

ESQUEMAS DE PAGOS POR LOS SERVICIOS AMBIENTALES DE LAS CUENCAS HIDROLÓGICAS

Mariana Vélez Laris*

1. INTRODUCCIÓN

Una cuenca hídrica es la zona geográfica en donde los escurrimientos de agua confluyen hacia un mismo punto en una corriente (INE, 2008). Este “embudo natural” permite coleccionar el agua de lluvia que cae sobre grandes extensiones de terreno, de modo que estas unidades de paisaje permiten el manejo óptimo de los recursos hidrológicos (Maass y Cotler: 41).

La cantidad y la calidad del agua drenándose hacia y fluyendo en los cuerpos de agua conexos a la cuenca dependen en gran medida de la topografía, la cubierta vegetal, las condiciones del suelo, los usos de tierra y las distintas actividades humanas alrededor del ecosistema (Smith et al., 2006: 15). Todos estos factores afectan el funcionamiento de las cuencas hídricas, de modo que la provisión de servicios ambientales por este ecosistema consiste en un manejo integral de todas las actividades asociadas al mismo.

Los servicios ambientales (SA) de las cuencas hídricas, entendidos como las externalidades positivas o los beneficios que provee el ecosistema a las actividades humanas (Merino, 2005), incluyen:

- Servicios de provisión: de agua potable, producción de alimentos, manutención de ganado, pesca e industrias madereras, generación de energía hidroeléctrica y obtención y producción de recursos medicinales;
- Servicios de regulación: del ciclo hidrológico (sedimentación, recarga de acuíferos subterráneos, infiltración, manutención de flujos), mitigación de desastres naturales, manutención de la calidad de la tierra y control de erosión, control de la calidad del agua de superficie y subterránea;
- Servicios de apoyo a ecosistemas: protección a la biodiversidad, manutención de la calidad de los flujos para conservar el hábitat río abajo;
- Servicios culturales y de recreación: valor estético, patrimonio e identidad cultural, inspiración artística y espiritual y recreación acuática (Smith et al., 2006: 16).

A pesar de la clara categorización de los SA provistos por las cuencas hídricas y de su profunda importancia en el desempeño de las actividades humanas, éstos suelen no estar valorados en términos de la economía de mercado. Esta ausencia de valoración implica que

* Producto resultado del curso Economía ambiental (Primavera 2008).

los SA sean rara vez percibidos por quienes llevan a cabo actividades favorables a su manutención o por quienes son propietarios de los ecosistemas que los producen (Merino, 2005). Al no asignarles un valor monetario, el mercado fallido cataloga a los SA como externalidades positivas gratuitas, disminuyendo el incentivo a conservar y aprovechar de manera sostenible los ecosistemas y recursos fundamentales en la supervivencia y desarrollo humanos.

Ante el crecimiento poblacional y el incremento en la demanda de agua potable y para usos industriales, así como ante la actual incertidumbre climática, esta falla de mercado no sólo ya no es admisible sino peligrosa. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio determinó que el 60% de los sistemas ecológicos a nivel mundial están degradados y mal manejados, mientras que los ecosistemas de pesca y agua dulce han sido agotados más allá de las demandas actuales (Goldberg, 2007: 2). Considerando además que el 60% de los 227 ríos más grandes del mundo están fragmentados por presas, desviaciones o canales, que hay conflictos por alrededor de 3,000 cuencas de agua y que las repercusiones sociales de estas presiones sobre los ecosistemas y recursos hídricos son en su mayoría internalizadas por los grupos más vulnerables (Scanlon et al., 2004: 23), es que es preciso determinar el valor económico total de las cuencas hídricas para establecer programas de conservación y esquemas de pago que logren el manejo sustentable del recurso más fundamental para la vida.

