distintos escenarios de gestión, incluyendo los del ordenamiento territorial, la creación de áreas protegidas, los acuerdos de pago por servicios ambientales, la elaboración de planes de gestión de cuencas incluyendo la negociación de infraestructura tradicional *vs.* verde, o las negociaciones comerciales internacionales que buscan incluir una medida de las huellas ambientales. A partir de los ejemplos propuestos, se muestra cómo la representación de los servicios ecosistémicos hídricos puede guiar la gobernanza del agua y el territorio.

TERRITORIO DE SOPORTE Y SOCIEDAD BENEFICIARIA

En el continuo hidrológico, geográfico, económico y social que puede trazarse entre el territorio en el que se producen servicios relacionados con el agua y la sociedad que se

beneficia de ellos, los ecosistemas acuáticos surgen como 'punto de encuentro'. En estos sistemas, se destaca el acceso a servicios como la provisión de agua (e.g., concentración de flujos de agua dispersos en un único río, almacenamiento de flujos estacionales o temporales en lagunas o embalses y acuíferos); asimismo, aparecen nuevos servicios (e.g., culturales o de transporte), inexistentes en el resto del territorio (Carpenter et al. 2009). Los ecosistemas acuáticos, por su sensibilidad ecológica y su capacidad de integrar e incluso amplificar las perturbaciones de un área mayor (e.g., leves descensos en la recarga de agua subterránea en el territorio traducidos en fuertes descensos del nivel en lagunas que reciben de descarga), son también importantes indicadores del tipo e intensidad de uso y calidad de conservación de un territorio aguas arriba, que a menudo informan y anticipan crisis ambientales de un territorio más amplio (King et al. 2005; Cuffney et al. 2010). Por otra parte, la integridad de los ecosistemas acuáticos, que puede afectarse en forma indirecta por perturbaciones del territorio de soporte (e.g., deforestación, malas prácticas agrícolas), o directamente por perturbaciones *in situ* (e.g., vertido directo de efluentes, drenaje) juega un papel central en la pérdida de servicios y en la generación de nuevos problemas.

Es importante destacar que los ecosistemas acuáticos y sus servicios no se conectan a la sociedad sólo a través de los beneficios que le ofrecen. La sociedad también puede afectarlos siendo o no beneficiaria de ellos (Figura 1). También es importante reconocer que estas relaciones de beneficio y afectación pueden incluir al mismo o a distintos agentes, que por otra parte pueden ser locales (habitan dentro del territorio de soporte) o remotos (habitan fuera de él) (Villamagna et al. 2013; Abbott et al. 2019). Otro aspecto importante, en particular para la gestión de los ecosistemas acuáticos y sus servicios, es el hecho de que los actores que reciben sus beneficios pueden mostrar distintos grados de cohesión (e.g., usuarios dispersos en el medio rural *vs.* agrupados en el medio urbano demandando provisión de agua potable) y concentración (e.g., muchas industrias pequeñas *vs.* pocas grandes, demandando el servicio de disposición de efluentes), afectando las relaciones de poder y la posibilidad de coordinar acciones y gestionar incentivos.

Los procesos que vinculan a los ecosistemas acuáticos con el territorio que los soporta

REPRESENTACIÓN ESPACIAL DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HÍDRICOS

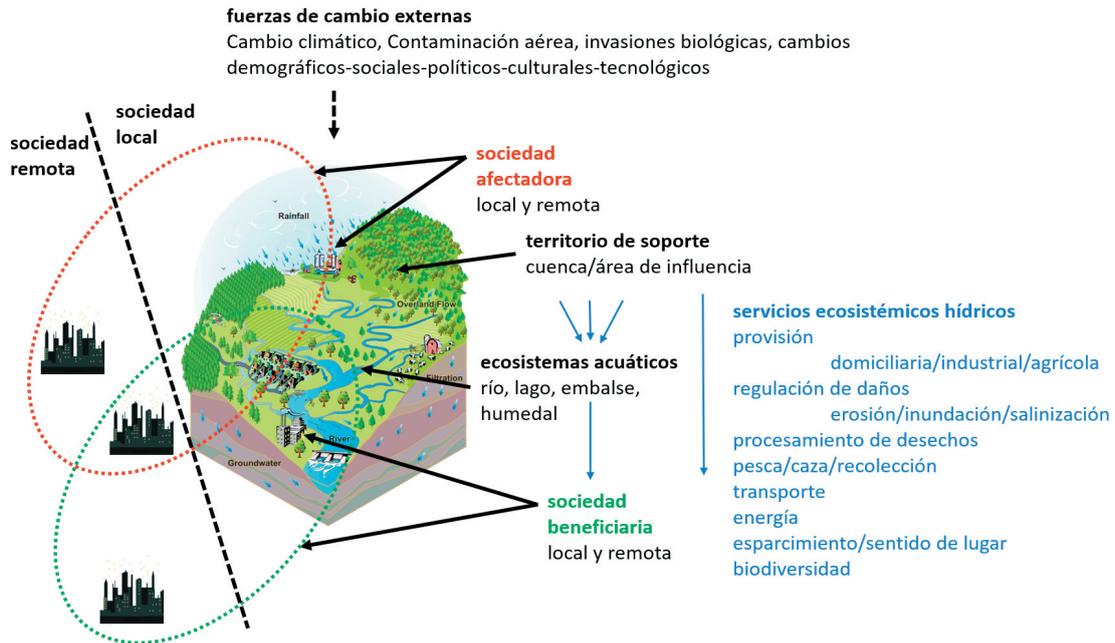


Figura 1. Esquema del continuo territorio-ecosistemas acuáticos-sociedad. Se representan los servicios que fluyen desde el territorio hacia la sociedad a través de los ecosistemas acuáticos. La sociedad que se beneficia de estos servicios puede tener un componente local asentado dentro del territorio, pero también componentes remotos (e.g., provisión de agua por trasvase de cuencas). Se representa también a la sociedad que afecta tales servicios (e.g., contaminación), que también puede tener componentes locales y remotos (e.g., degradación de humedales por influjo turístico de ciudades remotas). Un mismo componente de la sociedad puede afectar y ser beneficiario a la vez. Las fuerzas de cambio externas al territorio y a la sociedad relacionada con él incluyen procesos biofísicos y humanos diversos que pueden implicar amenazas u oportunidades para la prestación de los servicios hídricos de ese territorio.

Figure 1. Diagram of the territory-aquatic ecosystems-society continuum. Services flowing from the territory to society through aquatic ecosystems are represented. The society that benefits from these services may have a local component established within the territory, but also remote components (e.g., water supply by basin transfer). The society that affects the services (e.g., pollution) is also represented, and may also have local and remote components (e.g., degradation of wetlands due to the influx of tourists from remote cities). Sectors of society can both benefit from and affect services at the same time. Forces of change that are external to the territory and the society include diverse biophysical and human processes that may imply threats or opportunities for the provision of water services.

son complejos y no se limitan a la captación y transporte del agua hacia los ecosistemas acuáticos, sino que incluyen también el transporte de materiales sólidos (sedimentos, materiales orgánicos) y disueltos (sales, nutrientes, pesticidas) así como el intercambio de energía y organismos vivos, entre otros (Brauman et al. 2007; Brauman 2015). La cantidad, el ritmo o temporalidad y la localización del agua ofrecida a los ecosistemas acuáticos y los materiales asociados son gobernados por procesos superficiales (e.g., escurrimiento a arroyos y ríos) y subterráneos (e.g., recarga de acuífero libre) y son sensibles a los usos e intervenciones que experimente.

Si bien el territorio de soporte de los ecosistemas acuáticos se asocia comúnmente a la noción de cuenca hidrográfica (definida como todo el volumen que drena agua a un único punto del ecosistema acuático) es importante reconocer que: a) el peso relativo de distintos sectores de una cuenca aportando

agua y otros materiales varía, pudiendo ser desproporcionadamente importantes como fuentes de agua algunos y como fuente de sedimentos otros (Fitzjohn et al. 1998; Poca et al. 2018), y b) que los límites efectivos de la cuenca que influencia a un ecosistema acuático pueden ser difusos y cambiantes, especialmente en regiones de relieve muy plano en los que variaciones en los niveles de inundación o pequeñas obras hidráulicas, alteran el transporte horizontal de agua en grandes distancias (Aragón et al. 2010). Es por ello que resulta más flexible y general la noción de 'territorio de soporte' y a lo largo de este trabajo se ilustra en qué medida, para distintos servicios y contextos geográficos, las representaciones espaciales permiten visibilizar sus contribuciones.

