

Pago por servicios ecosistémicos de los recursos hídricos y su valoración económica

Payment for ecosystem services of water resources and its economic valuation

Oscar Junior Paredes-Vilca^{1, 2, *} 

Resumen

Con la finalidad de brindar información sobre el impacto de las iniciativas económicas vinculadas a atenuar los daños ambientales, el presente documento contiene revisión bibliográfica de los últimos 5 años sobre instrumentos económicos (pago por servicios ecosistémicos e impuestos ambientales) empleados en la mitigación del sobreuso de recursos hídricos. Así mismo clasifica diversos estudios de valoración económica en relación a la metodología que emplean para valorar determinados servicios ecosistémicos provistos por los recursos hídricos. Los que diseñan políticas públicas al implementar impuestos ambientales dirigidos a determinados niveles de consumo deben considerar aspectos como la acumulación de la contaminación para garantizar la sostenibilidad del suministro de servicios ecosistémicos. Incluir los valores obtenidos en valoración económica en el análisis costos – beneficio puede ayudar en la toma de decisiones de inversión en restauración o recuperación del capital natural.

Palabras clave: derechos de propiedad; impuestos ambientales; pago por servicios ecosistémicos; valoración económica.

Abstract

In order to provide information on the impact of economic initiatives linked to mitigate environmental damage, this document contains a bibliographic review of the last 5 years on economic instruments (payment for ecosystem services and environmental taxes) used to mitigate the overuse of water resources. It also classifies various studies of economic valuation in relation to the methodology used to value certain ecosystem services provided by water resources. Those who design public policies when implementing environmental taxes directed to certain levels of consumption should consider aspects such as the accumulation of pollution to ensure the sustainability of the supply of ecosystem services. Including the values obtained in economic valuation in the cost - benefit analysis can help in the decision making of investment in restoration or recovery of natural capital.

Keywords: economic valuation; environmental taxes; payment for ecosystem services; property rights.

¹ Facultad de Ingeniería Económica, Universidad Nacional del Altiplano. Ciudad Universitaria, Av. Floral N° 1153, Puno, Perú.

² Universidad Nacional Agraria La Molina. Ciudad Universitaria, Av. La Molina S/N, La Molina, Lima, Perú.

*Autor correspondiente: 11oscarilo@gmail.com (O.J. Paredes-Vilca).

O.J. Paredes-Vilca  <https://orcid.org/0000-0003-2301-3675>

Recibido: 12-05-2019
Aceptado: 26-06-2019

Introducción

Una de las dificultades que presentan las economías emergentes son los problemas ambientales y la falta de políticas relevantes, en países en desarrollo la mayor parte de la contaminación es consecuencia de la actividad económica, América Latina exhibe una de las tasas más altas de pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos en todo el mundo, junto con una notable asimetría en el acceso a los beneficios que estos proveen (**Laterra et al., 2019**). El cambio en el uso de la tierra puede reducir la riqueza y el bienestar de una nación al modificar su biodiversidad (**Crespin y Simonetti, 2016**), países con niveles altos de contaminación del aire urbano también son los de mayor crecimiento económico

que conduce a tasas continuas y aceleradas de agotamiento del capital natural (**Squires y Vestergaard, 2018**), así las empresas están cada vez más preocupadas por la escasez de agua y sus impactos financieros (**Reddy et al., 2015**).

Sin embargo, la relación entre contaminación y salud o productividad es poco conocida (**Jack, 2017**) producto de la disponibilidad de datos que redundan en la factibilidad de aplicar metodologías.

De allí, que el propósito de esta revisión es brindar información sobre los instrumentos económicos (pago por servicios ecosistémicos e impuestos ambientales) empleados en la mitigación del sobreuso de recursos hídricos.