El valor económico total (VET) de las cuencas hídricas deberá incluir los *valores de uso* y los de *no uso*. Los primeros constan de los beneficios que obtienen las personas por la utilización directa de un bien o servicio, ya sea para el consumo de agua potable, para uso industrial o para la irrigación de productos agrícolas, o bien de manera indirecta, el beneficio por los SA de regulación, apoyo y recreacionales (Goldberg, 2007: 6). Por otra parte, los *valores de no uso* se refieren al valor actual o a futuro independientes del *valor de uso*, y que incluyen *valores de existencia*, *legado* y *altruistas* (Goldberg, 2007: 6). El *valor de legado* es particularmente importante dada la actual presión en los recursos hídricos y responde al concepto de equidad intergeneracional y a la definición de desarrollo sustentable, estableciendo la urgencia de garantizar el buen funcionamiento de las cuencas para que las generaciones futuras también puedan cubrir sus necesidades. Además, en el VET se incluye la medida de *valor opción*, derivada de la incertidumbre de la oferta y la demanda futuras de bienes y servicios de las cuencas hídricas (Goldberg, 2007: 7), y expresada como el pago adicional que se hace para asegurar la disponibilidad futura del ecosistema y sus recursos para uso propio (Pearce y Turner, 1990: 178).

Distintos métodos de valoración, o la combinación de varios, son aplicables para determinar el VET de los SA de las cuencas hídricas. Entre éstos se encuentran los métodos de preferencias reveladas (método de precios hedónicos) o los métodos de preferencias expresadas (método de valoración contingente), aplicables según las características de la cuenca en cuestión (Goldberg, 2007: 7-10). Una vez determinado el VET de una cuenca, es preciso traducir esta asignación monetaria a programas de conservación y esquemas de pago destinados al manejo sustentable de los ecosistemas y recursos hídricos.

2. ESQUEMAS DE PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES (PSA) Y ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO

Hasta hace muy reciente, la medida convencional de conservación fue la de restringir el uso de tierras que afecten en mayor medida a la cuenca, ya sea por su potencial de recarga, su diversidad biológica o por su estado de vulnerabilidad. En América Latina se ha optado generalmente por establecer Áreas Naturales Protegidas (ANPs) para conservar los recursos (Mayrand y Paquin, 2004: 12). Sin embargo, este mecanismo no siempre acompaña programas de manejo sustentable ni cuenta con grandes recursos para ello, por lo que el bienestar neto del ecosistema y de las comunidades dentro de la ANP no es efectivamente contemplado por el programa de gestión. Más aun, siendo el subsidio al costo del agua la falla de gobierno más palpable, los incentivos locales continúan siendo el uso excesivo y la sobre-explotación de los recursos hídricos.

Ante este escenario y particularmente cuando se trata de un bien público, como suele ser el caso del agua en su medio natural, la consolidación de un mercado de PSA es en sí un proceso político que requiere de la intervención gubernamental para poder establecer derechos de propiedad y para sujetar recursos a transacciones comerciales (Merino, 2005). Como lo explican Mayrand y Paquin (2004), los esquemas de PSA son una forma relativamente innovadora de alcanzar metas ambientales costo-efectivas, estableciendo un sistema de transferencia de recursos financieros desde los beneficiarios hasta los proveedores de SA. El objetivo es internalizar las externalidades positivas de los SA, es decir, los costos de conservación, siempre y cuando se cumplan las siguientes dos condiciones principales: primero, que la disposición a pagar de los beneficiarios sea mayor al costo de oportunidad de los proveedores y segundo, que las alternativas tecnológicas sean más caras. Actualmente se contabilizan cerca de 300 esquemas de PSA, muchos de operación reciente o en etapa piloto (Mayrand y Paquin, 2004: 1), clasificados con base en el tipo de los bienes y servicios en cuestión, el alcance geográfico, los actores involucrados, la estructura de los mercados o los

tipos de pago. Si bien no necesariamente constituyen la opción más costo-efectiva en todas las problemáticas ambientales, los esquemas de PSA han operado particularmente bien en condiciones específicas y locales, como es el caso de las cuencas hídricas.

La aplicación de estos esquemas requiere no sólo un análisis de valoración económica, sino también la incorporación de factores extraeconómicos como lo son la identificación de los actores, de su situación socioeconómica y de las relaciones de poder, así como la creación de redes de comunicación y espacios de negociación efectivos hacia el establecimiento del esquema más costo-efectivo, integral y equitativo. Ante esta compleja red de relaciones, la implementación de un esquema de PSA requiere de un análisis costo-beneficio, proceso por el cual se evalúa la intención de utilizar la estructura de mercado para hacer uso y distribución eficientes del recurso, generar utilidades positivas para la sociedad y reducir impactos negativos en la conservación del capital natural (CONAMA, 1998: 4).