Los ecosistemas terrestres intervienen en los servicios hídricos, aun cuando no entregan agua a los ecosistemas acuáticos. Un ejemplo de ello son los bosques del

Chaco Seco y el Espinal que, por su consumo exhaustivo del agua de las precipitaciones por evapotranspiración, no entregan agua a acuíferos, evitando así que la alta carga natural de sales de sus suelos alcance los ecosistemas acuáticos (Jobbágy et al. 2008, 2019; Magliano et al. 2015). Cuando este servicio se interrumpe por deforestación, como se ha observado en la Cuenca del Río Murray en Australia, se observa salinización de cursos de agua (Allison et al. 1990). Los ecosistemas acuáticos, por su parte, si bien representan una fracción minoritaria del territorio de la mayoría de las cuencas, son desproporcionadamente importantes en la tasa de oferta de servicios hídricos o en su percepción por la sociedad por ser el último eslabón en los procesos que llevan desde la generación a la captura de estos servicios y, por lo tanto, particularmente visibles. Más allá de esa cuestión de percepción, los ecosistemas acuáticos al concentrar agua en el paisaje ofrecen servicios que no podrían ser provistos en su ausencia (Zedler 2003). Cabe destacar a la vez, que si bien la mayoría de los servicios hídricos que el territorio brinda a la sociedad están mediados por los ecosistemas acuáticos, hay excepciones, como la provisión de agua por pozos de bombeo que acceden a acuíferos fósiles o los sistemas de cosecha de agua de lluvia en techos o caminos que abastecen aljibes y cisternas, representan servicios hídricos que no son mediados por los ecosistemas acuáticos, al menos en el presente. Más allá de esta cuestión, es útil destacar que los ecosistemas acuáticos prestan servicios que exceden a lo hídrico (Tabla 1), entre los cuales puede destacarse el secuestro de carbono en los sedimentos sumergidos anóxicos de muchos humedales y lagos (Mitsch et al. 2013) y la regulación y mitigación térmica del territorio circundante (Houspanossian et al. 2017; Wu and Zhang 2019), entre otros.

MAPEAR LA OFERTA

La cuantificación y representación espacialmente explícita (i.e. mapeo) de servicios ecosistémicos es considerada un instrumento clave para mejorar la implementación del enfoque en los procesos de toma de decisión (Daily and Matson 2008; Maes et al. 2012). En respuesta a esto, la literatura científica sobre esta temática creció notablemente en los últimos años (Seppelt et al. 2011; Englund et al. 2017), así como también la variedad de enfoques metodológicos para cuantificar y mapear servicios ecosistémicos (Martínez-Harms and Balvanera 2012; Klein et al. 2015).

La disponibilidad de herramientas cada vez más sofisticadas de análisis espacial basado en sistemas de información geográfica, junto a la generación de información de naturaleza espacial como la producida por plataformas satelitales, fue un factor importante para el crecimiento de los métodos de mapeo explícito en la última década (Neugarten et al. 2018; Barral et al. 2019). Algunas de estas herramientas fueron integradas y ordenadas bajo distintos marcos conceptuales ofreciendo protocolos y modelos de software libre y de código abierto, algunos ejemplos son InVEST, Solves, ARIES, ECOSER o el modelo hidrológico SWAT. InVEST incluye una familia de modelos utilizados para mapear y valorar una amplia gama de servicios ecosistémicos cuyo producto principal son mapas de flujos y de beneficios y análisis de compromisos bajo distintos escenarios simulados (Sharp et al. 2020). Solves constituye una herramienta de valoración social de servicios ecosistémicos que responde a la necesidad de efectuar una valoración complementaria a la valoración económica y enfatiza la información primaria obtenida a partir de grupos de interés (Sherrouse et al. 2011). ARIES es un software en red para cuantificar servicios ecosistémicos que reconoce la complejidad inherente a estos procesos, pero mantiene sus modelos lo suficientemente sencillos para que sean manejables, generales y aplicables a diferentes niveles de detalle y disponibilidad de datos (Villa et al. 2014). ECOSER es un protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos (Latterra et al. 2016; ECOSER 2020). ECOSER comprende dos módulos, en el primero se proponen un conjunto de procedimientos orientados a la evaluación de las funciones ecosistémicas que dan soporte a los servicios ecosistémicos en una unidad de paisaje y la estimación de sus beneficios asociados. Mientras que el segundo se orienta a la evaluación de la vulnerabilidad socioecológica frente a la pérdida del flujo de servicios ecosistémicos y beneficios. Finalmente, en la búsqueda de una conexión más explícita de los ecosistemas terrestres y acuáticos a partir de la representación de los flujos hidrológicos se ha aplicado en numerosas oportunidades el modelo hidrológico SWAT (Francesconi et al. 2016), principalmente con foco en los servicios de provisión de agua y regulación hídrica.

Los métodos comúnmente utilizados para cuantificar y mapear pueden involucrar tres aproximaciones que incluyen la toma directa

de datos en el terreno (observaciones de campo, experimentos de campo, encuestas y cuestionarios) y su espacialización, el uso de *proxies* o indicadores indirectos espacialmente explícitos de fuentes secundarias, y la modelización territorial (Egoh et al. 2012). Las tres aproximaciones se pueden combinar de distintas formas. En el primer caso, se realizan mediciones directas (e.g., la determinación de la capacidad de la vegetación ribereña para reducir el flujo de escorrentía y la retención de sedimentos y glifosato a través de experimentos de campo, utilizando simuladores de lluvia con concentraciones conocidas de ambos contaminantes, llevado a cabo por Giaccio et al. [2016]). En el segundo caso, se vuelven especialmente útiles los datos satelitales de distintas fuentes. Así, por ejemplo, se han obtenido indicadores relacionados con la purificación de agua (Nahuelhual et al. 2016) que pueden considerar la proporción de la superficie cubierta por ecosistemas de agua dulce (Liquete et al. 2011), o se han desarrollado balances de agua completos (Sánchez-Canales et al. 2012). El tercer caso, es el del modelado de procesos empíricos o mecanicistas que vinculan atributos de los ecosistemas o paisajes con la provisión del servicio. Un ejemplo es la estimación de la capacidad de filtrado de nutrientes y sedimentos por los humedales y franjas de vegetación ribereña de la laguna de Mar Chiquita, Provincia de Buenos Aires, considerando el flujo de nutrientes a los humedales y su capacidad de reducir esta carga (Lattera et al. 2012, 2016) (Figura 2). En este caso, se demostró cómo a través de la combinación de varios índices

y modelos se puede identificar y jerarquizar los ecosistemas acuáticos por su capacidad de purificar el agua en áreas de más de 10000 km². Las representaciones cartográficas explícitas como las ejemplificadas son de especial utilidad en los procesos de ordenamiento territorial, ya que ayudan a identificar, para los servicios ecosistémicos elegidos las áreas de soporte, mapeando zonas vulnerables o que requieren regulaciones especiales respecto a su uso y cuidado o las intervenciones humanas tolerables en ellas.

Como complemento del ejemplo anterior surgen las aproximaciones de mapeo de tipos de ecosistemas que, si bien no capturan el flujo de provisión de SE, permiten identificar la ubicación de hábitats que pueden ser críticos a la hora de planificar la conservación. En este sentido y para el caso de los ecosistemas acuáticos, se destacan los avances recientes en la iniciativa del Inventario Nacional de Humedales llevado adelante por el MAYDS (Benzaquen et al. 2017), que ha permitido visibilizar muchas áreas de valor para la conservación antes ignoradas.

