

**El Papel de los Permisos de Emisión Transables
en el Control de la Contaminación Hídrica**

R. Andreas Kraemer

Eleftheria Kampa

Eduard Interwies

Ecologic, Instituto para la Política Europea e Internacional

Pfalzburger Strasse 43-44, 10717 Berlín, Alemania,
<http://www.ecologic.de>

Tel. +49 30 86880-0; Fax +49 30 86880-100; Kraemer@Ecologic.de

**Avenue des Gaulois/Galliërslaan 18, 1040 Bruxelles/Brussel,
Bélgica**

TABLA DE CONTENIDO

1. Resumen.....	1
2. Antecedentes y Justificación	2
2.1 Antecedentes y objetivos	2
2.2 Finalidad y alcance del documento	3
2.3 Estructura del documento	4
3. Instrumentos económicos en la gestión del agua: ¿Cuál es el papel de los derechos transables?.....	4
3.1 Taxonomía de los instrumentos económicos para la gestión del agua.....	5
3.1.1 Impuestos de extracción	6
3.1.2 Precios del agua	6
3.1.3 Costos de alcantarillado (Emisiones indirectas)	7
3.1.4 Costo de vertidos	8
3.1.5 Subsidios	8
3.1.6 Cobro por responsabilidad por daño a las aguas	9
3.2 Permisos de emisión transables para la gestión del agua	11
3.2.1 Derechos transables de extracción de aguas	12
3.2.2 Permisos transables de recursos en base agua	13
3.2.3 Derechos transables de contaminación hídrica	14
4. DERECHOS TRANSABLES DE CONTAMINACIÓN HÍDRICA: LA EXPERIENCIA INTERNACIONAL.....	16
4.1 Salinidad Transable	17
4.1.1 Transacción interestatal de salinidad: el caso de la Cuenca Murray-Darling (Australia)	17
4.1.2 Caso de contaminación salina transable: Río Hunter (Australia)	18
4.2 Transacción de derechos de contaminación orgánica.....	21
4.2.1 Caso fuentes puntuales orgánicas: Río Fox, Wisconsin (EE.UU.)	21
4.3 Derechos transables de contaminación por nutrientes.....	23
4.3.1 Caso río Hawkesbury-Nepean (Australia)	24
4.3.2 Río Tar-Pamlico, Carolina del Norte (Estados Unidos)	25
4.3.3 Lago Dillon, Colorado (Estados Unidos)	27
4.3.4 Cherry Creek, Colorado (Estados Unidos)	28
4.3.5 Chesapeake Bay (Estados Unidos)	29
5. LECCIONES APRENDIDAS SOBRE LOS DERECHOS TRANSABLES DE CONTAMINACIÓN HÍDRICA	31
6. LA APLICACIÓN DE LOS DERECHOS TRANSABLES DE CONTAMINACIÓN EN LA GESTIÓN DEL AGUA	33
6.1 Estrategias para la introducción de sistemas de derechos de contaminación transables.....	33
6.2 Oportunidades y limitaciones.....	36
6.3 Compatibilidad de los sistemas de permisos de contaminación transables con mezclas de instrumentos	38
6.3.1 Compatibilidad con impuestos y cobros	38
6.3.2 Compatibilidad con objetivos de calidad ambiental (OCA)	40
6.3.3 Compatibilidad con normas de tipo tecnológico (BAT)	40
6.3.4 Compatibilidad con los principios establecidos de política ambiental	41
6.3.5 Permisos de contaminación transables con mezclas de instrumentos	42
7. CONCLUSIÓN Y EVALUACIÓN GENERAL	42
8. BIBLIOGRAFÍA	45

1. Resumen

Este documento ha sido elaborado como marco conceptual para la discusión sobre el papel y la aplicabilidad de los permisos de emisión transables en el control de la contaminación hídrica, a realizarse durante el Seminario Técnico sobre la Factibilidad de la Aplicación de Permisos de Emisión Transables en la Gestión del agua en Chile (13-14 de noviembre, 2003). En Chile, la contaminación del agua es un problema grave. Hasta hace poco tiempo, la reglamentación existente para el control de la contaminación hídrica consistía mayormente de instrumentos no basados en el mercado. Actualmente se están ensayando instrumentos innovadores, a través de una nueva ley de permisos de emisión o descarga.

El instrumento de los permisos de emisión transables es uno de varios instrumentos basados en el mercado utilizados en la gestión del agua y en el control de la contaminación. Los permisos de emisiones transables están entre los instrumentos más desafiantes basados en el mercado, tanto por su diseño como por su implementación. Hasta el momento, la experiencia con permisos de emisiones transables para el control de la contaminación hídrica ha sido limitada y proviene principalmente de varias regiones de Estados Unidos y Australia.

Este documento presenta los permisos transables como parte de la taxonomía general de instrumentos económicos en el campo de gestión del agua. En este contexto, se presentan tres fundamentalmente diferentes campos de aplicación de los sistemas de permisos transables relativos al agua: derechos transables de extracción de agua; derechos transables de uso de aguas, y derechos transables de contaminación hídrica. El resto del trabajo se refiere exclusivamente a la última categoría, es decir, derechos transables de contaminación hídrica, su papel y aplicabilidad en el control de la contaminación hídrica.

Los autores dan evidencia empírica, basada en publicaciones, sobre la experiencia internacional con los derechos transables de contaminación hídrica (estudio de casos de EUA y Australia). Los ejemplos prácticos se presentan según diferentes apreciaciones individuales o parámetros que han sido la sustancia de sistemas transables (salinidad, contaminación orgánica y contaminación de por nutrientes). Se han extraído lecciones de los ejemplos seleccionados, considerando también el contexto normativo e institucional existente en los países en cuestión.

A continuación, los autores recomiendan estrategias para la introducción de los derechos transables de contaminación hídrica, destacan sus ventajas y limitaciones, y discuten su compatibilidad en

las mezclas de instrumentos. El documento está enfocado a la especificidad de las transacciones de contaminación hídrica, y discute asuntos relevantes a considerarse para la introducción de los derechos transables de contaminación hídrica. Para un análisis sistemático de los posibles puntos de vista y desafíos al diseño general y la implementación de permisos transables relativos a recursos naturales a nivel nacional, el lector debe referirse al estudio del OECD (2001).

Se señala que la experiencia con los permisos de emisión transables para el control de la contaminación hídrica se ha ido acumulando especialmente en economías avanzadas con una larga historia normativa en gestión del agua y control de la contaminación (Estados Unidos y Australia). La introducción del intercambio en el control de la contaminación hídrica ha sido beneficiada por la sólida comprensión científica de los problemas de contaminación en cuestión, por la infraestructura de control existente, y la capacidad de fiscalización. Es importante considerar que el contexto pre-existente (institucional y normativo) puede ser diferente en otros países o regiones donde se estén evaluando posibles esquemas de intercambio.

2. Antecedentes y Justificación

2.1 Antecedentes y objetivos

Este documento sobre el papel de los permisos de emisión transables en el control de la contaminación hídrica fue elaborado para el Seminario Técnico sobre la Factibilidad de la Aplicación de Permisos de Emisión Transables para la Gestión de los Recursos Hídricos en Chile, organizado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y la Comisión Nacional del Medio Ambiente, CONAMA, realizado en Santiago de Chile, del 13-14 de noviembre de 2003. El objetivo del Seminario Técnico fue analizar y discutir la experiencia internacional en la implementación de programas de permisos de emisión transables (un instrumento basado en el mercado para el control de la contaminación) y evaluar la factibilidad de su aplicación en Chile.

Los primeros intentos de control de la contaminación hídrica fueron del tipo de regulación de comando y control. En muchos casos se ha logrado la reducción de la contaminación hídrica a través de este tipo de regulación, pero últimamente hay un movimiento creciente desde comando y control a nuevos instrumentos basados en el mercado para el control de la contaminación hídrica. Esto se debe en parte a que las reducciones en las fuentes puntuales más baratas y fáciles de lograr han sido realizadas utilizando instrumentos regulatorios de orden y control, produciendo una escalada de costos para lograr

normas más estrictas de calidad de aguas. Más aún, la contaminación de fuentes difusas, que se está transformando en una fuente significativa de contaminación hídrica, no es fácil controlar a través de la regulación.