Es importante realizar un análisis costo-beneficio para la implementación de esquemas de PSA puesto que las situaciones ambientales, económicas, sociales y políticas en torno a cada cuenca hídrica son distintas. Por lo tanto, no es posible establecer un sólo esquema como la norma, sino más bien delinear un proceso de implementación que evalúe las características en cuestión y determine un esquema que mejor responda al contexto. En este sentido, el análisis costo-beneficio constará de los siguientes pasos: a) definición del problema, b) definición de la situación base, c) definición de las opciones a evaluar, d) identificación de los impactos y e) análisis de costos y beneficios.

a) Definición del problema

Una vez identificado el ámbito territorial de la cuenca en cuestión, uno de los primeros retos de esta etapa es medir, definir y cuantificar los servicios ambientales implicados. Como antes mencionado, esto es posible a partir de distintos métodos de valoración económica, o la combinación de varios. La valuación económica de SA es un proceso importante en el desarrollo de los esquemas de pago para definir la contribución de los SA a la economía local y nacional y para después justificar los beneficios derivados de la implementación de este sistema de mercado hacia la conservación y manejo sustentable de la cuenca.

Ahora bien, uno de los mayores problemas en torno al cálculo del VET de las cuencas hídricas ha sido que los *valores no comercializados*, como los son las funciones hidrológicas naturales, la conservación de suelos o la protección de áreas conexas responsables de prevenir inundaciones o impedir la sedimentación, son continuamente excluidos del cálculo o subvalorados. Esta falla de mercado “perpetúa el círculo vicioso en donde el deterioro

ambiental nunca es considerado en toda su dimensión como componente de los precios de mercado” (Goldberg, 2007: 3). Este tipo de consideraciones son importantes a la hora de definir el problema para determinar si la implementación de un esquema de PSA puede subsanar estos obstáculos.

No obstante, es importante señalar que las valuaciones no determinan los precios que pagarán los beneficiarios de los servicios a los proveedores. Los precios serán finalmente determinados por negociaciones en las que beneficiarios y proveedores expresarán su disposición a pagar y a ser compensados respectivamente. De este modo, la valoración económica resaltarán la interdependencia entre las condiciones del ecosistema y las actividades humanas, así como los beneficios implícitos en el manejo de los mismos (Merino, 2005).

A continuación, la definición del problema requiere la identificación y delimitación de los agentes involucrados. Los beneficiarios pueden ser públicos o privados, como los organismos operadores de agua, operadores de energía hidroeléctrica, el gobierno municipal, agencias gubernamentales, industrias o asociaciones agrícolas. Posibles proveedores de SA incluyen agricultores con derechos de tenencia o propietarios en general de tierras cercanas o dentro de la cuenca, comunidades locales dueños de bienes comunes y ejidos. Terceros actores, como agencias gubernamentales u ONGs, pueden facilitar la vinculación entre los beneficiarios y los proveedores o bien contribuir con financiamiento, como ocurre en el caso de de la Reserva de la Biosfera de la Sierra de las Minas, Guatemala, donde el WWF instauró un fondo para lograr el manejo de las cuencas hídricas dentro de la ANP (Bishop et al., 2006: 57).

Adjunta a la identificación de los actores, es fundamental la evaluación de los derechos de propiedad relevantes, como la identificación de los lineamientos para el acceso al agua. Además, en el caso de las cuencas hídricas suele aplicarse un estudio zonificado, en el que los proveedores se encuentran río arriba o dentro de la alta cuenca y tienen una relación directa con la calidad del ecosistema, mientras que los beneficiarios se encuentran río abajo.