Pago por servicios ecosistémicos e impuestos ambientales

La gobernanza ambiental está experimentando innovación en el uso de instrumentos de mercado, incluidos los pagos por servicios ambientales (**Martin, 2018**), estos se están generalizando cada vez más a medida que son promovidos por organizaciones gubernamentales y no gubernamentales de todo el mundo (**Martin-Ortega y Waylen, 2018**). El pago por servicios ecosistémicos tiene como fin compensar a los propietarios y ser un aliciente para que estos hagan un mejor uso de la tierra a fin de alcanzar su sostenibilidad, precisamente, las buenas prácticas de manejo de la tierra deberían traer beneficios a los propietarios de tierras río arriba (agricultores) por parte de los usuarios río abajo (habitantes de las ciudades) (**Grima et al., 2016**) puesto que los primeros no están generando externalidades sobre los habitantes de las ciudades, en caso los habitantes río arriba (agricultores) contaminen el agua esto afectaría a los habitantes río abajo, en este caso los contaminadores deberían de pagar (compensar) a los perjudicados.

El éxito de los programas de pago por de servicios ecosistémicos depende varios factores, la literatura sugiere analizar las condiciones preexistentes del área así se identifica los servicios a prestar para trazar el cumplimiento de objetivos, por ejemplo

en Tanzania los factores del programa y el contexto institucional de su implementación determinan las decisiones de los agricultores de participar en el programas de pago por servicios ecosistémicos (PSE) (**Kwayu et al., 2014**), algo que también puede afectar es la adicionalidad del mercado la existencia de compradores y vendedores (**Guerra, 2016**).

En efecto, la condicionalidad y la modalidad de compensación directa por PSE hacen que este enfoque sea más efectivo, se aplica el PSE a los servicios vinculados a secuestro de carbono, agua, belleza escénica y biodiversidad, siendo también un aliciente para atenuar los problemas de pobreza (**Ingram et al., 2014**). En México los programas de pago por servicios ecosistémicos generaron una disminución de la pobreza estadísticamente significativa (**Sims y Alix-Garcia, 2017**). En Perú, **Haavisto et al. (2019)** desarrollaron un modelo hidroeconómico, donde la calidad de la tierra es geográficamente heterogénea y el usuario está definido por usos: agrícolas y municipales de agua, así como un planificador social, el modelo se centra en la producción agrícola ascendente y el consumo de agua municipal en las áreas descendentes, el factor clave en la funcionalidad del esquema es la aceptabilidad del recargo en el agua municipal y de

la transferencia de los ingresos a los agricultores. Si los usuarios municipales de agua desean y pueden pagar más por su agua potable, el esquema podría ser viable tanto social como económicamente.

Algunas mejoras a implementar en el pago por servicios ecosistémicos **Chan et al. (2017)** son la asignación de derechos de propiedad y responsabilidades, disminuir las externalidades mejorando el monitoreo, siendo una característica de los países en desarrollo la existencia de transacciones bajo derechos de propiedad incompletos, que incluso en muchos casos tienen la característica de ser rivales y excluibles, esto refleja una combinación de diferentes problemas que deben resolverse y diferentes limitaciones institucionales en el diseño y la implementación de políticas. La reducción de los costos de transacción al proporcionar conocimiento científico permite una definición y defensa adecuadas de los derechos de propiedad de los servicios ecosistémicos para que las negociaciones directas entre proveedores y compradores sean factibles (**Scheufele y Bennett, 2017**).

En los países en desarrollo, la tenencia insegura de la tierra puede, en teoría, socavar los incentivos a la inversión a largo plazo. La exposición a la contaminación del agua potable es una preocupación relativamente menor en el mundo desarrollado (a pesar de las recientes excepciones respecto a la contaminación por plomo), sin embargo, las decisiones de tratamiento del agua en los hogares tienen efectos directos sobre la salud en los países en desarrollo (**Jack, 2017**).

En Malasia dos tercios de sus ríos tienen la clasificación de contaminados o ligeramente contaminados, traduciéndose en pérdida de servicios provistos por muchas cuencas hidrográficas, las respuestas legales históricas generales al control de la contaminación, como los estándares de calidad del agua y el lanzamiento de áreas protegidas, parecen corregir el problema a medida que se presenta, pero son insostenibles (**Md Khalid et al., 2018**). En ese entender la asignación de derechos de propiedad bajo obligaciones que deben de cumplir los que usufructúan los recursos pueden solucionar los problemas de contaminación o sobre-