El instrumento de permisos de emisión transables es uno de varios instrumentos basados en el mercado, usado en la gestión del agua y control de la contaminación. Los permisos de emisión transables están entre los instrumentos más desafiantes tanto en su diseño como en su implementación. Hasta el momento, la experiencia con los permisos de emisión transables para el control de la contaminación hídrica ha sido limitada y proviene de países con economías avanzadas, como Estados Unidos y Australia.

En Chile, la contaminación de las aguas es un problema de gran envergadura. Las regulaciones que existían hasta hace poco tiempo consistían básicamente en instrumentos no basados en el mercado. Hay normas ambientales de calidad de aguas, normas para la descarga de residuos líquidos en los sistemas de alcantarillado y cursos de aguas. Diversas prohibiciones de descarga de aguas contaminadas a los ríos y otras fuentes de agua usadas para riego o consumo humano existen, pero la fiscalización ha sido débil (Huber et al., 1998). Actualmente se exploran posibles instrumentos innovadores a través de una nueva ley de permisos de emisión transables en Chile.

2.2 Finalidad y alcance del documento

Este documento fue elaborado como marco conceptual para alentar la discusión entre los participantes en el Seminario técnico sobre el papel y aplicabilidad de los permisos de emisión transables para el control de la contaminación hídrica. Basado en la investigación de publicaciones, el documento entrega un vistazo a los acontecimientos recientes en la aplicación amplia de los permisos de emisión transables para la contaminación hídrica (EUA, Australia). Elabora y expande en gran medida sobre la base de la investigación de Kraemer y Banholzer (1999) y Kraemer et al. (2002) sobre el uso de los permisos de emisión transables en la gestión del agua y el control de la contaminación. También pone al día sobre los programas analizados en los trabajos anteriores. La descripción y discusión de cada programa de permiso de emisión transable intenta proveer una breve información sobre el ámbito institucional del programa, su establecimiento, y la naturaleza de los permisos, los participantes en el programa, métodos de localización y control de las reglas de las transacciones. Además, se incluyen comentarios sobre las ventajas y problemas potenciales de cada proyecto.

Además de la revisión de la experiencia internacional relevante, el documento incluye recomendaciones sobre la estrategia para la introducción de los permisos transables de descarga y discute su compatibilidad con otros instrumentos regulatorios. El documento no pretende realizar una discusión extensa sobre el diseño y la implementación de un sistema de permisos de emisión transables para los recursos naturales en algún país. El lector se debería dirigir al estudio del OECD (2001) para mayor información sobre el diseño y la implementación general de los permisos de emisión transables para la gestión ambiental. En este documento nos concentramos específicamente en las transacciones relativas a la contaminación hídrica, discutiendo los asuntos más importantes que se debieran considerar para la introducción de los derechos transables de contaminación hídrica.

Por lo tanto, los principales objetivos de este documento son:

- Presentar una introducción al papel de los permisos de emisión transables en el ámbito de la gestión del agua, como parte de una taxonomía de otros instrumentos económicos relevantes;
- Entregar evidencia empírica de la experiencia internacional con los permisos de emisión transables para el control de la contaminación hídrica (Estados Unidos, Australia);
- Dar un marco conceptual para la aplicación de los permisos de emisión transables para el control de la contaminación hídrica.

2.3 Estructura del documento

La estructura del documento es la siguiente: las secciones 1 y 2 contienen un resumen del informe y se establecen el antecedente y la finalidad y alcance respectivamente. En la sección 3 se discute el papel de los permisos de emisión transables en la gestión del agua y el control de la contaminación hídrica en el contexto de una taxonomía general de instrumentos económicos relevantes. La sección 4 presenta un número de estudios de casos desde el ámbito internacional sobre los permisos de emisión transables para el control de la contaminación hídrica. Luego, la sección 5 discute la aplicación de los derechos transables de contaminación hídrica, con énfasis en las oportunidades y limitaciones, estrategias para su introducción, y su compatibilidad en algunas mezclas de instrumentos. Finalmente, la sección 6 concluye con comentarios sobre el uso actual de los permisos de emisión transables en el control de la contaminación hídrica y su potencial futuro.

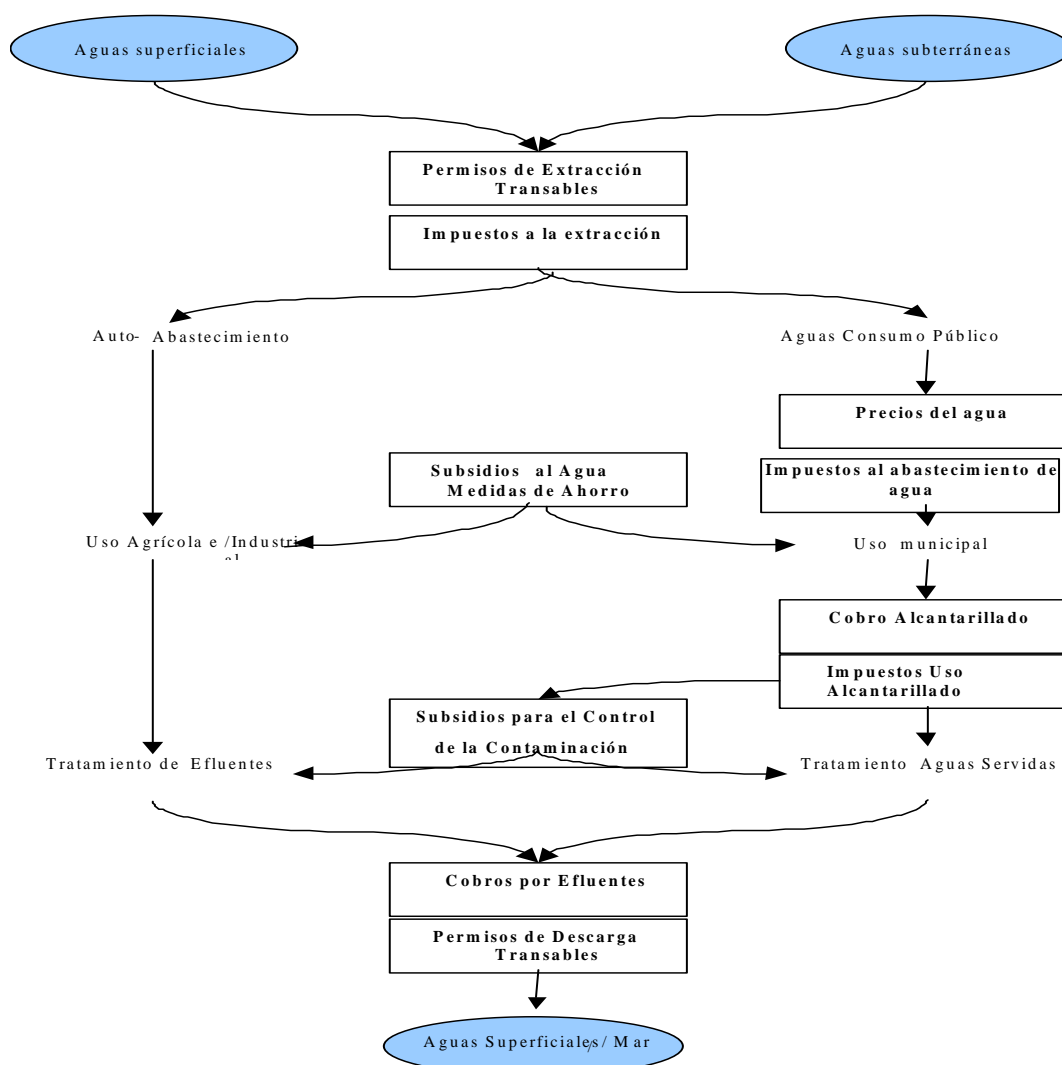
3. Instrumentos económicos en la gestión del agua: ¿Cuál es el papel de los derechos transables?