b) Definición de la situación base

Definidos el marco territorial, la relación entre el ecosistema y las actividades humanas y el vínculo entre beneficiarios y proveedores, se procede a definir la situación base. En esta etapa se describen los *impactos incrementales* estimados en ausencia del esquema de pagos (CONAMA, 1998: 32). Esta etapa construye el escenario base contra el cual se compararán los costos y beneficios implicados en la creación de un mercado de PSA (CONAMA, 1998: 32). Para lograr la formulación de una situación base confiable se promueve la participación de los agentes identificados para contabilizar desde el inicio sus necesidades y los efectos de

sus actividades, se incorpora al máximo el análisis de expertos y se genera un análisis de sensibilidad o rango de error para evaluar la viabilidad del esquema de pagos (CONAMA, 1998: 33). Por ejemplo, nuevamente en el caso de la Reserva de la Biosfera de la Sierra de la Mina, se estimó en su situación base proyectada una reducción anual entre el 20% y 30% de forestación y del caudal del agua, lo que conllevaría una pérdida de hasta 52,000 dólares en los ingresos agrícolas netos (Goldberg, 2007: 10). Estas estimaciones inmediatamente suscitaron la implementación de esquemas de PSA para conservar recursos forestales y aprovechar sustentablemente los recursos hídricos.

c) Definición de las opciones a evaluar

Una siguiente etapa en la metodología costo-beneficio es definir las opciones a evaluar, la disposición a pagar (DAP) de los beneficiarios y la disposición a ser compensados (DAC) de los proveedores. Desde el punto de vista de los beneficiarios las opciones a evaluar incluirán la máxima DAP y las soluciones alternativas a la pérdida del servicio, como instaurar procesos de tratamiento para mejorar la calidad del agua o la construcción de barreras artificiales para prevenir inundaciones. Siguiendo una lógica económica, el beneficiario no querrá incurrir en un costo mayor al costo por perder el servicio o por recurrir a alternativas. Por ejemplo, en el caso de las cuencas de Catskill y Delaware, de las que proviene el 90% del agua potable de Nueva York, se determinó que el costo por construir plantas de tratamiento sería de cerca de 8 mil millones de dólares y 300 millones anuales por su manutención, mientras que el costo por restauración y manutención de las cuencas costaría alrededor de 1.5 mil millones en un lapso de 10 años (Smith et al., 33). Se observa una diferencia muy significativa en los costos que, traducidos a los recibos de los consumidores, implicó un incremento tributario del 9% y no del 200% (Smith et al., 33).

Canceladas las alternativas tecnológicas, la DAP del beneficiario se puede determinar a partir de métodos de encuestas, como por ejemplo el método de valoración contingente, el cual recauda directamente las preferencias expresadas de los beneficiarios. Por ejemplo, a través de este estudio se determinó que hogares de ingresos medios y altos de la Zona Metropolitana del Valle de México estarían dispuestos a pagar 400 y 630 pesos por bimestre respectivamente, cuando actualmente pagan 110 y 150 pesos (Soto, 2007: 151). Esta información apoyaría el incremento de las tarifas del agua en la ciudad de México, además de que el cobro estaría más cercano al VET total del agua y que la recaudación podría dirigirse a la conservación del sobre-explotado acuífero.

Desde el punto de vista de los proveedores, la opción a evaluar consiste en la mínima DAC, que no debería ser menor al costo de oportunidad, es decir, la pérdida de ingresos por cambios en el uso de tierra o restricciones de manejo implementados por el esquema. En este sentido, para una comunidad de agricultores la DAC debe de ser igual o mayor a la pérdida de ingresos implicada en el intercambio de actividades agrícolas por reforestación y conservación de bosques. Este es el caso de del Fondo Nacional para el Financiamiento Forestal (FONAFIFO) de Costa Rica, que desde 1997 estableció esquemas de pagos para la conservación y manejo de recursos forestales con el cual los proveedores reciben un poco más de 100 dólares anuales a comparación de los 35-40 dólares anuales que recibían por pastoreo (Bishop et al., 2006: 56).

d) Identificación de los impactos

Esta etapa del análisis costo-beneficio se centra en la identificación de impactos físicos que generará la implementación del esquema de PSA e incluye impactos ambientales, económicos y sociales (CONAMA, 1998: 34). En el caso de las cuencas hídricas, los esquemas de pago tienen como objetivo compensar a los proveedores de SA por dejar actividades que degraden el ecosistema. Los impactos ambientales positivos incluirán entonces conservación de biodiversidad, restauración y manejo sustentable de recursos forestales, disminución en la concentración de contaminantes como fertilizantes y pesticidas en los suelos y protección de barreras naturales. Todos estos resultados, entre otros, ejercerán también un impacto positivo en la calidad y cantidad de los recursos hídricos.