explotación como refieren **Leibbrandt y Lynham (2018)**, para los casos de sobrepastoreo la privatización ha sido una solución, en temas relacionados a conflictos sobre el uso del agua estos se redujeron producto de asignaciones formales o informales de derechos de agua, es decir cuando los gobiernos toman la decisión de implementar los derechos de propiedad, generalmente intentan establecer la cantidad total de derechos asignados a un objetivo socialmente eficiente. Por ejemplo, a los individuos se les asignan derechos de captura y la suma total de todos los derechos asignados es igual a una cosecha total socialmente deseable. Si los derechos son negociables, es posible que se logren más ganancias de eficiencia económicas: los derechos de aprovechamiento deberían terminar en manos de quienes más los valoran. Independientemente de si los derechos de propiedad son negociables o no, si la cantidad total de derechos asignados es igual a un objetivo socialmente deseable, la asignación real de derechos no debería obstaculizar el logro del objetivo siempre que los derechos de propiedad se apliquen perfectamente. Sin embargo, en la práctica los derechos de propiedad rara vez se aplican correctamente, puesto que las acciones de los ciudadanos y las empresas no se supervisan constantemente para garantizar que todas las leyes y los derechos se respeten en todo momento.

Los impuestos ambientales son otra herramienta diseñada para corregir problemas de sobreexplotación y externalidades en recursos naturales. El agua es esencial para la producción agrícola una posible política para reducir su consumo excesivo podría ser incrementar su precio a través de impuestos dirigidos a cierto nivel de uso del agua (**Dang et al., 2016**), medida que es ratificada por **Graveline (2019)** quien sugiere que la forma más rentable y robusta de mejorar el estado de las aguas subterráneas es aumentar el componente económico (un impuesto flexible).

A través de un modelo de equilibrio general **Torbón et al. (2017)** abordan la interacción entre un sistema económico y un sistema natural (cuerpo de agua) cuyos derechos de propiedad están definidos para el suministro de agua potable, sus resulta-

dos indican que la resiliencia del cuerpo de agua disminuye a medida que la contaminación deja de ser prudente, además los impuestos Pigouvianos son insuficientes para mantener la capacidad de recuperación debido al efecto acumulativo de la contaminación, lo que sugiere ser más prudentes al implementar impuestos ambientales sujetos al criterio de bajos niveles de resiliencia.

De esta forma el diseño de políticas relacio-

nadas a la gestión de sistemas de agua debe conjugar los impactos económicos de la disponibilidad de agua con las dinámicas hidrológicas naturales (**Boero y Pasqualini, 2017**). En el caso de actividades económicas como la de centrales térmicas el uso de sustitutos del recurso hídrico para reducir el consumo de agua no es económicamente eficiente puesto que disminuye el nivel de producción (**Lubega y Stillwell, 2019**).

Métodos de valoración económica

El valor económico total se define como la suma del valor de todos los servicios que genera el capital natural, abarca todos los componentes de utilidad derivados de los servicios del ecosistema utilizando una unidad de cuenta común (**Zhang et al., 2017**). La determinación del valor económico de los ecosistemas es importante en la integración en las políticas sectoriales y macroeconómicas a escala mundial, nacional y local, expresar el valor de los servicios de los ecosistemas en unidades monetarias es de gran utilidad para: la evaluación de proyectos de restauración de ecosistemas; el establecimiento de tarifas de entrada a parques nacionales, áreas naturales protegidas o la evaluación de escenarios para la formulación de políticas (**Perez-Verdin et al., 2016**), la valoración económica del ambiente es un concepto antropocéntrico, por ello solo debe considerarse como una pequeña porción del valor total de la biodiversidad puesto a que es complejo capturar todos los valores económicos de un ecosistema. En otras palabras, los valores económicos son como un límite inferior a valores desconocidos de biodiversidad (**Kumar et al., 2014**).

Es necesario valorar los servicios que nos brinda el medio ambiente no solo por resaltar la importancia de la naturaleza que es esencial para la supervivencia de la humanidad (**Mudavanhu et al., 2017**), sino también porque esta suele tener impactos sobre prácticas culturales que también son valorados (**Fish et al., 2016**). En el caso de los recursos hídricos, la valoración económica nos ayudará a comprender mejor los problemas del agua de muchas maneras: asignación eficiente entre diversos usos del

agua, protección de los servicios del ecosistema del agua, equilibrando las necesidades sociales y ecológicas (**Koundouri y Rulleau, 2019**).