REPRESENTAR LA MOVILIDAD DEL AGUA

Caracterizar espacialmente la oferta y la demanda de servicios ecosistémicos puede prescindir de mapas y utilizar representaciones más esquemáticas. En el estudio de factibilidad de un 'fondo de agua' (mecanismo de gobernanza público-privado de los recursos hídricos y los ecosistemas acuáticos, Bremer et

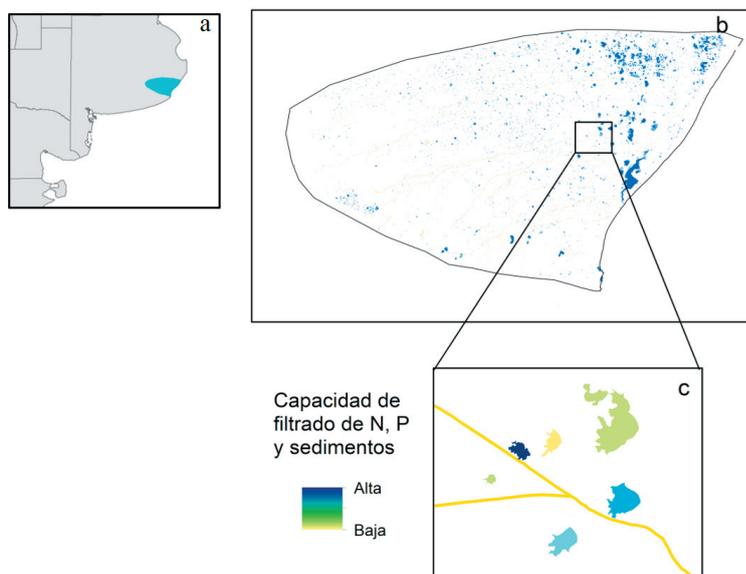


Figura 2. a) Ubicación de la cuenca de la Laguna Mar Chiquita (Buenos Aires); b) capacidad de filtrado de nutrientes y sedimentos de los humedales y franjas de vegetación ribereña de la cuenca modelados con el protocolo ECOSER, y c) vista con mayor detalle donde se visualizan diferentes humedales y franjas que se clasifican según su capacidad de filtrado.

Figure 2. a) Location of the Laguna Mar Chiquita basin (Buenos Aires); b) nutrient and sediment filtering capacity of the wetlands and strips of riparian vegetation of the basin modeled with the ECOSER protocol, and c) view in greater detail where different wetlands and strips are displayed, classified according to their filtering capacity.

al. 2016) para la cuenca del río Chubut (Pascual et al. 2019) se resolvió la multidimensionalidad de la oferta y la demanda de distintos servicios ecosistémicos mediante una matriz que los comprende, combinada con una representación esquemática de la topología de la cuenca, que identifica zonas de características ambientales, productivas y sociales contrastantes (Figura 3, adaptada de Pascual et al. 2019). Se generó un listado preliminar de servicios ecosistémicos y otros beneficios a la sociedad, basados en el capital natural, relevantes en la cuenca del Río Chubut. Detalles del mapeo cuantitativo de la provisión de diferentes servicios ecosistémicos pueden encontrarse en Pascual et al. (2019). La cuenca se dividió entonces en estratos que fueran relativamente homogéneos en términos biofísicos y de la provisión de servicios ecosistémicos, a partir del cual se generó un análisis de la provisión-recepción entre unidades geográficas para diferentes servicios en forma de tabla. Se clasificó la importancia de cada estrato en términos de la provisión de cada servicio ecosistémico en cuatro niveles de importancia relativa (nula, baja, media y alta) y se estableció la recepción del mismo en otros estratos. El resultado se muestra en la Figura 3 y propone una captura esquemática de las complejidades geográficas asociadas a los servicios ecosistémicos. Este formato permite una valoración rápida de distintos estratos de la cuenca en base a múltiples entradas: por servicio, por oferta, por demanda, por oportunidades de aplicar soluciones basadas en la naturaleza (Pascual et al. 2021). Por acumulación de servicios hidrológicos con polaridad a lo largo de la cuenca y por el mayor consumo de servicios, los estratos del Valle Inferior del Río Chubut (VIRCH) acumulan la mayor recepción de beneficios (o, alternativamente, de problemas) relacionados con su provisión. Este esquema permite además visualizar diferencias importantes en cuanto a la configuración espacial y polaridad específica de la provisión-recepción entre distintos servicios ecosistémicos característicos de las cuencas fluviales de Patagonia: 1) servicios de provisión exclusivos de cuenca alta con beneficios a nivel de toda la cuenca, como la producción de agua, 2) servicios de regulación de caudales con importancia significativa/alta en su provisión en la cuenca media y con efectos en la cuenca media y baja, 3) servicios de regulación de caudales y de sedimentos con importancia máxima en la cuenca baja y efectos en la misma cuenca baja, 4) servicios de provisión de bienes agrícolas, ganaderos y

mineros de generación y consumo local, y 5) servicios culturales de provisión y consumo local. Este tipo de aproximación, que resulta en particular útil en el diseño de mecanismos de pago por servicios ecosistémicos, tiene un alcance mucho más amplio a la hora de analizar los desafíos de gobernanza de una cuenca, identificando actores relevantes y acuerdos posibles entre los mismos.

En el caso particular del análisis de los flujos de provisión de agua para distintos usos, las representaciones longitudinales de las cuencas pueden ayudar a identificar con más detalle, y para ese único servicio (incluyendo distintos destinos como el domiciliario, industrial, agrícola y ambiental), las zonas en las que tiene lugar la producción, la oferta y la demanda y su grado de desacople espacial. Ilustra esta aproximación el análisis efectuado para el estudio de factibilidad del fondo de agua de la cuenca del río Mendoza (Jobbágy et al. 2018). Se representa linealmente el recorrido del río desde el nacimiento de sus afluentes más occidentales en la frontera con Chile hasta su (actualmente muy esporádico) vertido en el río Desaguadero tras recorrer 300 km (Figura 4). Este río representa una de las principales cuencas hidrográficas de desagüe cordillerano en la Argentina y es el foco de desarrollo del oasis de riego más importante del país y de su cuarto complejo urbano más populoso. A partir de la información de los aforos de caudal disponibles, la representación muestra cómo la captura de aportes de precipitación nívea en la zona alta de la cuenca (elevación >3000 m) genera tres cuartas partes del caudal total, siendo el resto aportado por los cordones cordilleranos orientales antes de que el río alcance el piedemonte. En esta zona se aloja el principal embalse. El consumo de agua en la cuenca está casi completamente restringido a las áreas de llanura. La distribución longitudinal de la demanda de agua para uso domiciliario y agrícola (expresada en porcentaje de sus respectivos totales en la Figura 4) fue estimada utilizando información satelital. En el caso del uso domiciliario se asignó una distribución espacial al consumo total en función de la densidad de luces nocturnas capturadas por imágenes satelitales según el producto GHSL (Jobbágy et al. 2018). Este producto representa un buen estimador de la densidad poblacional y se utiliza para el inventario de consumo de recursos en general (Oda and Maksyutov 2011). Para el riego se utilizó información de índice verde satelital de la superficie para calcular la 'anomalía de verdor' por