En el caso de los impactos económicos, se analizará la redistribución de los ingresos de los beneficiarios río abajo hacia los proveedores río arriba. En esta evaluación vuelven a entrar los factores de DAP y DAC, que deberán satisfacer las necesidades y expectativas de los agentes involucrados para que los beneficiarios no se vean forzados a invertir en tecnología más costosa o en fuentes alternativas del recurso y para que los proveedores no se vean incentivados a continuar degradando los recursos o a movilizar sus actividades a otras áreas donde también generarían impactos negativos.

Para asegurar la eficiencia del esquema de pagos, esta etapa de análisis deberá contemplar los requisitos de financiamiento, transferencia de pagos, vigilancia y monitoreo. Es indispensable la formulación de contratos y acuerdos que establezcan con claridad las reglas de manejo y de transacción entre los actores (Merino, 2005). Además, es de suma importancia la creación de un mecanismo financiero que recaude y maneje los fondos de los beneficiarios y que genere un flujo estable y continuo de recursos para asegurar la efectividad del esquema

a largo plazo (Mayrand y Paquin, 2004: 8). Las fuentes de estos ingresos dependen del tipo de esquema aplicado, y pueden originarse a partir de impuestos, subsidios, contribuciones directas y préstamos de instituciones internacionales o donaciones de ONGs (Mayrand y Paquin, 2004: 9). En el caso de Costa Rica previamente citado, FONAFIFO es el mecanismo financiero encargado de administrar las contribuciones directas de Energía Global, empresa hidroeléctrica, y las recaudaciones del gobierno (se impuso un impuesto del 5% a la venta de combustibles fósiles), actores encargados de financiar el esquema de pagos para la conservación y recursos forestales con el propósito de mejorar el flujo de agua (Perrot-Maitre, y Davis, 2001: 8).

A la par del mecanismo financiero se debe establecer un mecanismo de pago para los proveedores, que además de pagos directos pueda ofrecer beneficios no monetarios como capacitación, infraestructura, desarrollo de mercados, etc (Mayrand y Paquin, 2004: 9). Los incentivos no monetarios cobran particular importancia cuando se busca diversificar los ingresos y mejorar las posibilidades de desarrollo de las comunidades marginadas. Este tipo de incentivos son promovidos por las Corporaciones Autónomas Regionales de Colombia, entes corporativos de carácter público dotados de autonomía administrativa y financiera, encargadas de promover actividades sustentables en sus respectivos territorios. En el caso de la cuenca del Valle Cauca, por ejemplo, estas corporaciones se insertan dentro del esquema de PSA para brindar capacitación a proveedores de servicios ambientales en la alta cuenca (Perrot-Maitre, y Davis, 2001: 14).

Finalmente, en el desarrollo del mercado serán vitales instituciones de apoyo en actividades de certificación, monitoreo y sanción. La debilidad institucional local puede impedir drásticamente estas actividades, particularmente la efectividad de monitoreo y sanción. Sin embargo, existen esquemas de PSA que sí se han visto exitosos en estos aspectos. Por ejemplo, la Corporación Ecológica para el desarrollo de los recursos naturales renovables (CEDERENA), una ONG nacional en Ecuador, estableció un esquema de pagos en San Pedro de Pimampiro en la provincia de Imbabura para la conservación y manejo de la cuenca hídrica (Smith et. al, 2006: 88). Se realizó un análisis de ordenamiento ecológico para establecer niveles de pago, mientras que los proveedores firmaron un contrato de manejo y uso de tierras. La CEDERENA fue la institución encargada de monitorear el cumplimiento de los contratos, así como de sancionar a los incumplidores a través de las suspensión de pagos. Incumplimientos repetitivos resultan en la exclusión de los proveedores del sistema de PSA.

Finalmente, en el análisis de impactos, es de vital importancia analizar la tensión inherente entre las metas de efectividad, eficiencia y equidad (Mayrand y Paquin, 2004: 10).

En términos de efectividad, se orientan los pagos óptimos a los SA de mayor valor, lo que incrementa los costos de transacción y genera inequidad entre los propietarios de SA con menor valor. Los fines de eficiencia que buscan reducir costos de transacción pueden también pasar por alto pequeños proveedores, en muchos casos a los más pobres, lo que también genera inequidad y desincentiva la conservación de SA en esas áreas. Si bien las metas de efectividad y eficiencia se logran en los proyectos financiados por FONAFIFO, la crítica principal a este esquema ha sido la exclusión de pequeños propietarios (Perrot-Maitre, y Davis, 2001: 9).