Existen enfoques para extraer el valor económico que los individuos imputan a los servicios que les provee el ecosistema, los métodos directos o de preferencias declaradas son ampliamente utilizados, tienen como requisito elaborar un escenario de mercado hipotético que sea muy próximo al comportamiento de un mercado real (**Agimass et al., 2018**), los métodos indirectos o de preferencias reveladas.

En la siguiente sección se presentan y agrupan estudios de valoración del recurso hídrico de acuerdo a los métodos empleados, teniendo en consideración los servicios a los que está asociado el recurso.

Métodos directos

Los métodos de preferencias declaradas nos permiten capturar los valores de uso y de no uso, en este grupo de valoración las técnicas más resaltantes son la valoración contingente y los experimentos de elección.

Entre los estudios que emplean la valoración contingente, **Henry et al. (2018)** estiman la disposición a pagar por los atributos de recreación de un río, en Grecia. **Halkos y Matsiori (2016)** estiman la disposición a pagar por proteger el lago artificial Plastira, características ligadas a la flora y fauna muestran un fuerte impacto en la disposición a pagar de los usuarios (**Aguilar y Asantewaa, 2018**). Los bañistas también estas dispuestos a pagar por mejoras en la calidad del agua en Hawai en las playas de Oahu (**Peng y Oleson, 2017; Tonin, 2018**). Siendo el agua potable importante para la

salud humana, **Guilfoos et al. (2019)** miden la calidad del agua potable por hogar a través de muestras de agua extraídas en los hogares y obtienen la disposición a pagar por servicios de pruebas de calidad de agua. El agua es un insumo determinante en la producción, en Arkansas Estados Unidos a través del método de valoración contingente **Knapp et al. (2018)** estiman la disposición a pagar de los agricultores por el suministro de agua para riego, los resultados indican que productores ubicados en áreas con menos recursos de agua subterránea tendrán mayor disponibilidad a pagar por el suministro, al igual que los productores que más se preocupan por la escasez. En California se estudia los posibles efectos del agua reciclada en la producción de vino, los resultados evidencian que esta medida podría repeler a los consumidores, sin embargo, los consumidores estarían dispuestos a pagar más cuando el vino está hecho de uvas regadas con agua no recicladas (**Li et al., 2018**).

Los humedales son ecosistemas valiosos, la intensificación de la agricultura ha contribuido con la degradación de estos ecosistemas, mediante un experimento de elección **Dias y Belcher (2015)** estiman valores parciales para la conservación de humedales siendo la calidad del agua atribuida al mayor valor. En el caso de cuencas **Chaikaew et al. (2017)** evalúan las preferencias de provisión, regulación (secuestro de carbono), control de nutrientes (calidad del agua) y la productividad agrícola y forestal por parte de los residentes de la cuenca del río Suwannee, siendo considerado el servicio de control de nutrientes (calidad del agua) como el más importante.

Con el objetivo evaluar si las preferencias para las mejoras ambientales difieren según el tipo de cuerpo de agua (ríos, lagos y mar) **Doherty et al. (2014)** evalúa sí y cómo las preferencias difieren cuando se solicita al público irlandés que considere entre los servicios proporcionados por el mar, río y lago. Concluye que la razón recreativa más común por la que las personas visitan cualquiera de los cuerpos de agua es para caminar, las mejoras en los ríos son las más preferidas, seguidas por los lagos.

Jobstvogt et al. (2014) hacen uso del método de experimentos de elección para valorar

el entorno marino por sus servicios de ecosistemas culturales debido a que en el Reino Unido como política se implementa una red de áreas marinas protegidas.

Los estudios antes citados utilizan modelos probabilísticos y logísticos para determinar la disponibilidad a pagar de los usuarios en sus distintas variantes, entre las variables que determinan la disposición a pagar resaltan el ingreso, lo cual muestra que existe una elasticidad ingreso – disposición a pagar, que sugiere que mientras se incrementa el nivel de ingresos es muy probable que se incrementa la disposición a pagar por servicios ambientales asociados con la calidad del agua.