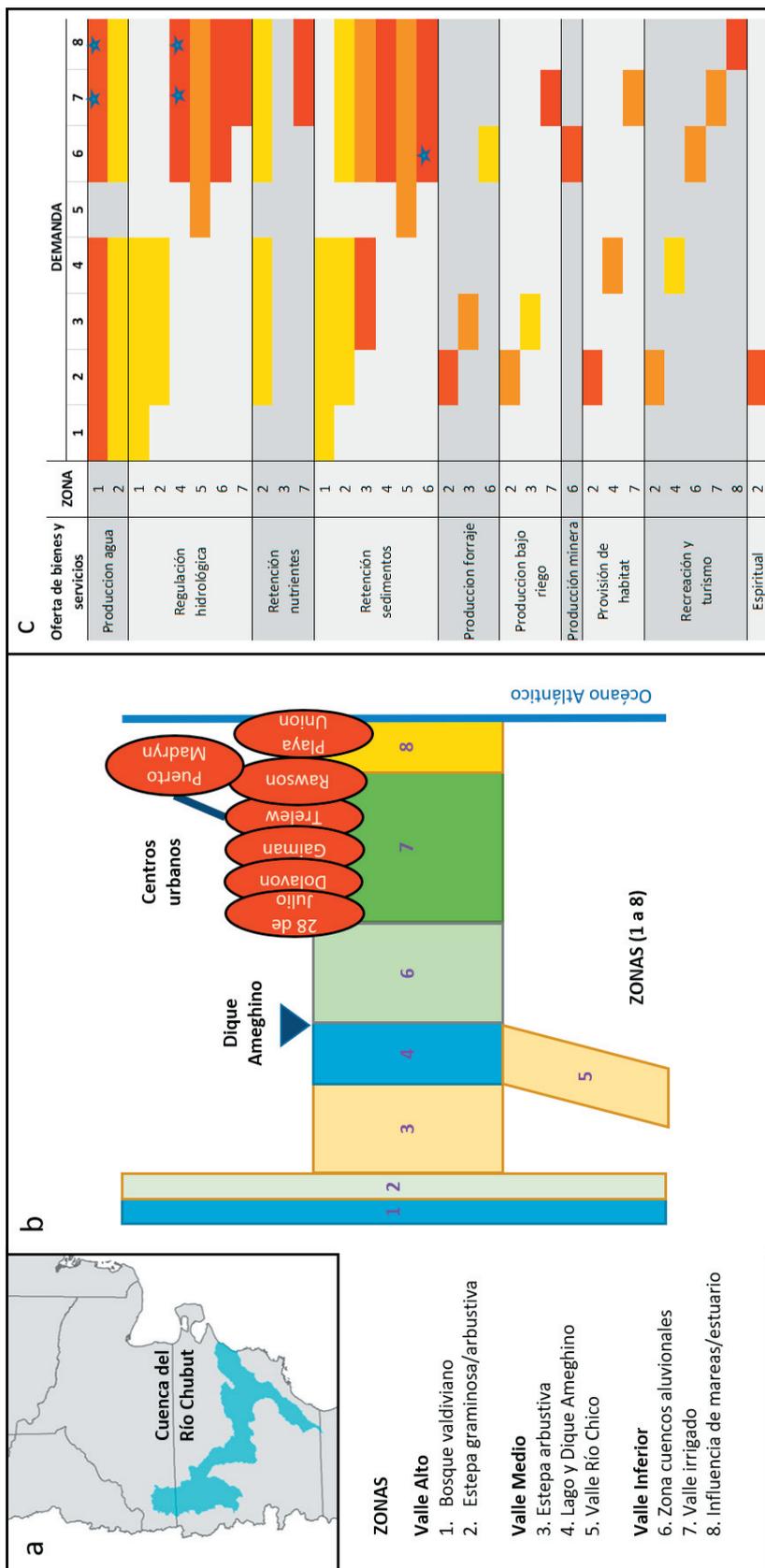


Figura 3. Caracterización esquemática de la oferta y demanda de múltiples servicios ecosistémicos en la cuenca del río Chubut en la Argentina. a) Cuenca del río Chubut; b) representación esquemática de la cuenca y su partición en ocho zonas (socioecosistemas) internamente homogéneas. Se indica la posición relativa del principal embalse artificial y los siete centros urbanos más importantes; c) matriz de servicios ecosistémicos (en las filas, la oferta; en las columnas, la demanda). Los colores indican la intensidad del flujo efectivo (oferta a demanda) de servicios ecosistémicos según sea alta (rojo), media (naranja) o baja (amarillo).

Figure 3. Schematic characterization of the supply and demand of multiple ecosystem services in the Chubut River Basin, Argentina. a) Chubut River Basin; b) schematic representation of the basin and its partition into eight internally homogeneous zones (socioecosystems). The relative position of the main artificial reservoir and the 7 most important urban centers are indicated; c) ecosystem services matrix illustrating supply in rows and demand in columns. Colors indicate flow intensity of ecosystem services depending on whether it is high (red), medium (orange) or low (yellow).

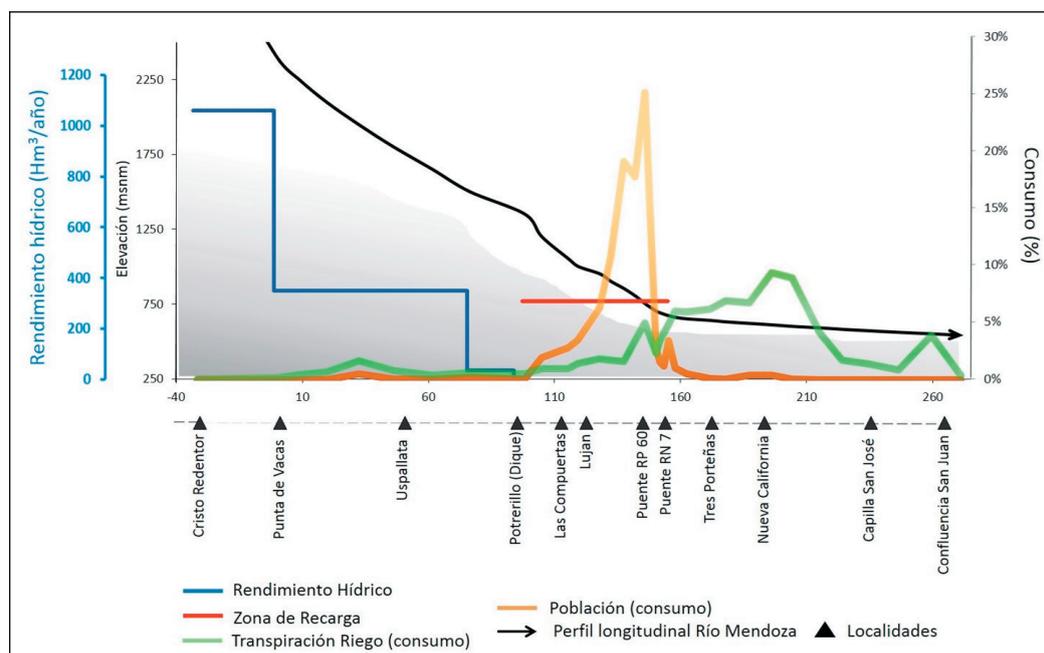


Figura 4. Perfil topográfico de la traza del río Mendoza y su afluente más occidental. Se considera como punto de inicio (posición cero) a la localidad Punta de Vacas. Se indican los perfiles longitudinales de consumo de agua 'azul' (extra-precipitación) en tierras cultivadas. Los valores están expresados en porcentaje del total consumido en la cuenca para cada banda altitudinal (transpiración del agua de riego integrada suman 100%). A su vez, se indica el perfil longitudinal de consumo urbano expresado en porcentaje del total consumido según bandas altitudinales. También se destaca la distribución longitudinal del rendimiento hídrico (i.e., producción de agua) de la cuenca y ubicación de la zona principal recarga de los acuíferos confinados de la cuenca media y baja.

Figure 4. Topographic profile of the Mendoza river path and its westernmost tributary. The locality Punta de Vacas is considered as the starting point for analyses. The longitudinal profiles of 'blue' water (additional to local precipitation) consumption in cultivated land is indicated. The values are expressed as a percentage of the total consumed in the basin for each altitudinal band (transpiration of irrigated water adds up to 100%). In turn, the longitudinal profile of urban consumption expressed as a percentage of the total consumed according to altitudinal bands is indicated. The longitudinal distribution of water yield (i.e., water production) in the basin and the location of the main zone recharging the confined aquifers of the middle and lower basin are also highlighted.

encima de lo esperable por las escasas lluvias recibidas en la llanura. Se utilizaron para ello imágenes de satélites MODIS para el período 2000-2018. Este indicador da cuenta del aporte adicional de agua de riego que es efectivamente aprovechado por la vegetación (Contreras et al. 2011). Entonces, se estimó la distribución de su consumo asumiendo una eficiencia media similar para el riego. Este tipo de análisis permite detectar tensiones o conflictos posibles entre usuarios ubicados agua arriba y agua abajo. En el caso del Río Mendoza, este análisis muestra que si bien la demanda urbana compite por la misma fuente de agua con la agricultura, es difícil que sea afectada por los impactos de esta última sobre la calidad del agua, ya que la toma de agua se hace aguas arriba que la zona agrícola. El esquema destaca también el hecho de que una parte de la zona de recarga de acuíferos se ubica justamente bajo el área más densamente poblada y bajo el área de cultivos sugiriendo su vulnerabilidad a la contaminación urbana

y la recarga no controlada a partir del agua de riego (Torres et al. 2003) (Figura 4). Otro aspecto que destaca este análisis es que el consumo de agua de los sistemas naturales es en la actualidad mucho menor que el de los sistemas regados, lo que apoya estudios históricos que sugieren que el aumento de la superficie cultivada bajo riego ha restringido fuertemente los subsidios de la montaña a los ecosistemas dependientes de agua subterránea (freatófitos) y humedales de llanura ubicados aguas abajo de los oasis irrigados (Jobbágy et al. 2011; Villagra et al. 2013). Esto trajo aparejados procesos de desertificación, el agotamiento del sistema de lagunas y bañados (con la disminución de la productividad en estas áreas), y —desde el punto de vista social— el empobrecimiento y migración de los pobladores del desierto que dependía de la utilización del agua del río y del sistema de lagunas para sus actividades de subsistencia (Montaña et al. 2005; Torres 2013; Goirán et al. 2013). El ejemplo presentado aquí muestra la

potencialidad que tienen las representaciones longitudinales de las cuencas para acercar la perspectiva de servicios ecosistémicos a los planteos tradicionales de gestión de los recursos hídricos enfocadas en análisis hidráulicos y en soluciones de infraestructura gris. La representación longitudinal facilita la identificación de los segmentos de la cuenca más relevantes (y que más protección requieren) para la producción de agua y aquellos en los que tiene lugar el desvío, consumo, y descarga de agua; en los que se vuelven especialmente valiosas las obras que mejoran la eficiencia de estos procesos y las soluciones verdes o basadas en la naturaleza que mitigan sus impactos.