Finalmente, los esquemas orientados a la equidad resultan menos costo-efectivos, puesto que la inclusión de todos los proveedores incrementa los costos de transacción, particularmente cuando los propietarios más pequeños se encuentran más marginados y requieren de más capacitación. Sin embargo, esquemas de PSA como el desarrollado por el gobierno de México, prevé la posibilidad de que los pequeños proveedores se asocien con los propietarios de grandes extensiones para reducir los problemas de inequidad.

e) Evaluación de costos y beneficios

El paso siguiente consiste en evaluar los costos y beneficios de la implementación del esquema, para finalmente comparar los beneficios netos con la situación base proyectada. Entre los costos de implementación se incluyen costos por investigación y análisis del estado actual y proyectado; vinculación de actores, difusión pública, educación comunitaria y capacitación; operación, coordinación y administración; evaluación y monitoreo de los impactos; transacciones sociales y obligaciones regulatorias; contingencias e inflaciones imprevistas (Smith et al., 2006: 57). Estos costos serán comparados con los beneficios ambientales, económicos y de distribución ya mencionados, así como con los beneficios intergeneracionales, es decir, para generaciones futuras. Retomando el *valor de legado* de los SA de las cuencas hidrológicas, esta ponderación utilizará una tasa de descuento para estimar los beneficios sociales a largo plazo.

Finalmente, el análisis económico total evalúa las ventajas y desventajas y justifica la implementación del esquema de pagos como la opción más costo-efectiva, equitativa y redituable a largo plazo. Esta justificación es la mayor contribución de un análisis costo-beneficio, limitado por supuesto por las grandes cantidades de información y recursos requeridos para valorar totalmente los impactos, los problemas a largo plazo, los *valores de no uso* y los aspectos culturales del sistema analizado (CONAMA, 1998: 12).

3. TIPOS DE ESQUEMAS PSA Y CASOS PRÁCTICOS

Ahora bien, como antes mencionado, existen distintos esquemas de PSA. Entre estos, cuatro se distinguen por su efectividad en el manejo de cuencas hídricas y son: a) esquemas privados, b) esquemas públicos, c) esquemas “cap-and-trade” o de permisos negociables de contaminación y d) esquemas de certificación (Smith et al., 2006:46). A continuación se hará un desarrollo breve de cada esquema, con la inclusión de casos prácticos.

a) Esquemas privados

Los esquemas privados se caracterizan por el menor nivel de intervención gubernamental. El término *privado* se refiere a la participación de compañías privadas o a consumidores individuales dispuestos a pagar por la manutención de los servicios ambientales (Smith et al., 2006: 47). Los mecanismos de pagos se manifiestan en formas de transferencias, pagos directos o contribuciones de los consumidores; compra de tierras, con el fin de rentárselas nuevamente a los locales bajo condiciones de conservación y manejo; costos compartidos, por los cuales los beneficiarios privados río abajo se comprometen a compartir los costos de manutención en la cuenca alta; y compra de los derechos de desarrollo, distintos a los derechos de propiedad, por el cual el comprador privado puede condicionar las actividades en dichas tierras (Smith et al., 2006: 47).

Para ejemplificar algunos de estos mecanismos, el organismo operador, la Empresa Servicios Públicos de Heredia (ESPH) en Costa Rica, decidió establecer un esquema de PSA a través de una tarifa hídrica en los recibos de agua mensuales de los ciudadanos y las empresas privadas. Esta recaudación, además de contribuciones por contrato de la empresa de refrescos Florida Ice & Farm, son destinados al Parque Nacional Braulio Carrillo y a los propietarios de las tierras (reciben un promedio de 110 dólares por hectárea por año) cercanas a la cuenca Río Segundo para proteger los recursos hídricos (Smith et al., 2006: 48). Este mismo mecanismo es aplicado en la ciudad de Quito, donde se genera una recaudación a través de los consumidores y de la central hidroeléctrica (Mayrand y Paquin, 2004: 13).