Esta sección propone una taxonomía de instrumentos económicos en gestión del agua, introduce los instrumentos disponibles y define sus áreas de aplicabilidad. Después de la taxonomía sigue una subsección detallada sobre el instrumento económico de permisos de emisión transables para la gestión del agua, como antecedente para la sección siguiente donde se presenta la experiencia internacional relevante.

3.1 Taxonomía de los instrumentos económicos para la gestión del agua

La taxonomía que se presenta en esta sub-sección se basa principalmente en el trabajo de Kraemer et al. (2003). La Figura 1 presenta los instrumentos económicos respectivos a lo largo del ciclo del agua. Los diferentes aspectos de la figura se explican en las subsecciones siguientes.

Figura 1: Instrumentos Económicos en la Gestión del Agua (adaptado de Kraemer, 1995a)



3.1.1 Impuestos de extracción

Un impuesto de extracción es una cierta cantidad de dinero cobrada por la extracción directa de agua superficial o subterránea (Roth, 2001). En algunos casos se cobra solamente por la extracción de aguas subterráneas para reducir la diferencia de precio entre la extracción de agua superficial y subterránea, en otros casos tanto las aguas subterráneas como superficiales pagan impuestos, aunque a menudo pagan tasas diferentes.

Además de su función de generar ingresos, los impuestos a la extracción de aguas pueden actuar como medidas de incentivo. Impuestos efectivos a la extracción pueden inducir un cambio en el comportamiento de los usuarios, el que resulta en una disminución de la demanda de agua y una reducción de las filtraciones. Si el impuesto persigue reflejar los costos de extracción marginales (ambientales o recursos), éste destaca el costo efectivo del servicio entregado. En general, las políticas de extracción de aguas deberían considerar tanto el agua superficial como subterránea para limitar los efectos negativos que pudiere sufrir una de las fuentes por un mejor precio de la otra. (Comisión Europea, 2000 a).

Los ingresos generados por la extracción de aguas son destinados – en muchos países- para fines de gestión del agua, de modo tal que el producto de los impuestos es devuelto indirectamente a quienes pagan. La extracción de aguas puede reflejar la escasez relativa de agua y puede variar en las distintas regiones.

3.1.2 Precios del agua

El precio del agua en cuanto instrumento, tiene el objetivo principal de financiar la infraestructura de producción de aguas. Según la Comisión Europea (2000 b), los precios deberían fijarse a un nivel tal que asegure que los costos por sector (agricultura, doméstico, industria) serán recuperados, y que se les fijarán cobros a los mismos (se trata de evitar subsidios cruzados. En principio, los precios del agua deberían reflejar tres tipos de costos: costos directos, costos sociales y costos ambientales (y de recursos naturales). El cálculo estimado de cada tipo de costo involucra problemas diferentes (Kraemer y Buck, 1997):

- *Costos directos:* Para recuperar completamente los costos directos de los servicios de aguas se requerirá que el precio incluya (1) los costos operativos y la mantención de la infraestructura de

producción del agua, (2) los costos de capital para la construcción de la infraestructura del agua, y (3) las reservas para la inversión futura en dicha infraestructura.

- *Costos sociales:* Los beneficios sociales directos o indirectos relativos a los servicios de aguas (por ejemplo en salud pública) varían mucho respecto de las fijaciones de precios en contextos específicos. Por lo tanto, no es factible calcular estos costos y compararlos con casos de otros contextos, por lo que es imposible que sean incorporados a un estudio comparativo.
- *Costos ambientales:* Por lo general, los costos ambientales de una actividad económica no están reflejados en los precios de mercado, sino que aparecen como externalidades. Conceptualmente, la exclusión de costos ambientales negativos en los mecanismos de fijación de precios puede ser considerada bajo el ítem subsidios. Sin embargo, en la práctica hay grandes dificultades relativas al establecimiento de costos referenciales causados por la degradación ambiental, y a la inclusión de estos costos en los mecanismos del mercado. Aún así, el principio de recuperación completa de los costos requiere tomarlos en cuenta. Considerando los problemas metodológicos de cálculo de externalidades ambientales, la inclusión de una componente ambiental en los precios del agua será respaldada por argumentos políticos antes que económicos.

Además de su función financiera, las políticas de precio del agua a menudo también cumplen un objetivo de incentivos. Los precios del agua que representan costos totales (económicos y ambientales) entregan señales a los usuarios quienes responden con un uso del agua más eficiente y que genera los medios para asegurar una infraestructura de uso sustentable (Huijm, n.y.)

3.1.3 Costos de alcantarillado (Emisiones indirectas)

Los cobros por el alcantarillado son tarifas pagadas por la descarga de aguas servidas. Un cobro por alcantarillado es la cantidad de dinero pagada por descargas indirectas, o sea, alcantarillado doméstico o efluentes descargados en el sistema de alcantarillado (Hansen et al., 2001). Sobre todo, los cobros por alcantarillado tienen como objetivo proveer a las autoridades ambientales de recursos financieros para actividades de gestión de las aguas (función financiera). Más aún, estos cobros pueden tener una función de incentivos y siguen el principio de “el que contamina paga”, al incluir los costos del tratamiento de aguas en el proceso de decisión de los consumidores a través de señales de precio adecuadas (Kraemer y Piotrowski, 1995).

3.1.4 Costo de vertidos

Los usuarios pagan los costos por la descarga directa de efluentes a las aguas naturales. Generalmente, el cobro se cancela a la autoridad pública o paraestatal (Hansen et al., 2001). El pago se basa en cifras medidas o estimadas de la cantidad y calidad de un contaminante descargado a un cuerpo de agua natural (no al alcantarillado). Los cobros por contaminación son un paso importante hacia la realización del principio de “el que contamina paga”, aún si el cálculo no está basado en estimaciones de costo por el daño. Con el cobro por contaminar, se le entrega a la sociedad una clara señal de que no se está ya más dispuestos a pagar los costos por la contaminación y que por lo menos parte de los costos del daño causado tiene que ser recuperado directamente de los contaminadores (Roth, 2001). El cobro por contaminar puede determinar incentivos en términos de la promoción de una disminución de la contaminación. En los casos en que el ingreso generado por el cobro está destinado a medidas que mejoren la calidad del agua, un cobro adicional por contaminación cumple una función financiera para el mejoramiento de la calidad del agua.

Es difícil determinar cobros óptimos por contaminar, que minimicen el costo total de la contaminación (costos del daño más costos de control), ya que requiere de la existencia de una base de datos razonable e información sobre daños por contaminación. El cálculo exacto de los cobros requiere información exactas sobre la cantidad y calidad de la descarga de residuos líquidos (Kraemer, 1995b).

3.1.5 Subsidios

En general, los subsidios incluyen “cualquier medida que mantenga los precios al consumidor por debajo de los niveles de mercado, o por encima de ellos, en el caso de los productores”. Sin embargo, es difícil establecer una definición clara de los subsidios debido a la amplia gama de medidas de apoyo posibles. La OECD (Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo, 1996) define como subsidios adversos al ambiente como “intervenciones de los gobiernos a través de pagos directos e indirectos, regulación de precios y medidas protectoras destinadas a apoyar acciones que favorecen decisiones ambientalmente no amigables por sobre las amigables.” Esta definición incluye subsidios directos, como pagos directos del gobierno a ciertos usuarios, y subsidios indirectos. Se puede hablar de subsidios al agua (indirectos), aún sin “transferencias monetarias explícitas”, si el sistema vigente de precios del agua no refleja adecuadamente todos los costos involucrados en la producción de este servicio. Así, la implementación efectiva del principio de

“recuperación de costos” en la formación de los precios del agua eliminaría a su vez los subsidios al agua (Kraemer y Buck, 1997). Esta perspectiva conceptual destaca la cercana relación entre subsidios al agua y prácticas de fijación de precios. Otros esquemas de subsidios indirectos incluyen concesiones impositivas, precios mínimos garantizados, subsidios cruzados, y políticas de abastecimiento preferencial.