MAPEAR SERVICIOS CULTURALES

Así como la representación espacial de la oferta de servicios ecosistémicos hídricos debe resolver la complejidad que impone la movilidad del agua en el territorio, la representación espacial de la demanda de servicios ecosistémicos en general debe reconocer la movilidad de las personas que se benefician de ellos o la de los bienes cuya producción sostienen. Esto se ilustra en los casos que siguen.

Los servicios culturales que brindan los ecosistemas acuáticos a las personas, si bien no pueden definirse como servicios hídricos en sentido estricto, pueden ser centrales en algunas regiones y estar fuertemente relacionados con el agua. Tal es el caso del sur de la Patagonia argentina, donde la densidad de la población estable es baja, pero la afluencia turística nacional e internacional es alta y representa uno de los principales rubros de la economía (CEPAL 2019 - Estudio de complejos productivos). Representar la distribución geográfica de la captura de los servicios culturales es más complejo que hacerlo con los servicios de provisión de agua (e.g., Figura 4), dada su naturaleza intangible y su alto grado de subjetividad (MEA, 2005). Así, pues, se hace difícil articular (Plieninger et al. 2015) y cuantificar la demanda de este tipo de servicios (Hale et al. 2019), lo que usualmente ha llevado a evitar su evaluación (Keele et al. 2019) y a una integración deficiente de los mismos en los planes de gestión de los ecosistemas (Milcu et al. 2013; Martínez Pastur et al. 2015). Una de las aproximaciones metodológicas para el planteo del vínculo entre la investigación ecológica y la gestión del ambiente, y con ello una detección de los servicios ecosistémicos

culturales, es la representación espacial por fotografías geolocalizadas; información visual que puede utilizarse para inferir el uso cultural (Wartmann and Purves 2018; Richards and Friess 2015; Lee et al. 2018). Aunque muchas veces hay escasez de información para su análisis (Andreeva 2019), viene impulsándose la identificación de estas conexiones culturales a partir de herramientas como las redes sociales (Hale et al. 2019). Esto deja en claro la manera en que se han ampliado los métodos de análisis espacial y participativos (Lu et al. 2019).

Aprovechando bases de datos públicas de fotografías geolocalizadas en el terreno obtenidas por turistas, visitantes y locales, Martínez Pastur y colaboradores (2015) lograron mapear la captura de distintos tipos de servicios culturales/recreativos de los ecosistemas en las provincias de Santa Cruz y Tierra del Fuego. Usando este enfoque encontraron que el valor estético fue el servicio cultural más comúnmente reconocido en las más de 13000 fotografías analizadas, seguido por la conservación de la biodiversidad, la identidad local y la recreación. La distribución espacial de las fotografías y su relación con las características biofísicas y humanas del territorio mostró que la presencia de agua fue un factor primordial relacionado a la valoración estética, destacando la importancia de los ecosistemas acuáticos de esta región como proveedores de servicios culturales y permitiendo un mapeo explícito de su demanda. Es interesante notar que si se superpone esta información a la del lugar de origen de quienes toman las fotografías, se habilita la posibilidad de representar la movilidad de los servicios asociada al desplazamiento de las personas que los reciben. Análisis como el que se ilustró aquí complementan a las aproximaciones cartográficas enfocadas en la provisión de servicios ecosistémicos (e.g., Figura 2) aportando elementos útiles para el ordenamiento territorial y para la valoración y conservación de los ecosistemas acuáticos como parte del patrimonio natural.

REPRESENTAR LA MOVILIDAD ASOCIADA AL COMERCIO

A nivel de países o incluso continentes, el comercio internacional representa un vector de desplazamiento de servicios ecosistémicos, especialmente de aquellos que soportan la producción de los bienes intercambiados

con mayor intensidad. Si bien métricas como el agua virtual o la huella hídrica de los productos suelen usarse como base para la caracterización del flujo de servicios hídricos de los ecosistemas entre regiones o países (Dalín et al. 2012), siguiendo una lógica similar a la de las huellas de carbono (e.g., Hertwich and Peters 2009); la fuerte dependencia del valor de los servicios hídricos según el contexto biofísico y productivo en el que son capturados requiere un análisis cuidadoso. Para relacionar el flujo de agua virtual a servicios ecosistémicos hídricos, un primer paso que resulta muy útil es la distinción entre lo que se define como agua 'verde', que es el agua de las precipitaciones transformada en valor en la matriz del territorio (e.g., producción forestal o agrícola de secano o de pasturas para alimentar ganado); del agua 'azul', que es aquella obtenida de sistemas acuáticos superficiales o subterráneos para sostener la producción (e.g., riego de cultivos, bebida para el ganado, consumo en procesos agroindustriales) (Falkenmark and Rockstrom 2006). Una forma de distinguir estas dos fuentes de agua en el marco del análisis espacial que destaca este trabajo es reconocer que el agua 'verde' es aquella que ingresa al territorio de soporte pero que aún no forma parte de ecosistemas acuáticos, mientras que el agua 'azul' es aquella que ha pasado a constituirlos. Es el caso del agua 'azul' el más relevante desde el punto de vista de los servicios hídricos de los ecosistemas y el que más comúnmente compite con otras demandas de provisión, si bien, como veremos, a través del agua 'verde' pueden también afectarse servicios hídricos de importancia. Otro aspecto interesante, que surge al comparar el análisis del flujo de agua virtual, es el impacto neto del comercio internacional. Lejos de generar una 'suma cero' en la que los servicios hídricos que la región exportadora cede valen lo mismo que los que la región importadora gana, pueden ser negativos o positivos según los contextos de ambos, como ejemplifican los dos casos que siguen.

El primer caso surge de la evaluación de la importación de agua virtual de todo Latinoamérica y Caribe (Mekonnen et al. 2015). Si bien esta es la región del planeta con mayor abundancia de recursos hídricos per cápita, es receptora neta de agua 'azul', principalmente debido a las importaciones de algodón, cultivo producido predominante bajo riego. Los países principales que exportan este producto son EE.UU. y Pakistán, ambos

con sistemas agrícolas bajo riego que no son sustentables debido al agotamiento de reservas acuíferas (*Southern Plains* en EE.UU. y valle del Río Indo en Pakistán). En el caso de Pakistán, es especialmente sorprendente el hecho de que esté sujeto a una de las peores crisis de provisión de agua a nivel global (Faruqui 2007). Allí la exportación de agua 'azul' no sólo compromete la provisión de agua para uso humano, sino también la regulación hidrológica, ya que el consumo sostenido de acuíferos costeros provoca procesos de subsidencia del terreno que agravan los anegamientos, inundaciones e intrusiones marinas (Schmidt 2015).