Por otra parte, Vittel de Nestlé, una de las empresas embotelladoras de agua potable más importantes a nivel mundial, compró las tierras de cultivos alrededor de sus recursos hídricos en Francia para implementar un programa de reforestación y establecer procesos agrícolas orgánicos para reducir la filtración de pesticidas y fertilizantes a los acuíferos. Estas tierras fueron adquiridas a precios mayores al de mercado, para después darles derechos de usufructo a los agricultores y un estimado de 230 dólares anuales por hectárea para conservar y producir sólo productos orgánicos en las tierras (Smith et al., 2006: 48). Anterior a la

implementación de este esquema se condujo un análisis costo-beneficio que lo comparó con el costo de invertir en plantas de tratamiento, el cual resultó ser mucho más alto (Perrot-Maitre, y Davis, 2001: 6).

b) Esquemas públicos

En el caso de los esquemas públicos la intervención del gobierno es mayoritaria. Hasta la fecha, este tipo de esquemas son los más utilizados, dado el carácter de los bienes públicos y la falta de incentivos que el capital privado tiene para invertir en el abasto de agua, particularmente en los países en desarrollo. En general, son las municipalidades o los gobiernos nacionales los que se ven motivados a mejorar la provisión y regulación de agua potable, estableciendo mecanismos de pago a través de impuestos, compra de tierras y regulación del uso de suelo (Smith et al., 2006: 51). Este es el caso de Paraná y Minas Gerais en Brazil, en donde las municipalidades reciben 5% del impuesto estatal de ventas para financiar programas de conservación para la alta cuenca. Del mismo modo, el organismo operador de Sao Paulo contribuye 2% de sus ingresos a la conservación y restauración forestal de su cuenca (Mayrand y Paquin, 2004: 51).

Así mismo, se pueden establecer esquemas mixtos, en donde participan agentes públicos y privados, como en el caso del proyecto del Valle Cauca, Colombia, donde asociaciones de productores agrícolas y agencias gubernamentales instauraron un sistema de PSA para conservar la cuenca y mejorar los flujos del agua. La mayor parte de los pagos constan de contribuciones voluntarias de los agricultores y desde su inicio en los ochentas se ha conllevado la conservación de más de un millón de hectáreas (Mayrand y Paquin, 2004: 13).

c) Esquemas “cap-and-trade” o de permisos negociables

Los esquemas “cap-and-trade” establecen un umbral de contaminación y generan un mercado de permisos negociables para asegurar que las descargas de las entidades participantes no degraden la calidad de los recursos hídricos. Los actores dispuestos a reducir sus emisiones pueden vender sus permisos a aquellos interesados en contaminar más. En Connecticut, Estados Unidos, se estableció un sistema de PSA a través de permisos negociables en las descargas de nitrógeno a las aguas subterráneas. En resumidas cuentas, este instrumento económico está pagando indirectamente por la conservación de los SA (Smith et al., 2006: 4).

c) Esquemas de certificación

Finalmente, los esquemas de certificación o eco-etiquetado son también aplicables como PSA, en donde los pagos se insertan en el costo final del producto. Por ejemplo, la organización “Salmon-Safe” logró que agricultores y propietarios de tierras en las cuencas de los estados de California, Oregon, Idaho y Washington se comprometieran a reducir los residuos y la sedimentación que se filtra en los ríos y que impide la reproducción del salmón nativo. La organización certifica a las granjas y a los viñedos que conllevan actividades amigables al ecosistema como “Salmon-Safe,” lo que resulta en un valor agregado y un aumento de precio en el costo final de los productos de estos propietarios.

4. CONCLUSIONES

En el transcurso de este trabajo se ha expuesto la centralidad de las cuencas hídricas en la provisión suficiente y de calidad del recurso más vital para la vida, la importancia de la VET de los servicios ambientales provistos por este ecosistema, así como en la utilización del análisis costo-beneficio para la implementación de esquemas de PSA que logren el uso efectivo de los mercados y la garantía de beneficios sociales con el menor deterioro ambiental.