En general, los subsidios pueden tener dos objetivos principales: o se instalan para compensar a los usuarios por el costo de alguna acción o prohibición requerida, o se diseñan para incentivar el logro de alguna acción deseada, pero no requerida.

Los subsidios pueden ser estatales, pagados de fondos públicos, o progresivos y semi-estatales para la redistribución entre áreas urbanas. Desde el punto de vista ambiental, un subsidio consiste en el valor del daño ambiental no compensado causado por cualquier movimiento de bienes o servicios (Barg, 1996). Como el daño ambiental no es generalmente incluido en los precios del agua, los subsidios “de hecho” (de facto) a menudo existen.

Los subsidios son un tipo de instrumento económico que pueden llevar a situaciones ineficientes (OECD, 1996). Sin embargo, pueden producir incentivos necesarios para estimular un cambio de comportamiento de los usuarios hacia conductas más amistosas en lo ambiental, o inducir la inversión en técnicas de producción limpias, mitigando o eliminando así efectos negativos. En algunos casos, como por ejemplo con el control de inundaciones, los subsidios pueden ofrecer una opción relativamente más barata a los gobiernos, especialmente si se considera la reducción de las pérdidas que se pueden lograr a través de la impermeabilización contra las inundaciones (Otter y van der Veen, 1999). Existe el peligro, sin embargo, que en el largo plazo los recursos puedan canalizarse a problemas que ya no son de alta prioridad.

Cuando el gobierno paga por beneficios ambientales, los subsidios son una manera de internalizar beneficios externos.

3.1.6 Cobro por responsabilidad por daño a las aguas

Los problemas de control a través de inspecciones se acrecientan con el aumento de los instrumentos regulatorios destinados a la reducción del daño ambiental, tanto por individuos como por empresas, y al creciente número de contaminadores a los que éstos afectan. De este modo, los gobiernos han captado la necesidad de instrumentos

alternativos, uno de ellos es el cobro por daño ambiental (Bongaerts & Kraemer, 1989), incluyendo el daño a las aguas.

Los sistemas de cobro por contaminación ambiental tienen como objetivo internalizar y recuperar los costos por el daño ambiental a través de acción legal, y hacer que aquellos que contaminan paguen por el daño que causa su acción. En este sentido, las leyes de responsabilidad ambiental (*liability laws*) son una expresión fundamental del principio de quien contamina paga. La intención de las leyes de responsabilidad ambiental puede ser doble: en primer lugar, éstas apuntan a inducir a los contaminadores a que tomen cuidadosamente sus decisiones sobre la emisión de contaminantes, según el principio precautorio; y en segundo lugar, al garantizar compensación a las víctimas de la contaminación. Al tiempo que los sistemas de cobro evalúan y recuperan daños ex -post, pueden no obstante incentivar para la prevención de la contaminación mientras que los pagos por daño esperados excedan los beneficios obtenidos por incumplimiento.

Para que este sistema de cobro sea efectivo se debe identificar por lo menos un actor (el contaminador), el daño debe ser concreto y cuantificable, y se debe probar el vínculo entre el daño y el contaminador identificado (Comisión Europea, 2000 c). De este modo, el cobro no es un instrumento adecuado para un caso de contaminación extensa, de carácter difuso, donde es imposible vincular los efectos ambientales negativos con las actividades de ciertos actores individuales.

El instrumento de responsabilidad ambiental tiene varias ventajas¹:

- Las reglas de cobro controlan la contaminación a través de las decisiones descentralizadas de los contaminadores en el sentido de actuar por su interés. Los contaminadores controlarán su contaminación hasta el punto donde el daño por contaminación marginal sea igual al costo marginal de control, minimizando así sus costos totales por compensación de las víctimas y por el control de la contaminación.
- La condición de que los contaminadores deben pagar por el daño que causan es un gran incentivo para evitar daño ambiental. Mientras más alto es el pago que se prevé en caso de daño, más alto es el incentivo de tomar medidas preventivas (principio precautorio);
- Las leyes de responsabilidad ambiental (*liability laws*) son un paso significativo hacia la aplicación del principio de quien contamina paga.

¹ Fuente: <http://www.eeb.org>

- El cobro por daño ambiental también se reflejará en los precios, y por lo tanto es una contribución importante a la aplicación del principio de “precios ecológicamente honestos”.

3.2 Permisos de emisión transables para la gestión del agua

Si no hubiere acuerdo sobre la distribución de las aguas provenientes de fuentes compartidas entre varios segmentos de la población, un instrumento de uso potencial es la creación de derechos transables para usar o contaminar las aguas y crear mercados eficientes en donde estos derechos pueden ser transados. El raciocinio que sostiene la distribución de aguas a través de derechos transables es que en un mercado de competencia perfecta los permisos se acercarán a su máximo valor de uso (Tietenberg, 2000). Los poseedores de los permisos que obtengan menores beneficios por el uso de sus permisos (por ejemplo, debido a costos más altos), tendrían un incentivo por venderlos a alguien que los valorizara más. Habrá una venta en un caso de beneficio mutuo: el beneficio que obtenga el poseedor por vender su permiso excederá el beneficio que obtenga de su uso, mientras que el comprador obtendrá mayor valor por el uso del permiso que lo que paga por el mismo.

Se deberán cumplir varios pre-requisitos para la implementación exitosa de un sistema de permisos transables. En primer lugar, los derechos de propiedad deberán ser correctamente definidos y especificados en una unidad de medida (Kraemer et al., 2002). En segundo lugar, los derechos de aguas deben ser fiscalizables para asegurar los beneficios netos derivados del uso de los derechos de aguas para su propietario. En el caso ideal, los derechos de aguas transferibles deberían ser diferentes de los de uso de la tierra, para crear la oportunidad de obtener la alternativa de mayor valor (Pigram, 1993). Finalmente, un sistema administrativo eficiente debe existir para asegurar que el mercado funciona adecuadamente (Armitage et al., 1999).

Algunas situaciones en que las condiciones no se cumplen adecuadamente incluyen los vaivenes de las fuerzas del mercado, la presencia de costos por transacciones muy altos, e insuficiente monitoreo y fiscalización (Tietenberg, 2000). Sin embargo, aún frente a estas imperfecciones, los programas de permisos transables pueden ser utilizados para mitigar estas consecuencias desventajosas.

Cuando se analiza el sistema de permisos transables de aguas, se deben considerar los tres campos de aplicación fundamentalmente diferentes presentados más abajo.

3.2.1 Derechos transables de extracción de aguas

Los derechos transables de extracción de aguas se usan para la gestión cuantitativa del recurso agua. Estos derechos de aguas pueden ser permanentes e ilimitados (derechos de propiedad sobre el recurso aguas), o temporarios y limitados (derechos transferibles de usar las aguas sin derecho de abuso). En cuanto a los derechos transables, se puede hacer distinción respecto de la “intensidad” de las transacciones, que pueden ser permanentes o temporales (estacionales), o incluso ocurrir por una sola vez. Uno de los objetivos principales de introducir los permisos transables para el uso de las aguas, a menudo es contar con un instrumento para la reasignación de los derechos de aguas, de modo que puedan utilizarse con un mayor beneficio (económico). (Kraemer y Banholzer, 1999).

Aunque la idea de los permisos transables parece ser conceptualmente correcta y debería ser atractiva en términos de eficiencia, sólo el Commonwealth de Australia, los Estados Unidos y Chile han acumulado mucha experiencia con los permisos transables de extracción de aguas. España y México también tienen alguna experiencia. Australia y Estados Unidos son estados federales en que hay casos de permisos transables de extracción de aguas en más de un estado. Ha habido diversos modelos de difusión del uso de estos permisos en estos dos países, y las experiencias son muy diferentes. Sin embargo, se puede establecer la hipótesis de que la estructura federal facilita la innovación en el uso de instrumentos de política, ya que dan libertad a las autoridades regionales (públicas) para experimentar y crear un modelo que permite el “aprendizaje de las políticas” sobre la base de estos experimentos (Kraemer y Banholzer, 1999). En Chile hay mercados de aguas, en gran medida vinculados al sector agrícola, desde que el gobierno de Chile decretó el Código de Aguas en 1981. Éste privatizó los derechos de aguas, promovió las libres fuerzas del mercado y redujo drásticamente las facultades regulatorias gubernamentales en la gestión del agua (Bauer, 2003). En México la transacción de grandes volúmenes de agua para riego, entre las asociaciones de usuarios del agua, comenzaron después que se promulgara la Ley Nacional de Aguas Mexicanas (Kloetzen, 1998). Finalmente, durante largo tiempo han crecido localmente en España los históricos mercados de aguas (p.e. en Valencia, especialmente para aguas subterráneas) (Garrido, 1998). Una nueva ley de aguas fue promulgada en 1999 con el objeto de incorporar los sistemas de mercado en la gestión del agua.