Métodos indirectos

Los métodos de preferencias reveladas, capturan las preferencias de los consumidores (valor de uso directo) en mercados reales que están relacionados con el recurso estudiar. Mediante el método de precios hedónicos **Papenfus (2019)** estima los efectos del deterioro de la calidad de agua en el precio de las viviendas residenciales del estado de Washington, descubre que la degradación de la calidad tiene un efecto negativo sobre el valor de las propiedades.

El método de costo de viaje, es un método de preferencias reveladas que es empleado para determinar el excedente del consumidor como un proxy de la disposición a pagar **Prayaga (2017)** estiman el valor de uso recreativo de las playas en las costas de Capricornio en Queensland, para ello emplean modelos de conteo Poisson.

En Jordania **Orgill-Meyer et al. (2018)** comparan el método de preferencias reveladas costos evitados con el método de valoración contingente para la demanda de un mejor suministro de agua en zonas urbanas, los resultados muestran que los hogares tienen baja confiabilidad en la calidad del suministro de agua, pese a la existencia de pruebas que certifican la calidad del agua, los hogares invierten un 4% de sus gastos promedio mensual en tratamiento de agua, por otro lado el análisis de valoración contingente refiere que existe una baja disposición a pagar por aumentos en la fiabilidad del agua de red de servicios públicos. Siendo el agua un factor importante para la producción manufac-

turera, este añade un valor al producto o servicio vendido y ese valor adicional es el valor del agua, **Revollo-Fernández et al. (2019)** 3 enfoques pueden ser usados para intentar calcular este valor de producción:

1) Determinar la demanda de agua, tomando como variable dependiente la cantidad consumida de agua en función al precio del agua, nivel de producción, y factores socio ambientales.

2) Estudiando la estructura de costos, siendo la variable dependiente los costos totales y las variables independientes los precios de los componentes de producción incluyendo el agua.

3) Analizando la estructura de producción, siendo el valor de la producción la variable dependiente, cual está en función del valor o cantidades del componente de producción.

Observaciones y alternativas

El empleo de métodos de valoración de bienes ambientales tiene bastantes críticas, principalmente los métodos de preferencias declaradas por la subjetividad de sus análisis que podrían llevar a sobreestimar los resultados. Algunos autores consideran que las recomendaciones de políticas para bienes públicos no pueden basarse en el valor económico total ya que solo mide los valores basados en las preferencias individuales actuales por ejemplo el valor de legado mide cuán importante es un bien para dejarlo a las generaciones futuras, pero no proporciona información sobre las necesidades, demandas y la utilidad de ese bien para las generaciones futuras (**Spangenberg y Settele, 2016**).

En respuesta se ha propuesto la combinación de métodos deliberativos con la valoración monetaria denominado Valoración Monetaria Deliberativa que se basan en el uso de la deliberación sobre un impacto ambiental y expresarlo en términos monetarios, consta básicamente de proporcionar información y brindar el tiempo necesario para que las personas puedan determinar sus preferencias ya que considera que las personas no tienen preferencias definidas

para la mayoría de los servicios ecosistémicos, **Bunse et al. (2015)** consideran que los beneficios de la Valoración Monetaria deliberativa son: que la información proporcionada se adapta a la necesidad de los participantes; estos tienen mayor tiempo para tomar decisiones y hacer preguntas; finalmente la interacción entre los participantes permite deliberar mejor el problema en cuestión, el uso efectivo de la información permite que las discusiones alcancen el consenso trabajando en las interfaces entre los sectores asociados a la gestión de servicios ambientales (**Weyland et al., 2019**), diferencia notoria respecto a los métodos de preferencias declaradas que buscan obtener preferencias en el acto de manera individual.

El análisis Costo – Beneficio, es un método para evaluar las políticas públicas, muchas veces en esta evaluación no se consideran los beneficios indirectos generados en el medio ambiente debido a que en muchos casos los servicios ecosistémicos no tienen mercado tal es caso de proyectos de restauración de ríos (**Brouwer y Sheremet, 2017**), con la ayuda de los métodos de valoración económica podemos asignar un valor monetario a bienes y servicios no comercializados e incluir estos valores en un análisis Costo – Beneficio.