Observamos que los esquemas de PSA son particularmente efectivos cuando se aplican a situaciones locales, bien definidas, lo que permite su viabilidad en el caso de las cuencas hídricas. En el proceso de implementación de estos esquemas se conjugan una amplia serie de variables, en donde un cálculo confiable del VET de los servicios ambientales resalta la importancia de los recursos en las actividades humanas, donde el análisis de costo-beneficio determina si este instrumento económico es el más costo-efectivo y donde se incorpora la participación integral de los actores en juego para determinar la DAP y la DAC, como para generar un mercado fundamentado en mecanismos financieros y de pago, e instituciones de monitoreo y vigilancia. En suma, el proceso de análisis costo-beneficio plantea un marco para justificar la implementación de esquemas de PSA, pero estos mecanismos económicos deberán adaptarse a los contextos en cuestión.

Si bien el alcance de este trabajo no permite hacer un análisis de la efectividad en práctica de este instrumento económico, varios documentos parecen indicar que los esquemas de PSA están ganando terreno en el manejo de las cuencas hídricas en América Latina. El éxito de estos mecanismos a largo plazo dependerá de una buena valoración económica de los SA, de la conciencia creciente de la importancia entorno a la conservación de los recursos implicados, de la flexibilidad institucional que reduzca los costos de transacción, de la

diversificación de fuentes de financiamiento particularmente para países en vías de desarrollo y de los mecanismos de monitoreo, vigilancia y distribución equitativa.

Con respecto a este último punto, si bien se dicta que los esquemas de PSA pueden incrementar y diversificar los ingresos rurales, reforzar redes sociales y desarrollar capacidades entre los más pobres, los resultados netos son aun inciertos y dependerán del alcance y la definición de cada proyecto. Más aun, problemas como la falta de derechos de propiedad, participación y competitividad ineficientes, los altos costos de monitoreo y la debilidad de la voluntad política (Bishop et al., 2006: 56), pueden bloquear severamente la posibilidad de que los esquemas de PSA eleven el bienestar de las comunidades marginadas, tan abundantes en nuestra región.

BIBLIOGRAFÍA

- Bishop, Joshua, Sachin Kapila, Frank Hicks and Paul Mitchell. (2006). *Building Biodiversity Business: Report on Scoping Study*. UK and Switzerland: Shell International Limited and the World Conservation Union.
- CONAMA. (2008). *Metodologías para el estudio de los efectos económicos y sociales de planes y normas ambientales. Análisis costo-beneficio*. Documento de Trabajo No. 12. Serie de Economía Ambiental. Santiago de Chile: Unidad de Economía Ambiental.
- Goldberg, Jeffrey. (2007). *Valoración económica de las cuencas hidrográficas*. Guatemala: Departamento de Desarrollo Sostenible, Organización de los Estados Americanos.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). (2008). “Dirección de Manejo Integral de Cuencas Hídricas: Conceptos.” <http://www.ine.gob.mx/dgioece/cuencas/conceptos.html>
- Maass Manuel y Helena Cotler. (2007). “El Protocolo para el Manejo de Ecosistemas de Cuencas Hidrográficas.” *El manejo integral de cuencas en México*. México D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología.
- Mayrand, Karel and Marc Paquin. (2004). *Pago por servicios ambientales: Estudio y evaluación de esquemas vigentes*. Montreal: Comisión para la Cooperación Ambiental y Unisféra International Centre.
- Merino Pérez, Leticia. (2005) “El desarrollo institucional de esquemas de pago por servicios ambientales.” *Instituto Nacional de Ecología*. <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetitas/460/merino.html>
- Pearce, David y Kerry Turner. (1990). “Total Economic Value.” *Economics of Natural Resources and the Environment*. The John Hopkins University Press.
- Perrot-Maitre, David and Patsy Davis. (2001). *Case Studies of Market and Innovative Financial Mechanisms for Water Services from Forests*. Washington D.C.; Forest Trends and The Katoomba Group.
- Scanlon, John, Angela Cassar y Noemí Nemes. 2004. *Water as a Human Right*. Switzerland: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Smith, Mark, Dolf de Groot and Ger Bergkam, eds. (2006) *Pay: Establishing payments for watershed services*. Switzerland: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Soto Montes de Oca, Gloria. (2007) *Agua: Tarifas, escasez y sustentabilidad en las megaciudades: ¿Cuánto están dispuestos a pagar los habitantes de la Ciudad de México?* México: Secretaría del Medio Ambiente.