Hasta ahora, el comercio “más vivaz” pareciera ocurrir dentro del sector agrícola, siendo las transferencias de la agricultura a otros sectores (generación eléctrica o uso municipal) relativamente raras. Sin embargo, tales transferencias inter-sectoriales son quizás las más significativas en términos económicos, ya que puede esperarse que proporcionen un valor agregado considerable.

Al revisar los avances recientes en los programas existentes y nuevos de permisos transables de aguas, Kraemer et al. (2002) notaron una creciente preocupación sobre las consecuencias ambientales de las transacciones de aguas, especialmente en Australia y Estados Unidos. La preocupación tiene que ver con los cauces naturales (que pueden significar poner en peligro habitats de vida silvestre, ciertas especies de peces, etc.).

3.2.2 Permisos transables de recursos en base agua

Los permisos transables pueden ser aplicados al uso o consumo de recursos en base agua, como a los peces, a la energía potencial del agua en altura, o la energía kinética del agua en movimiento. Hay varios estudios de interesantes casos en este campo de aplicación de los permisos transables. El caso de las productoras del salmón escocés (ver recuadro) muestra que el intercambio puede funcionar, siempre que no haya externalidades significativas (por ej. Impactos en, o desde, otras funciones o usos del agua). Sin embargo, también se destacan el conflicto entre la pesca, como actividad recreacional (sin considerarla como fuente nutritiva de los pescadores) y las exigencias de conservación (Kraemer y Banholzer, 1999).

Pesca de Agua Dulce: Derechos de Pesca en Escocia

La responsabilidad por la protección y el desarrollo tierra adentro de las salmoneras en Escocia, yace en las *District Salmon Fishery Boards*. A diferencia de Inglaterra y Gales, no se otorgan licencias individuales de pesca. En cambio, las salmoneras son propiedad privada y operadas por el propietario o inquilino, dentro de un marco legislativo definido por el Gobierno Central. Aún cuando el salmón no “pertenece” a nadie, el público no tiene derecho a pescarlo. El derecho a la pesca pertenece a la persona propietaria de los derechos exclusivos sobre algún lugar (salmoneras). En la mayor parte de Escocia estos derechos son de propiedad independiente de la tierra misma. (Scottish Office, 1997²)

La Corona aún tiene en su patrimonio varias salmoneras, las que alquila a los pescadores con contratos estándar de cinco años. En los otros lugares, los derechos pueden ser ejercidos por individuos, empresas públicas y privadas o clubes de pesca. Los propietarios de salmoneras en cualquier Distrito pueden establecer un *District Salmon Fishery Board*. Los propietarios pueden alquilar sus derechos de pesca a otros, generalmente por días o semanas. En los últimos diez años se ha ido haciendo cada vez más popular el sistema de tiempo compartido, de modo que a las personas se les permite pescar en períodos específicos del año.

² Información sobre la pesca del salmón en Escocia fue proporcionada por Clare Coffrey, Institute for European Environmental Policy, London.

La mayor parte de los pescadores de salmón pagan por pescar en una salmonera por un período determinado. El precio del alquiler depende de las probabilidades de pesca. A menudo se calcula sobre la base del promedio de pesca en los últimos cinco años. En los principales ríos salmoneros de Escocia (o sea, donde se pesca la mayor parte del salmón), los precios de compra de los puntos de pesca actualmente van de 6 a 8 mil libras esterlinas por punto, precio basado en el promedio de pesca por año en ese punto. Uno de los mayores obstáculos, hoy día, a la designación de áreas de protección de especies de agua dulce en Escocia es el hecho de que hay individuos que son propietarios del derecho exclusivo de pescar en un lugar determinado (por ej. un río o fiordo).

Fuente: Kraemer y Banholzer, 1999

3.2.3 Derechos transables de contaminación hídrica

Los permisos de emisión transables, o derechos transables de contaminación hídrica, se usan para la protección y gestión de calidad del agua (superficial). Estos derechos de contaminación pueden aplicarse a fuentes puntuales o difusas, e incluso se pueden transar entre fuentes diferentes. Desde este punto de vista, una autoridad responsable fijará límites máximos a las emisiones totales permisibles de un contaminante. En seguida distribuirá la cantidad total entre las fuentes emisoras a través de permisos que autoricen a las plantas industriales u otras fuentes, para emitir una cantidad definida del contaminante durante un tiempo determinado. Después de su distribución inicial, los permisos pueden ser transados. Las transacciones pueden ser externas (entre empresas distintas) o internas (entre plantas diferentes dentro de la misma organización) (OMS /PNUMA, 1997).

A diferencia de las transacciones de los derechos de extracción de aguas, que se pueden expresar simplemente en términos volumétricos, transar permisos de contaminación hídrica significa manejar un grado de complejidad muy superior. El agua puede ser contaminada por un buen número de sustancias (o tipos de sustancias), las que tienen efectos muy variados en los ecosistemas hídricos. La presencia de dos o más contaminantes al mismo tiempo puede producir sinergias positivas y negativas. Más aún, la mayor parte de las fuentes emisoras entregan más de una sustancia peligrosa para el ambiente acuático. La ubicación exacta del punto de descarga determina las consecuencias ambientales, por lo que es mucho más importante en relación con la contaminación que con la extracción de aguas (Kraemer y Banholzer, 1999).

En general y hasta el momento, la experiencia con los permisos de contaminación para el recurso agua es limitada, pero parece que transar puede ser parte de la respuesta en cuanto a lograr una mejor

calidad de agua (Faerth, 2000). Estados Unidos (desde los años 1980) y Australia, ambos países federales, han acumulado experiencia en materias de derechos transables de contaminación hídrica. La Unión Europea (UE), que en cierto modo opera como federación, proporciona otro ejemplo. La UE ocasionalmente utiliza burbujas³, por ejemplo para la implementación del Protocolo de Montreal sobre sustancias que degradan la capa de ozono. También se ha decidido permitir transar la contaminación hídrica en el ámbito de su Directiva de Tratamiento de Residuos Líquidos Urbanos (*Urban Waste Water Treatment Directive*). Esto no se ha aplicado aún en ninguna parte (ver recuadro) (Kraemer y Banholzer, 1999).

La Unión Europea: Directiva de Tratamiento de Residuos Líquidos Urbanos

La Unión Europea puede adoptar Directivas que son legalmente obligatorias para sus Estados miembros. Dentro de su legislación sobre la protección del recurso agua y su gestión, la Directiva de Tratamiento de Residuos Líquidos Urbanos (01/27/EEC) es connotada por ser el ítem legislativo más caro de la legislación europea en el campo ambiental. Su propósito es alentar a los Estados miembros a que inviertan en la recolección y el tratamiento de los residuos líquidos urbanos. Diversos requisitos y plazos conciernen a áreas “críticas”, “normales” y “no-críticas”, en relación con cuerpos de aguas y su área de influencia. La Directiva deja bastante libertad de implementación a sus Estados miembros, como por ejemplo la elección entre limitar valores para el tratamiento de los efluentes de la planta y metas de porcentajes de reducción, o la elección entre reducir fósforo (P) o nitrógeno(N).