Al caso previo, en el que claramente el comercio de agua virtual genera más pérdidas que ganancias en términos de servicios hídricos, se puede contraponer el de la importación de trigo que efectúa Egipto (Chapagain et al. 2006). Este país, que sólo puede producir sus cultivos utilizando agua 'azul' del Río Nilo y de acuíferos con muy baja tasa de renovación, importa su principal sustento alimentario desde varios países, entre los que se encuentra la Argentina (Chapagain et al. 2006). Como resultado de este intercambio se ahorra agua 'azul' de muy alto valor en Egipto, reemplazada, en el caso de la Argentina, por agua 'verde' que en los actuales sistemas agrícolas de la llanura pampeana es generalmente subutilizada. La presencia del trigo en las rotaciones pampeanas, acompañando a la soja, ayuda a regular los procesos de anegamiento y degradación de tierras que ocurren cuando se realiza un monocultivo de esa especie, proveyendo de esta forma un servicio de regulación hídrica (Jobbágy et al. 2008; Noretto et al. 2015; Florio et al. 2015). Esta comparación extrema ayuda a recordar que una 'moneda' hídrica uniforme a nivel global, como la planteada por acuerdos o mecanismos de compensación de agua virtual, no ayuda a mejorar la oferta de servicios hídricos a la gente. La importancia del contexto es tal, que el uso de un litro de agua para producir trigo en la Argentina puede resolver un problema allí y en su lugar de destino en Egipto, mientras que el uso de otro litro de agua para producir un tejido de algodón en Pakistán presiona aún más a una población con una altísima demanda de provisión insatisfecha para proveer a otra que goza de la provisión más abundante. A medida que la perspectiva ambiental impregna los ámbitos de gestión internacional del comercio, casos como los presentados

arriba demuestran que la consideración de los servicios ecosistémicos hídricos comprometidos en los flujos comerciales globales requiere una contextualización muy cuidadosa, posiblemente mucho más compleja que la implementada para los servicios de regulación climática (e.g., huellas de carbono). La elección correcta de los servicios hídricos más relevantes y la correcta estimación de su afectación son la clave para guiar con éxito este tipo de gestión ambiental, tanto en ámbitos públicos (e.g., regulaciones comerciales) como privados (e.g., certificaciones).

ELEGIR LA APROXIMACIÓN ADECUADA

Los distintos escenarios en los que lo ambiental, y particularmente los servicios ecosistémicos, aparecen como aspecto a ser tenido en cuenta o promovido (Pascual et al. 2021) pueden requerir mayor foco en alguna de las distintas aproximaciones espaciales tratadas hasta aquí. Por ejemplo, el desarrollo de mapas explícitos de oferta (e.g., mapeo de servicio de filtrado, Figura 2) y demanda de servicios ecosistémicos (e.g., mapeo de valoración cultural en el sur de Patagonia) se adecua particularmente a las iniciativas de ordenamiento territorial. Aquellas instancias enfocadas en la creación de áreas de conservación de los ecosistemas acuáticos se benefician particularmente del mapeo detallado que ofrecen los inventarios y no requieren mayor profundidad en el análisis del flujo de otros servicios. El análisis de intercambio entre segmentos de una cuenca es capaz de ilustrar las conexiones entre áreas oferentes y demandantes de servicios ecosistémicos (e.g., análisis integral de la cuenca del Río Chubut, Figura 3), siendo especialmente indicado para explorar posibles acuerdos que incluyan soluciones verdes y pagos por servicios, incluyendo establecer

fondos de agua o mecanismos similares. El tratamiento longitudinal de la cuantificación de la provisión y uso de agua (e.g., balance para el Río Mendoza, Figura 4) puede ser especialmente valioso para la discusión de soluciones verdes y acuerdos entre sectores y zonas cuando se negocian planes maestros de cuencas y sus obras hídricas asociadas. Finalmente, los análisis del intercambio de agua virtual entre países o regiones, sólo una vez que sean puestos en el contexto de las zonas exportadoras e importadoras, pueden hacer visible el desplazamiento de servicios hídricos de los ecosistemas a gran escala, constituyendo una valiosa pieza de información para negociaciones ambientales y comerciales internacionales. La innovación en la representación de los servicios ecosistémicos relacionados con el agua continúa y debe verse como un pilar de la gobernanza de la naturaleza y la producción, y una prioridad en la interacción entre científicos y decisores.

AGRADECIMIENTOS. Los autores agradecen el apoyo del equipo de Redes Temáticas del CONICET y los integrantes de la REM AQUA por su apoyo y colaboración. También han hecho aportes a los contenidos que aquí se presentan los integrantes de la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua. Este trabajo surgió de la estrecha colaboración entre científicos y tomadores de decisión del Ministerio (ex Secretaría) de Ambiente y Desarrollo Sustentable del Gobierno de Argentina, organismo que apoyó financieramente este trabajo. Miguel Pascual, María Poca y Esteban Jobbágy contaron además con el apoyo del proyecto Governagua (IAI) para la ejecución de este trabajo (SGP-HW 056). Se agradece especialmente a los miembros de este proyecto por inspirar muchas de las ideas de este trabajo y al editor, Pedro Laterra, así como a dos revisoras/es anónimos por sus valiosos comentarios.

REFERENCIAS

- Abbott, B. W., K. Bishop, J. P. Zarnetske, C. Minaudo, F. S. Chapin, S. Krause, D. M. Hannah, L. Conner, D. Ellison, S. E. Godsey, S. Plont, J. Marçais, T. Kolbe, A. Huebner, R. J. Frei, T. Hampton, S. Gu, M. Buhman, S. Sara Sayedi, O. Ursache, M. Chapin, K. D. Henderson, and G. Pinay. 2019. Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. *Nature Geoscience* **12**:533-540. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0374-y>.
- Abell, R., N. Asquith, G. Boccaletti, L. Bremer, and E. Chapin. 2017. Beyond the Source: The Environmental, Economic and Community Benefits of Source Water Protection. The Nature Conservancy, Arlington, VA, USA. The Nature Conservancy, Arlington, VA, EE.UU.
- Allison, G. B., P. G. Cook, S. R. Barnett, G. R. Walker, I. D. Jolly, and M. W. Hughes. 1990. Land clearance and river salinisation in the western Murray Basin, Australia. *Journal of Hydrology* **119**:1-20. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(90\)90030-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(90)90030-2).
- Andreeva, I. 2019. Spatial assessment of recreational ecosystem services in the large inland river basin (Upper Ob, Russia). *Carpathian J Earth Environ Sci* **14**:67-76. <https://doi.org/10.26471/cjees/2019/014/059>.