Entre otras alternativas a los métodos tradicionales de valoración **Edens y Graveland (2014)** ejecutan una valoración de los recursos hídricos holandeses bajo los principios de cuentas nacionales, cuyo propósito es medir los denominados valores de cambio, que son los precios que los compradores y vendedores desean transar por bienes y servicios, excluyendo el excedente del consumidor, para ello utilizan el método de costos de reposición que consiste en estimar el valor de ciertos flujos en función de los costos de la siguiente mejor alternativa para reemplazar el servicio en cuestión, el motivo es que hay pocas posibilidades de sustitución para el uso de los recursos hídricos y la demanda de agua puede considerarse bastante inelástica.

Conclusiones

Desde la teoría económica se trata de mitigar los impactos en el medio ambiente

de las actividades antrópicas del hombre a través de la implementación de pago por

servicios ecosistémicos y de impuestos ambientales. En el primer caso (PSE) el éxito de esta medida estará sujeto a la especificación del servicio a prestar, así como la determinación de las obligaciones que deben de cumplir quienes ostenten los derechos de propiedad para así garantizar la calidad del servicio, se requiere también de instituciones objetivas que monitoreen y exijan el cumplimiento de las medias adoptadas.

Otra evidencia importante es el insuficiente impacto de los impuestos sobre la capacidad de recuperación de los ecosistemas debido al efecto acumulativo de la contaminación, en consecuencia, para la implementación de esta medida se deben de realizar análisis

rigurosos y modelaciones de optimización dinámica con el fin de aproximarnos mejor a la realidad a fin de fijar impuestos pertinentes.

Los ejercicios de valoración dependen de su finalidad y contexto de uso, a través de estos estudios podemos obtener información que manifiesta la importancia que le otorgamos a determinados servicios que nos brinda el ecosistema, con la ayuda de esta información podemos mejorar iniciativas ya implementadas como ajuste de tarifas e impuestos. Incentivar decisiones de inversión incorporando estos valores en el análisis costo – beneficio así contribuir con el desarrollo de políticas dirigidas a mitigar los problemas ambientales que enfrentamos.

Referencias bibliográficas

- Agimass, F.; Lundhede, T.; Panduro, T.; Jacobsen, J. 2018. The choice of forest site for recreation: A revealed preference analysis using spatial data. *Ecosystem Services* 31: 445–454.
- Aguiar, F.; Asantewaa, E. 2018. Water quality improvements elicit consistent willingness-to-pay for the enhancement of forested watershed ecosystem services. *Ecosystem Services* 30: 158–171.
- Boero, R., & Pasqualini, D. 2017. Regional water coefficients for U.S. industrial sectors. *Water Resources and Industry* 18: 60–70.
- Brouwer, R.; Sheremet, O. 2017. The economic value of river restoration. *Water Resources and Economics* 17: 1–8.
- Bunse, L.; Rendon, O.; Luque, S. 2015. What can deliberative approaches bring to the monetary valuation of ecosystem services? A literature review. *Ecosystem Services*: 88–97.
- Chaikaew, P.; Hodges, A.W.; Grunwald, S. 2017. Estimating the value of ecosystem services in a mixed-use watershed: A choice experiment approach. *Ecosystem Services* 23: 228–237.
- Chan, K.; Anderson, E.; Chapman, M.; Jespersen, K.; Olmsted, P. 2017. Payments for Ecosystem Services: Rife with Problems and Potential—For Transformation Towards Sustainability. *Ecological Economics* 140: 110–122.
- Crespin, S.; Simonetti, J. 2016. Loss of ecosystem services and the decapitalization of nature in El Salvador. *Ecosystem Services* 17: 5–13.
- Dang, Q.; Konar, M.; Reimer, J.; Baldassarre Di, G.; Lin, X. 2016. A theoretical model of water and trade. *Advances in Water Resources* 89: 32–41.
- Dias, V.; Belcher, K. 2015. Value and provision of ecosystem services from prairie wetlands: A choice experiment approach. *Ecosystem Services* 15: 35–44.
- Doherty, E.; Murphy, G.; Hynes, S.; Buckley, C. 2014. Valuing ecosystem services across water bodies: Results from a discrete choice experiment. *Ecosystem Services* 7: 89–97.
- Edens, B.; Graveland, C. 2014. Experimental valuation of Dutch water resources according to SNA and SEEA. *Water Resources and Economics* 7: 66–81.
- Fish, R.; Church, A.; Willis, C.; Winter, M.; Tratalos, J.; Haines-Young, R.; Potschin, M. 2016. Making space for cultural ecosystem services: Insights from a study of the UK nature improvement initiative. *Ecosystem Services*: 329–343.
- Graveline, N. 2019. Combining flexible regulatory and economic instruments for agriculture water demand control under climate change in Beauce. *Water Resources and Economics* (*In press*, 100143).
- Grima, N.; Singh, S.; Smetschka, B.; Ringhofer, L. 2016. Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analyzing the performance of 40 case studies. *Ecosystem Services* 17: 24–32.
- Guerra, R. 2016. Assessing preconditions for implementing a payment for environmental services initiative in Cotriguaçu (Mato Grosso, Brazil). *Ecosystem Services* 21: 31–38.
- Guilfoos, T.; Hayden, S.; Uchida, E.; Oyanedel-Craver, V. 2019. WTP for water filters and water quality testing services in Guatemala.