En áreas críticas (áreas que tienden a eutroficarse, por los niveles excesivos de P y N), la recolección y los sistemas de tratamiento “más rigurosos que secundarios” (o sea, terciarios), debían instalarse antes del 31 de diciembre de 1998, para todas las descargas desde una población de más de 10 mil habitantes equivalentes. Las descargas de tales sistemas deben cumplir con valores límites de emisión para el P y el N'. Los valores límites para el P son 2 mg/l en poblaciones equivalentes de 10 y 100 mil habitantes, y 1 mg/l en las mayores (medidas como P). Los valores límites para el N son 15 mg/l para poblaciones equivalentes entre 10 y 100 mil y 10 mg/l para poblaciones mayores (medido como N). Alternativo al uso de valores límites, el P puede reducirse en 80% o en N en 70-80%.

La Directiva provee condiciones para transacciones de emisiones en P y N. El artículo 5(4) de la Directiva establece que los requerimientos mencionados no se aplican en áreas críticas, donde se puede ver que el porcentaje mínimo de reducción de la carga total que entra a todas las plantas de tratamiento de los residuos líquidos urbanos” en esa área, es al menos 75% del total del P y por lo menos 75% del total del N. Las palabras “de la carga total que entra a todas las plantas de tratamiento de los residuos líquidos urbanos” con que este artículo comienza, abren la posibilidad de transar emisiones dentro de una “burbuja de emisiones” como la descrita. Sin

³ Los requerimientos de disminución de la contaminación, en el concepto de “burbujas”, se aplican a las fuentes de una industria, propiedad de la misma firma, tomando todas las fuentes como una unidad (OECD, 2001). Sin embargo, la burbuja también puede abarcar fuentes contaminantes de varias firmas. Una burbuja imaginaria se establece sobre un conjunto de fuentes y sólo la cantidad total de contaminantes emitidos dentro de ella se considera. De este modo, quienes contaminan pueden, dentro de ciertos límites, compensar las emisiones excesivas de una fuente a través de una reducción en otra fuente, siempre y cuando no se exceda la cantidad total.

embargo, también se establecen restricciones. Principalmente: (i) el “área de burbuja” debe ser un “área crítica” dentro de la definición de la Directiva; (ii) se debe lograr la reducción contando todas las plantas de tratamiento de residuos líquidos urbanos y no sólo las plantas más grandes, y (iii) la reducción debe ser probablemente lograda para tanto P como N simultáneamente. El peso de estas restricciones no es claro, pero es poco probable que presente un obstáculo serio ante la implementación práctica de un régimen de emisiones transables.

Ninguno de los Estados miembros de la UE parece, hasta ahora, haber utilizado ventajosamente la posibilidad de establecer emisiones transables en burbujas en “áreas críticas”, y la posibilidad parece no haber sido siquiera discutida entre los expertos nacionales del Comité Técnico establecido bajo la Directiva. Los Países Bajos –como nota de interés- han mencionado la posibilidad de hacerlo en su primer informe de implementación, presentado a la Comisión Europea, y han pedido un comité nacional para desarrollar posibles escenarios. La evidente falta de interés general puede ser hasta aquí lamentable, ya que una importante fuente potencial de economías en los costos para disminuir la contaminación sigue sin explotar, a pesar de las grandes inquietudes sobre las implicaciones financieras de la Directiva.

Fuente: Kraemer y Banholzer, 1999

4. DERECHOS TRANSABLES DE CONTAMINACIÓN HÍDRICA: LA EXPERIENCIA INTERNACIONAL

Como se ha indicado en la sección anterior, los derechos transables de contaminación hídrica – tema central de este documento- son uno de los instrumentos basados en el mercado que se usan para el control de la contaminación hídrica. En esta sección se revisarán estudios de casos seleccionados sobre la experiencia internacional en contaminación hídrica transable.

Además de la descripción entregada más arriba en el tema, los derechos transables de contaminación hídrica pueden también diferenciarse por la sustancia contaminante (o tipos de sustancias) de que se trate. Los permisos de contaminación hídrica pueden indicar largas listas de sustancias y parámetros que deben ser cumplidos. Por lo tanto, no es sorprendente que no haya casos de sistemas transables en contaminación hídrica propiamente tales, sino sólo en relación con sustancias o parámetros individuales (sal, sustancias orgánicas degradadoras del oxígeno y nutrientes). Consecuentemente, en esta sección se presentan los ejemplos prácticos según las diferentes sustancias o parámetros individuales (salinidad, derechos transables de contaminación orgánica, y derechos transables de contaminación de nutrientes).

Los ejemplos presentados son de Estados Unidos y Australia, los cuales han sido las principales regiones que tienen aplicación extensiva de este tipo de instrumento económico para el control de la contaminación hídrica. La descripción de los casos está basada en dos presentaciones anteriores sobre los permisos transables de uso

de aguas realizados por Kraemer y Banholzer (1999), y de Kraemer et al. (2002). Estos estudios han sido actualizados en los casos en que información más reciente ha estado disponible en el contexto de este documento.

4.1 Salinidad Transable

La contaminación por sal en los sistemas de agua dulce afecta la disponibilidad del agua a variados usos, como el riego o agua potable. También puede tener efectos ambientales significativos sobre algunos ecosistemas sensibles que dependen de agua salobre, como en los estuarios. La concentración de iones de sal es relativamente fácil de medir, a través de la conductividad eléctrica del agua. La conductividad no es un indicador de toxicidad específico, ni es un sustituto adecuado de sustancias peligrosas. Es, sin embargo, un parámetro útil para medir la concentración de sales, cuya naturaleza y origen son bastante claros.

La contaminación salina se origina en la industria minera (minas de sal, y también residuos líquidos de minas de carbón, por ejemplo), o en el sector de la energía, en que el enfriamiento a través de la evaporación de agua deja residuos salinos. La contaminación salina puede también ocurrir en forma natural, como resultado de la erosión o disolución natural de depósitos de sales. Cuando las concentraciones salinas (más que las cargas de sal) desencadenan problemas, la dilución en agua dulce puede ser una solución (temporal).

Aunque la contaminación salina alcanza pocas veces niveles donde hay que corregir algo, los ejemplos de casos en donde ha ocurrido son útiles. La contaminación por cloro en el río internacional Rhin, por ejemplo, fue el estímulo para desarrollar el sistema multilateral de los estados ribereños para la gestión de los aspectos económicos y ambientales del río.

Los ejemplos más importantes de transacciones de salinidad vienen de Australia, con el caso de transacción interestatal en la Cuenca Murray-Darling, y el caso en que se buscó una solución más orientada al mercado, en el Río Hunter en el estado de New South Wales. En ambos casos, el objetivo es reducir y “gestionar” la contaminación salina para reducir el daño.

4.1.1 Transacción interestatal de salinidad: el caso de la Cuenca Murray-Darling (Australia)

La transacción de salinidad entró en vigencia en 1992, como parte de la Estrategia para la Salinidad y Drenaje de la Cuenca Murray-Darling, que es administrada por la Comisión para la Cuenca Murray-Darling, comisionada por los Estados de New South Wales, Victoria y South Australia. La transacción interestatal de salinidad se basa en un

sistema de débitos y créditos de sal. Los derechos de contaminación salina no son transados libremente por industrias ni individuos, sino que son transados entre los gobiernos de los estados participantes. Los créditos se ganan por la inversión de capital en obras para el manejo de la sal que entra en el río. Aunque los créditos son transables entre los Estados, generalmente se aplican en cada Estado para contrarrestar los débitos por el drenaje que entra en el sistema fluvial (James, 1997).

La Estrategia de Salinidad y Drenaje ha sido exitosa por cuanto ha logrado una reducción neta de 57 unidades CE (Conductividad eléctrica) en el bajo del río Murray. Sin embargo, a lo largo de los años '90, algunas investigaciones demostraron que la creciente salinidad en la Cuenca amenaza el éxito de la Estrategia. Por lo tanto, una Nueva Estrategia de Gestión de Salinidad de la Cuenca 2001-2015 se ha desarrollado para asegurar el éxito de las próximas medidas contra la salinidad en la Cuenca Murray-Darling. La próxima Estrategia establece una meta para la cuenca, en que participa también Queensland, para la salinidad del río a un nivel de menos de 800 unidades CE durante 95% del tiempo por 15 años en Morgan, South Australia (un estado en el curso inferior). La meta para la última parte del valle es, de hecho, un límite máximo a la contaminación salina. La fecha efectiva para los nuevos acuerdos era el 1º de enero de 2000 (*Murray Darling Basin Ministerial Council, 2000*).