- Aragón, R., E. G. Jobbágy, and E. F. Viglizzo. 2011. Surface and groundwater dynamics in the sedimentary plains of the Western Pampas (Argentina). *Ecohydrology* 4:433-447. <https://doi.org/10.1002/eco.149>.
- Barral, M. P., L. Naulhual, and P. Laterra. 2019. Métodos y herramientas de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos. El protocolo ECOSER. Pp. 196-211 *en* Paruelo, J. M y P. Laterra (eds.). El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones: Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural. Fundación CICCUS, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.
- Benzaquen, L., D. E. Blanco, R. Bo, P. Kandus, G. Lingua, P. Minotti, and R. Quintana. 2017. Regiones de Humedales de la Argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Wetlands International, Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. Pp. 334.
- Brauman, K. A., G. C. Daily, T. K. Duarte, and H. A. Mooney. 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annual Review of Environment and Resources* 32:67-98. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>.
- Bremer, L. L., D. A. Auerbach, J. H. Goldstein, A. L. Vogl, D. Shemie, T. Kroeger, J. L. Nelson, S. P. Benítez, A. Calvache, J. Guimarães, C. Herron, J. Higgins, C. Klemz, J. León, J. Sebastián Lozano, P. H. Moreno, F. Núñez, F. Veiga, and G. Tiepolo. 2016. One size does not fit all: Natural infrastructure investments within the Latin American Water Funds Partnership. *Ecosystem Services* 17:217-236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.006>.
- Brouwer, R., A. Tesfaye, and P. Pauw. 2011. Meta-analysis of institutional-economic factors explaining the environmental performance of payments for watershed services. *Environmental Conservation* 38(4):380-392. <https://doi.org/10.1017/S0376892911000543>.
- Buytaert, W., R. Céleri, B. De Bièvre, F. Cisneros, G. Wyseure, J. Deckers, and R. Hofstede. 2006. Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews* 79:53-72. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>.
- Carpenter, S. R., H. A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. S. Defries, S. Díaz, T. Dietz, A. K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H. M. Pereira, C. Perrings, W. V. Reid, J. Sarukhan, R. J. Scholes, and A. Whyte. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:1305-1312. <https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106>.
- CEPAL. 2019. Complejos productivos y territorio en la Argentina: Aportes para el estudio de la geografía económica del país. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Naciones Unidas, Santiago, Chile. Pp. 216.
- Chapagain, A. K., A. Y. Hoekstra, and H. H. G. Savenije. 2006. Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrology and Earth System* 10:455-468. <https://doi.org/10.5194/hess-10-455-2006>.
- Cingolani, A. M., M. Poca, M. A. Giorgis, M. V. Vaieretti, D. E. Gurvich, J. I. Whitworth-Hulse, and D. Renison. 2015. Water provisioning services in a seasonally dry subtropical mountain: Identifying priority landscapes for conservation. *Journal of Hydrology* 525:178-187. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.041>.
- Contreras, S., E. G. Jobbágy, P. E. Villagra, M. D. Nosetto, and J. Puigdefábregas. 2011. Remote sensing estimates of supplementary water consumption by arid ecosystems of central Argentina. *Journal of Hydrology* 397:10-22. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.014>.
- Creed, I. F., J. A. Jones, E. Archer, M. Claassen, D. Ellison, S. G. McNulty, M. van Noordwijk, B. Vira, X. Wei, K. Bishop, J. A. Blanco, M. Gush, D. Gyawali, E. Jobbágy, A. Lara, C. Little, J. Martin-Ortega, A. Mukherji, D. Murdiyarso, P. O. Pol, C. A. Sullivan, and J. Xu. 2019. Managing Forests for Both Downstream and Downwind Water. *Frontiers in Forests and Global Change* 2:64-69. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00064>.
- Cuffney, T. F., R. A. Brightbill, J. T. May, and I. R. Waite. 2010. Responses of benthic macroinvertebrates to environmental changes associated with urbanization in nine metropolitan areas. *Ecological Applications* 20:1384-1401. <https://doi.org/10.1890/08-1311.1>.
- Daily, G. C., and P. A. Matson. 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:9455-9456. <https://doi.org/10.1073/pnas.0804960105>.
- Dalin, C., M. Konar, N. Hanasaki, A. Rinaldo, and I. Rodríguez-Iturbe. 2012. Evolution of the global virtual water trade network. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109:5989-5994. <https://doi.org/10.1073/pnas.1203176109>.
- ECOSER. 2020. Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial. URL: www.eco-ser.com.ar.
- Egoh, B., E. G., Drakou, M. B. Dunbar, J. Maes, and J. Willemsen. 2012. Indicators for mapping ecosystem services: a review. European Commission, Joint Research Centre, Twente, Holanda. Pp. 111.
- Englund, O., G. Berndes, and C. Cederberg. 2017. How to analyze ecosystem services in landscapes—A systematic review. *Ecological Indicators* 73:492-504. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.009>.
- Falkenmark, M., and J. Rockström. 2006. The New Blue and Green Water Paradigm: Breaking New Ground for Water Resources Planning and Management. *Journal of Water Resources Planning and Management* 132:129-132. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2006\)132:3\(129\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2006)132:3(129)).
- Faruqui, N. I. 2004. Responding to the water crisis in Pakistan. *International Journal of Water Resources Development* 20:177-192. <https://doi.org/10.1080/0790062042000206138>.
- Fitzjohn, C., J. L. Ternan, and A. G. Williams. 1998. Soil moisture variability in a semi-arid gully catchment: Implications for runoff and erosion control. *Catena* 32:55-70. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(97\)00045-3](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(97)00045-3).
- Florio, E. L., J. L. Mercau, and M. D. Nosetto. 2015. Factores que regulan la dinámica freática en dos ambientes de la Pampa Interior con distintos regímenes de humedad. *Ciencia del Suelo* 33:263-272.
- Francesconi, W., R. Srinivasan, E. Pérez-Miñana, S. P. Willcock, and M. Quintero. 2016. Using the Soil and Water

- Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review. *Journal of Hydrology* **535**:625-636. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.034>.
- Giaccio, G. C. M., P. Littera, V. Aparicio, and J. Costa. 2015. Glyphosate retention in grassland riparian areas is reduced by the invasion of exotic trees. *International Journal of Experimental Botany* **85**:108-116. <https://doi.org/10.32604/phyton.2016.85.108>.
- Gliozzo, G., N. Pettorelli, and M. Haklay. 2016. Using crowdsourced imagery to detect cultural ecosystem services: a case study in South Wales, UK. *Ecology and Society* **21**:6-18. <https://doi.org/10.5751/ES-08436-210306>.
- Goirán, S. B., A. Tonolli, J. N. Aranibar, P. E. Villagra, E. Millan, L. Forconesi, and E. M. Bringa. 2013. Factores que determinan el uso del espacio y los recursos en zonas áridas no irrigadas del NE de Mendoza (Argentina). Pp. 97-109 *en* A. Lara, P. Littera, R. Manson y G. Barrantes (eds.). *Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y el Caribe*. Red ProAgua CYTED, Imprenta América. Valdivia, Chile.
- Hale, R. L., E. M. Cook, and B. J. Beltrán. 2019. Cultural ecosystem services provided by rivers across diverse social-ecological landscapes: A social media analysis. *Ecological Indicators* **107**:105580. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105580>.
- Houspanossian, J., S. Kuppel, M. Noretto, C. Di Bella, P. Oricchio, M. Barrucand, M. Rusticucci, and E. Jobbágy. 2018. Long-lasting floods buffer the thermal regime of the Pampas. *Theoretical and Applied Climatology* **131**:111-120. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1959-7>.
- IPBES 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas. IPBES Secretariat, Bonn, Alemania. Pp. 56.
- Jobbágy, E. G., M. D. Noretto, C. S. Santoni, and G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana. *Ecología Austral* **18**:305-322.
- Jobbágy, E. G., M. D. Noretto, P. E. Villagra, and R. B. Jackson. 2011. Water subsidies from mountains to deserts: their role in sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. *Ecological Applications* **21**:678-694. <https://doi.org/10.1890/09-1427.1>.
- Jobbágy, E. G., M. Poca M. D. Noretto, G. Castellanos, S. Otta, M. P. Covolo, J. Salva, and E. Juaneda. 2018. Análisis de Situación para Fondos de Agua: Versión 1.0. Río Mendoza. Preparado para la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua.
- Jobbágy, E. G., M. D. Noretto, R. Giménez, and J. L. Mercau. 2019. El Lugar de la naturaleza en la toma de decisiones: El (dis)servicio de la regulación hídrica en la llanura chaco-pampeana. Pp. 212-221 *en* J. M. Paruelo y P. Littera, editores. *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones: Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural*. Fundación CICCUS, Buenos Aires, Argentina.
- Kareiva, P., H. Tallis, T. H. Ricketts, G. C. Daily, and S. Polasky. 2011. *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, New York, USA. Pp. 567. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199588992.001.0001>.
- Keele, V., D. Gilvear, A. Large, A. Tree, and P. Boon. 2019. A new method for assessing river ecosystem services and its application to rivers in Scotland with and without nature conservation designations. *River Research and Applications* **35**(8):1338-1358. <https://doi.org/10.1002/rra.3533>.
- King, R. S., M. E. Baker, D. F. Whigham, D. E. Weller, T. E. Jordan, P. F. Kazzyak, and M. K. Hurd. 2005. Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams. *Ecological Applications* **15**:137-153. <https://doi.org/10.1890/04-0481>.
- Klein, T. M., E. Celio, and A. Grêt-Regamey. 2015. Ecosystem services visualization and communication: A demand analysis approach for designing information and conceptualizing decision support systems. *Ecosystem Services* **13**: 173-183. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.006>.
- Littera, P., M. E. Orúe, and G. C. Booman. 2012. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **154**:56-67. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.013>.
- Littera, P., P. Barral, A. Carmona, and L. Nahuelhual. 2016. Focusing Conservation Efforts on Ecosystem Service Supply May Increase Vulnerability of Socio-Ecological Systems. *PLOS ONE* **11**:e0155019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155019>.
- Lee, H., B. Seo, T. Koellner, and S. Lautenbach. 2019. Mapping cultural ecosystem services 2.0 - potential and shortcomings from unlabeled crowd sourced images. *Ecological Indicators* **96**:505-515. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.035>.
- Liquete, C., J. Maes, A. Notte, and G. Bidoglio. 2011. Securing water as a resource for society: An ecosystem services perspective. *Ecohydrology and Hydrobiology* **11**:247-259. <https://doi.org/10.2478/v10104-011-0044-1>.
- Lu, Y., Q. Li, P. Xu, and Y. Wang. 2019. Incorporating Rarity and Accessibility Factors into the Cultural Ecosystem Services Assessment in Mountainous Areas: A Case Study in the Upper Reaches of the Minjiang River. *Sustainability* **11**:2203. <https://doi.org/10.3390/su11082203>.
- Luck, G. W., K. M. A. Chan, and J. P. Fay. 2009. Protecting ecosystem services and biodiversity in the world's watersheds. *Conservation Letters* **2**:179-188. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00064.x>.
- Magliano, P. N., F. Murray, G. Baldi, S. Aurand, R. A. Páez, W. Harder, and E. G. Jobbágy. 2015. Rainwater harvesting in Dry Chaco: Regional distribution and local water balance. *Journal of Arid Environments* **123**:93-102. <https://doi.org/>