- Water Resources and Economics (*In press*, 100139).
- Haavisto, R.; Santos, D.; Perrels, A. 2019. Determining payments for watershed services by hydro-economic modeling for optimal water allocation between agricultural and municipal water use. *Water Resources and Economics* 26: 100127.
- Halkos, G.; Matsiori, S. 2016. Determining public attitudes and willingness-to-pay for artificial lakes protection. *Water Resources and Economics* 15: 15–27.
- Henry, M.; Mittelhammer, R.; Loomis, J. 2018. An information-theoretic approach to estimating willingness to pay for river recreation site attributes. *Water Resources and Economics* 21: 17–28.
- Ingram, J.; Wilkie, D.; Clements, T.; McNab, R.; Nelson, F.; Baur, E.; Foley, C. 2014. Evidence of Payments for Ecosystem Services as a mechanism for supporting biodiversity conservation and rural livelihoods. *Ecosystem Services* 7: 10–21.
- Jack, K. 2017. Environmental economics in developing countries: An introduction to the special issue. *Journal of Environmental Economics and Management* 86: 1–7.
- Jobstovgt, N.; Watson, V.; Kenter, J. 2014. Looking below the surface: The cultural ecosystem service values of UK marine protected areas (MPAs). *Ecosystem Services* 10: 97–110.
- Knapp, T.; Kovacs, K.; Huang, Q.; Henry, C.; Nayga, R.; Popp, J.; Dixon, B. 2018. Willingness to pay for irrigation water when groundwater is scarce. *Agricultural Water Management* 195: 133–141.
- Koundouri, P.; Rulleau, B. 2019. Valuing water: Selected applications. *Water Resources and Economics* 25: 1.
- Kumar, P.; Kumar, M.; Garrett, L. 2014. Behavioural foundation of response policies for ecosystem management: What can we learn from Payments for Ecosystem Services(PES). *Ecosystem Services* 10: 128–136.
- Kwayu, E.; Sallu, S.; Paavola, J. 2014. Farmer participation in the equitable payments for watershed services in Morogoro, Tanzania. *Ecosystem Services* 7: 1–9.
- Laterra, P.; Nahuelhual, L.; Vallejos, M.; Berrouet, L.; Arroyo, E.; Enrico, L.; Villegas-Palacio, C. 2019. Linking inequalities and ecosystem services in Latin America. *Ecosystem Services* 36: 100875.
- Leibbrandt, A.; Lynham, J. 2018. Does the allocation of property rights matter in the commons? *Journal of Environmental Economics and Management* 36: 201–217.
- Li, T.; McCluskey, J.; Messer, K. 2018. Ignorance Is Bliss? Experimental Evidence on Wine Produced from Grapes Irrigated with Recycled Water. *Ecological Economics* 153: 100–110.
- Lubega, W.N.; Stillwell, A.S. 2019. Analyzing the economic value of thermal power plant cooling water consumption. *Water Resources and Economics* (*In press*, 100137).
- Martin-Ortega, J.; Waylen, K. 2018. PES What a Mess? An Analysis of the Position of Environmental Professionals in the Conceptual Debate on Payments for Ecosystem Services. *Ecological Economics* 154: 218–237.
- Martin, P. 2018. Managing the risks of ecosystem services markets. *Ecosystem Services* 29(B): 404–410.
- Md Khalid, R.; Bin Mokhtar, M.; Jalil, F.; Ab Rahman, S.; Spray, C. 2018. Legal framing for achieving ‘good ecological status’ for Malaysian rivers: Are there lessons to be learned from the EU Water Framework Directive? *Ecosystem Services* 29: 251–259.
- Mudavanhu, S.; Blignaut, J.; Stegmann, N.; Barnes, G.; Prinsloo, W.; Tuckett, A. 2017. The economic value of ecosystem goods and services: The case of Mogale’s Gate Biodiversity Centre, South Africa. *Ecosystem Services* 26: 127–136.
- Orgill-Meyer, J.; Jeuland, M.; Albert, J.; Cutler, N. 2018. Comparing Contingent Valuation and Averting Expenditure Estimates of the Costs of Irregular Water Supply. *Ecological Economics* 146: 250–264.
- Papenfus, M. 2019. Do housing prices reflect water quality impairments? Evidence from the Puget Sound. *Water Resources and Economics* (*In press*, 100133).
- Peng, M.; Oleson, K. 2017. Beach recreationalists’ Willingness to pay and economic implications of coastal water quality problems in Hawaii. *Ecological Economics* 136: 41–52.
- Perez-Verdin, G.; Sanjurjo-Rivera, E.; Galicia, L.; Hernandez-Diaz, J.; Hernandez-Trejo, V.; Marquez-Linares, M. 2016. Economic valuation of ecosystem services in Mexico: Current status and trends. *Ecosystem Services* 21(A): 6–19.
- Prayaga, P. 2017. Estimating the value of beach recreation for locals in the Great Barrier Reef Marine Park, Australia. *Economic Analysis and Policy* 53(C): 9–18.
- Reddy, S.M.W.; McDonald, R.I.; Maas, A.S.; Rogers, A.; Girvetz, E.H.; Molnar, J.; DiMuro, J.L. 2015. Industrialized watersheds have elevated risk and limited opportunities to mitigate risk through water trading. *Water Resources and Industry* 11: 27–45.