El sistema de créditos por salinidad continúa, pero ahora funciona al nivel de cuenca. Cada gobierno contribuirá con las obras individuales o conjuntas que reducirán la salinidad de los ríos compartidos, ganando así créditos por salinidad. Cualquier obra que reduzca la salinidad en los ríos compartidos, dentro de cualquier Estado, recibirá créditos adicionales para el Estado. Todos los Estados incurrirán en débito sobre la base de deficiencias estimadas en la protección de los ríos compartidos y por acciones específicas, como por drenajes que aumenten la salinidad en los ríos compartidos. La *Murray Darling Basin Commission* mantiene un registro de obras realizadas y sus impactos en términos de débitos y créditos. El impacto sobre la salinidad de cualquier sistema de irrigación propuesto, debe ser compensado con la adquisición de créditos en el registro. El sistema contable de débitos y créditos de salinidad será evaluado después de 2015 (*Murray Darling Basin Ministerial Council, 2000*).

4.1.2 Caso de contaminación salina transable: Río Hunter (Australia)

El Sistema de Salinidad Transable del Río Hunter es el primer sistema activo de transacción de emisiones de Australia. Comenzó a operar en 1995 como proyecto piloto de la Agencia de Protección Ambiental en New South Wales (NSW EPA), y ha sido muy exitoso (NSW EPA

2001 a). El sistema se estableció para resolver una larga y ácida disputa relativa al impacto de las descargas salinas en el Río Hunter.

Según este sistema, todo aquel que descarga está autorizado para hacerlo, pero en un porcentaje específico de la carga salina total permitida, que se calcula en relación con niveles de conductividad. El sistema evolucionó del régimen anteriormente existente sobre licencias de emisiones salinas, y se limitó inicialmente a las minas de carbón y a las generadoras eléctricas de Pacific Power. La experiencia inicial demostró que los niveles de conductividad permanecían dentro de los límites previstos, y hubo pocas transacciones. Los bajos niveles de transacciones se debieron a la falta de certeza sobre las necesidades de largo plazo, las disposiciones para la localización a largo plazo (James, 1997), y la falta de experiencia en el funcionamiento del sistema (NSW EPA 2001 b). Es posible que el mecanismo de transacción, basado solamente en trabajo de oficina, haya inhibido el volumen potencial de transacciones. Así, la NSW EPA desarrolló un sistema de 24 horas *on-line* para transacciones de créditos, de modo de hacer el sistema más fácil y rápido para los poseedores de licencias (NSW EPA 2001 b).

En general, las metas de salinidad (900 niveles UCE en la estación de monitoreo Singleton y 600 UCE en Denman) no han sido excedidas debido a descargas de los participantes desde que se puso en práctica el sistema. Ha habido pocas ocasiones en que la meta ha sido sobrepasada, debido primordialmente a esorrentía de salinidad difusa (NSW EPA, 2001 a). Cabe destacar que el número de ocurrencias en que la meta ha sido excedida bajó de 33% antes de la introducción del sistema al 4% actualmente (NSW EPA 2001 b). El sistema de transacciones opera durante los caudales altos. No se permiten descargas durante los flujos bajos y durante los caudales de inundación se permiten descargas ilimitadas. El Departamento de Conservación de Tierras y Aguas hace una estimación de la descarga total permisible durante los caudales altos de modo que el río se mantenga por debajo de la meta de salinidad.

El sistema transable ha permitido a grandes industrias, como la minería del carbón y la generación eléctrica, descargar agua salina en forma controlada. También así se han reducido significativamente los costos de acumulación o tratamiento en que alternativamente habrían incurrido esas industrias bajo el sistema de manejo de descargas anterior. Ese sistema incluía una estrategia tradicional de dar licencia, requiriendo de las industrias que minimizasen sus descargas, y se mantenía permanentemente una descarga al río de un pequeño volumen de agua salina. Una ventaja considerable de este nuevo sistema es la extensa red de monitoreo, que controla todos los puntos de descarga autorizados (NSW EPA 2001 b).

En 1999 y 2000 aumentó el número de transacciones, a 31 casos durante 2000 (NSW EPA 2001 b). En razón del éxito del sistema durante su fase piloto, la EPA estableció el sistema a través de una nueva legislación específica. La Norma de Protección de las Operaciones de Medio Ambiente (*Protection of the Environment Operations (Hunter River Salinity Trading Scheme) Regulation*), 2002, implementa permanentemente las transacciones piloto existentes, y las coloca en un marco legislativo (NSW EPA 2003). La *Protection of the Environment Operations (Hunter River Salinity Trading Scheme)*.

Regulation 2002 aportó los siguientes elementos principales:

- Creación (re-edición) de mil créditos de salinidad transables de duraciones distintas (2 a 10 años), los que fueron entregados gratuitamente a los participantes con licencia.
- La expiración del 20% de los créditos cada 2 años, y la reasignación de aquellos créditos por remate público, con nueva validez por diez años. Por lo tanto, los mecanismos para la asignación, tenencia y transacción de créditos han cambiado, yendo de asignación de créditos administrativa a una asignación local basada en la tenencia actual (*grandfathering*), seguida por remates de créditos cada dos años. Los remates aseguran que las nuevas industrias podrán entrar al sistema y acceder a créditos.
- Creación de nuevas funciones administrativas: un *Coordinador de Servicios*, responsable por el monitoreo del río, modelamiento y el servicio de Registro del Río; la *EPA*, que provee las licencias, regulaciones, el registro y las transacciones de créditos on-line; el *Hunter River Valley Salinity Trading Scheme Operations Committee*, que es un comité de interesados, que trata con los asuntos operativos corrientes del sistema (NSW EPA, 2003).

El éxito del sistema, diseñado para responder a las características únicas de la zona de influencia del Hunter River, se debe a un número de factores. En primer lugar, se tenía un buen nivel de conocimiento del comportamiento del río por la larga recolección previa de información y modelamiento, lo que fue vital para el diseño de un sistema efectivo. En segundo lugar, el sistema resultó luego de extensa consulta pública y fue probado a fondo en un proyecto piloto de 7 años (1995-2002) antes de ser formalmente incorporado a través de la legislación. También es importante el hecho mismo de que el sistema esté respaldado por la legislación. La EPA creía que beneficios significativos ocurrirían de la nueva regulación, como la certeza de que el sistema continuaría funcionando, lo que da a los inversionistas un mayor horizonte para planificar (NSW EPA, 2001 b). Finalmente, el sistema está respaldado por información actual en tiempos reales, y el sistema de transacción lo está con las mediciones continuas de flujo y salinidad, el expertizaje en modelamiento y el registro diario on-line provisto por el Registro del Río y los Créditos Transables (NSW EPA 2003).

4.2 Transacción de derechos de contaminación orgánica

La contaminación orgánica presenta un aspecto más desafiante dentro de las transacciones de permisos de contaminación hídrica. Esta contaminación consiste en un gran número de sustancias diferentes que contienen carbón, de las que cualquiera puede estar presente en concentraciones bajo los niveles críticos. Estas sustancias pueden originarse en residuos líquidos domésticos (por ej. alcantarillado), y también en efluentes (residuos líquidos) industriales (por ej. la industria de alimentos y bebidas), así como también el drenaje de aguas lluvia. La contaminación orgánica puede ser controlada (pero no eliminada totalmente) a través del tratamiento de aguas. La capacidad de devolver la contaminación a cuerpos de aguas típicamente tiene un impacto significativo en el costo del tratamiento.