- 10.1016/j.jaridenv.2015.03.012.
- Martin-Ortega, J., E. Ojea, C. and Roux. 2013. Payments for water ecosystem services in Latin America: a literature review and conceptual model. *Ecosystem Services* 6:122-132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.008>.
- Martínez Pastur, G., P. L. Peri, M. V. Lencinas, M. García-Llorente, and B. Martín-López. 2016. Spatial patterns of cultural ecosystem services provision in Southern Patagonia. *Landscape Ecology* 31:383-399. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0254-9>.
- Martínez-Harms, M. J., and P. Balvanera. 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: A review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 1:17-25. <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.663792>.
- MEA. 2005. Ecosystems and human well-being - Synthesis: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment. W. V. Reid, H. A. Mooney, A. Cropper, D. Capistrano, S. R. Carpenter, K. Chopra, P. Dasgupta, T. Dietz, A. K. Duraiappah, R. Hassan, R. Kaspersen, R. Leemans, R. M. May, A. J. McMichael, P. Pingali, C. Samper, R. Scholes, R. T. Watson, A. H. Zakri, Z. Shidong, N. J. Ash, E. Bennett, P. Kumar, M. J. Lee, C. Raudsepp-Hearne, H. Simons, J. Thonell, and M. B. Zurek. Island Press.
- Mekonnen, M., M. Pahlow, M. Aldaya, E. Zárate, and A. Hoekstra. 2015. Sustainability, Efficiency and Equitability of Water Consumption and Pollution in Latin America and the Caribbean. *Sustainability* 7:2086-2112. <https://doi.org/10.3390/su7022086>.
- Mercau, J. L., M. D. Nosetto, F. Bert, R. Giménez, and E. G. Jobbágy. 2016. Shallow groundwater dynamics in the Pampas: Climate, landscape and crop choice effects. *Agricultural Water Management* 163:159-168. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.09.013>.
- Milcu, A. I., J. Hanspach, D. Abson, and J. Fischer. 2013. Cultural ecosystem services: A literature review and prospects for future research. *Ecology and Society* 18:44. <https://doi.org/10.5751/ES-05790-180344>.
- Molina Montenegro, M. 2008. Variación de la pubescencia foliar en plantas y sus implicaciones funcionales a lo largo de gradientes altitudinales. *Ecosistemas: Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente* 17:13.
- Montaña, E., L. M. Torres, E. M. Abraham, E. Torres, and G. Pastor. 2016. Los espacios invisibles: Subordinación, marginalidad y exclusión de los territorios no irrigados en las tierras secas de Mendoza, Argentina. *Región y Sociedad* 17:3-32. <https://doi.org/10.22198/rys.2005.32.a598>.
- Nahuelhual, L., P. Lateralra, and J. Barrera. 2016. Indicadores de servicios ecosistémicos: una revisión y análisis de su calidad. Ministerio de Ambiente, Santiago, Chile. Pp. 54.
- Neugarten, R. A., P. F. Langhammer, E. Osipova, K. J. Bagstad, N. Bhagabati, S. H. M. Butchart, and S. Willcock. 2018. Tools for measuring, modelling, and valuing ecosystem services. IUCN, International Union for Conservation of Nature, Gland, Suiza. Pp. 70.
- Nosetto, M. D., R. A. Páez, S. I. Ballesteros, and E. G. Jobbágy. 2015. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 206:60-70. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.009>.
- Oda, T., and S. Maksyutov. 2011. A very high-resolution (1km×1 km) global fossil fuel CO2 emission inventory derived using a point source database and satellite observations of nighttime lights. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11: 543-556. <https://doi.org/10.5194/acp-11-543-2011>.
- Pascual, M. A., T. Olivier, L. Brandizi, P. Rimoldi, H. Malnero, and G. Kaless. 2029. Análisis de Situación para Fondos de Agua. Fase de factibilidad: Versión 1.0, Río Chubut, Argentina. Preparado para la Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua. URL: tinyurl.com/2utk9emv.
- Pascual, M. A. et al. 2021. —en este número especial—.
- Plieninger, T., C. Bieling, N. Fagerholm, A. Byg, T. Hartel, P. Hurley, C. A. López-Santiago, N. Nagabhatla, E. Oteros-Rozas, C. M. Raymond, D. van der Horst, and L. Huntsinger. 2015. The role of cultural ecosystem services in landscape management and planning. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:28-33. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.02.006>.
- Poca, M., A. M. Cingolani, D. E. Gurvich, V. Saur Palmieri, and G. Bertone. 2018. Water storage dynamics across different types of vegetated patches in rocky highlands of central Argentina. *Ecohydrology* 11:e1981.
- Richards, D. R., and D. A. Friess. 2015. A rapid indicator of cultural ecosystem service usage at a fine spatial scale: Content analysis of social media photographs. *Ecological Indicators* 53:187-195. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.034>.
- Schlesinger, W. H., and E. S. Bernhardt. 2013. *Biogeochemistry: An analysis of global change*. Academic Press, Boston, USA. Pp. 312.
- Seppelt, R., C. F. Dormann, F. V. Eppink, S. Lautenbach, and S. Schmidt. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48:630-636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>.
- Sharp, R., J. Douglass, S. Wolny, K. Arkema, J. Bernhardt, W. Bierbower, N. Chaumont, D. Denu D. Fisher, K. Glowinski, R. Griffin, G. Guannel, A. Guerry, J. Johnson, P. Hamel, C. Kennedy, C. K. Kim, M. Lacayo, E. Lonsdorf, L. Mandel, L. Rogers, J. Silver, J. Toft, G. Verutes, A. L. Vogl, S. Wood, and K. Wyatt. 2020. *INVEST 3.8.7 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Sherrouse, B. C., J. M. Clement, and D. J. Semmens. 2011. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Applied Geography* 31:748-760. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.08.002>.
- Torres, E., E. M. Abraham, E. Montaña, M. Salomon, L. M. Torres, M. Fusari, and S. Urbina. 2003. Mendoza y el uso del agua. Pp. 17-34 *en* A. F. Cirelli y E. M. Abraham (eds.). *El agua en Iberoamérica. Aspectos de la problemática de*

- las tierras secas. Autoridad Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina. Pp. 151.
- Van Der Ent, R. J., H. H. G. Savenije, B. Schaefli, and S. C. Steele-Dunne. 2010. Origin and fate of atmospheric moisture over continents. *Water Resources Research* **46**:1-12. <https://doi.org/10.1029/2010WR009127>.
- Villagra, P. E., P. A. Meglioli, F. I. Pugnaire, B. Vidal, J. Aranibar, and E. G. Jobbágy. 2013. La regulación de la partición del agua en zonas áridas y sus consecuencias en la productividad del ecosistema y disponibilidad de agua para los habitantes. Pp. 111-125 *en* A. Lara, P. Laterra, R. Manson, y G. Barrantes (eds.). *Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y el Caribe*. Red ProAgua CYTED, Imprenta América., Valdivia, Chile
- Villamagna, A. M., P. L. Angermeier, and E. M. Bennett. 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity* **15**:114-121. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>.
- Wartmann, F. M., and R. S. Purves. 2018. Investigating sense of place as a cultural ecosystem service in different landscapes through the lens of language. *Landscape and Urban Planning* **175**:169-183. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.021>.
- Wu, Z., and Y. Zhang. 2019. Water Bodies' Cooling Effects on Urban Land Daytime Surface Temperature: Ecosystem Service Reducing Heat Island Effect. *Sustainability* **11**:787. <https://doi.org/10.3390/su11030787>.
- Zedler, J. B. 2003. Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* **1**:65-72. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0065:WAYSRI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0065:WAYSRI]2.0.CO;2).