- Revollo-Fernández, D.A.; Rodríguez-Tapia, L.; Morales-Novelo, J.A. 2019. Economic value of water in the manufacturing industry located in the Valley of Mexico Basin, Mexico. *Water Resources and Economics (In press)*, 100138).
- Scheufele, G.; Bennett, J. 2017. Can payments for ecosystem services schemes mimic markets? *Ecosystem Services* 23: 30–37.
- Sims, K.; Alix-Garcia, J. 2017. Parks versus PES: Evaluating direct and incentive-based land conservation in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management* 86: 8–28.
- Spangenberg, J.; Settele, J. 2016. Value pluralism and economic valuation – defensible if well done. *Ecosystem Services* 18: 100–109.
- Squires, D.; Vestergaard, N. 2018. Rethinking the commons problem: Technical change, knowledge spillovers, and social learning. *Journal of Environmental Economics and Management* 91: 1–25.
- Tonin, S. 2018. Citizens' perspectives on marine protected areas as a governance strategy to effectively preserve marine ecosystem services and biodiversity. *Ecosystem Services* 34(B): 189–200.
- Torbón, D.; Molina, C.; Vargas Cano, J. H. 2017. Pigouvian taxes and payments for environmental services in an economic model restricted by the resilience of a body of water. *Water Resources and Economics* 19: 28–40.
- Weyland, F.; Mastrangelo, M.; Auer, A.; Barral, M.; Nahuelhual, L.; Larrazábal, A.; Villegas, C. 2019. Ecosystem services approach in Latin America: From theoretical promises to real applications. *Ecosystem Services* 35: 280–293.
- Zhang, L.; Yu, X.; Jiang, M.; Xue, Z.; Lu, X.; Zou, Y. 2017. A consistent ecosystem services valuation method based on Total Economic Value and Equivalent Value Factors: A case study in the Sanjiang Plain, Northeast China. *Ecological Complexity* 29: 40–48.