Prácticamente toda la contaminación es degradada en forma natural o “metabolizada” por mecanismos biológicos en sistemas naturales de aguas, en que se consume oxígeno en el proceso. Cuando se consume oxígeno, el nivel de oxígeno disuelto en el agua disminuye. En casos extremos, especialmente en los períodos de bajos caudales o en aguas templadas, ésta puede quedar privada de oxígeno hasta tal punto que los peces y otra vida en los ríos y lagos perecen. Este no es un proceso lento, puede muchas veces “golpear” un río como consecuencia de un incidente singular, como un exceso de agua recibida debido a una tormenta. Es vital, por lo tanto, controlar la contaminación total con sustancias consumidoras de oxígeno, y asegurar cantidades suficientes de oxígeno disuelto en las aguas. El ejemplo más abajo se refiere al Fox River en Estados Unidos.

4.2.1 Caso fuentes puntuales orgánicas: Río Fox, Wisconsin (EE.UU.)

El Estado de Wisconsin, en Estados Unidos, estableció el marco legislativo para un mercado operacional de permisos de contaminación hídrica. El Departamento de Recursos Naturales de Wisconsin aprobó las transacciones de derechos a descargar contaminantes en el río Fox ya en 1981. Las fuentes puntuales de contaminación hídrica pueden transar derechos a descargar residuos que aumenten la demanda por oxígeno biológico (DOB). El programa de Wisconsin tenía por objeto darle flexibilidad a las fuentes puntuales, en este caso se trata de plantas de celulosa y plantas municipales de tratamiento de aguas servidas, para cumplir las normas estatales de calidad de agua. Las fuentes que reducen descargas que contienen DOB por debajo de las cantidades permitidas, pueden vender el exceso de reducción a otras fuentes. Las directrices para los efluentes de la planta de celulosa sugieren que se debería incurrir en cuantiosos costos para cumplir con los estrictos límites requeridos por las normas de calidad de agua, debido al gran número de fuentes emisoras concentrados en unas pocas

millas de los cursos de aguas. Aún cuando estudios anteriores señalaron transacciones potencialmente redituables, y que reducían considerablemente los costos (del orden de 7 millones de dólares), hasta la fecha sólo se han materializado dos transacciones (Nishizawa, 2003). De hecho, las directrices para los efluentes parecen ahora haber exagerado los gastos necesarios. No se incurrió en costos adicionales a aquéllos requeridos para cumplir con las necesidades nacionales de las fuentes puntuales (Carlin, 1992; ver también O'Neil, 1983; O'Neil et al., 1983).

Bajo este sistema, el permiso para realizar una transacción será otorgado sólo si quien descarga cumple con ciertos pre-requisitos:

- La planta que adquiere los derechos debe ser nueva o estar en crecimiento, o al menos debe ser incapaz de cumplir con el límite de descarga aunque funcione eficientemente (esta condición busca prohibir actividades que simplemente reduzcan los costos de tratamiento o que sean adquisiciones especulativas)
- Cada empresa tiene que probar que su aumento de contaminación hídrica es necesario
- Los derechos transables tienen que tener al menos un año de vida, pero no pueden sobrepasar la fecha de expiración del permiso de descarga del vendedor.

En un Informe de EPA de 1992, Carlin estima que las transacciones fueron desalentadoras (Carlin, 1992, Págs. 6-29). Indicó tres razones para la limitada actividad:

- Las fuentes emisoras desarrollaron varias alternativas para cumplir, que no estaban contempladas cuando se diseñaron las regulaciones.
- Quedaron cuestiones pendientes respecto a la vulnerabilidad del programa ante los desafíos legales, ya que la *Clean Water Act* (*Ley de Agua Limpia*) no autoriza explícitamente las transacciones (lo que implica incertidumbre respecto de la viabilidad legal de transar los derechos).
- El Estado impuso restricciones severas a la posibilidad de transar de las fuentes (*constrained scope for trading*).

El material escrito sobre la materia sugiere que numerosos requisitos administrativos también han sido sumados al costo de las transacciones y han reducido el incentivo a la participación de los interesados (WHO / UNEP, 1997). David (2003) señala que a lo largo del río Fox hay solamente cinco plantas de celulosa y dos municipios en cada uno de los tres segmentos, lo que es muy poco para que exista un mercado confiable. Más aún, las ganancias potenciales por transacción no eran suficientes, lo que hacía el negocio no atractivo a los operadores.

4.3 Derechos transables de contaminación por nutrientes

La última categoría de contaminantes hídricos transables se refiere a los nutrientes. Los nutrientes (por ej. nitrógeno y fósforo) no son peligrosos en sí mismo para el agua ni para los ecosistemas en medio hídrico. De hecho, son componentes necesarios para la vida de las plantas. Es por ello que se aplican como fertilizantes para aumentar el crecimiento de las plantas. También se encuentran en el sistema de alcantarillado en concentraciones y cargas significativas. Sin embargo, en los cuerpos de aguas estimulan el crecimiento de las algas, las que consumen oxígeno y así pueden provocar la muerte de los peces.

En varios sentidos la lógica de los nutrientes transables es consecuencia de los permisos transables de contaminación orgánica. Sin embargo, como una de las fuentes importantes de los nutrientes transables es la agricultura, se da la conveniencia en este caso para transacciones entre fuentes puntuales y fuentes difusas. En los párrafos siguientes, se presenta como ejemplo de esto el caso del río Hawkesbury-Nepean en New South Wales (Australia). Este ejemplo ilustra la situación en que las “transacciones” (como asignaciones intra-empresa) afectan solamente las fuentes puntuales. Los resultados de los primeros tres años de funcionamiento del programa fueron bastante positivos (NSW EPA, 2001 c).

Se presentan más ejemplos, de los Estados Unidos, incluyendo el de la cuenca Tar-Pamlico en Carolina del Norte (caso de transacciones entre fuentes puntuales que incluye transacciones entre fuentes puntuales y difusas), el caso del Lago Dillon y el de la cuenca Cherry Creek en Colorado (ambos referentes a transacciones entre fuentes puntuales y difusas). El programa descrito de nutrientes transables de Chesapeake Bay es parte de un número de proyectos de efluentes transables que están en desarrollo o en ejecución, de la US EPA y varios Estados.

De hecho, y a pesar del esfuerzo considerable realizado por la US EPA y algunos Estados para implementar el concepto, las emisiones transables a cuerpos de aguas tienen todavía un buen camino que recorrer para llegar a la meta prometida (NCEE, 2001). La EPA en particular, ha liderado el concepto de los efluentes transables, escribiendo un conjunto de directrices para el desarrollo de programas para las transacciones en 1996 (EPA, 1996 a). Se espera que nuevos esfuerzos realizados por la EPA para implementar su hasta ahora poco conocida disposición sobre Cargas Totales Diarias Máximas (CTDM's)⁴ en áreas con daño en su calidad de aguas, aumenten

⁴ Una Carga Total Diaria Máxima (CTDM) debería establecerse por los Estados. Es el proceso, bajo la Ley de Agua Limpia (*Clean Water Act*), que establece la carga máxima de contaminante que un cuerpo de agua puede recibir sin violar las normas de calidad de agua. Una CTDM indica cuánta contaminación puede descargarse en un cuerpo de agua y quién está autorizado a hacerlo. Incluye asignaciones de cargas de contaminantes entre las fuentes: asignaciones de cargas residuales (*waste loads*) para las fuentes puntuales y para las fuentes difusas, cargas provenientes de fuentes naturales, y márgenes de

enormemente el sistema de efluentes transables (NCEE, 2001), de modo de disminuir los costos de cumplimiento de las fuentes afectadas. Las partes que negocian en las transacciones de aguas, lo hacen dentro de los parámetros fijados por la capacidad total de carga determinada bajo el CTDM. Las transacciones pueden darse dentro de los CTDM's a través del desarrollo de asignaciones finales entre las fuentes que participan, o si ya existe un CTDM, a través de la revisión de asignaciones para que estas reflejen los cambios propuestos en su responsabilidad por la reducción de carga individual debida al sistema transable (EPA, 1996). Para incentivar la experimentación con los sistemas transables, la EPA estableció una política de transacciones de calidad de aguas, en 2003 (EPA, 2003). La política aprueba las transacciones de nutrientes y las reducciones de cargas de sedimentos. No es una política normativa, sino que establece objetivos y directrices para el diseño de sistemas.

4.3.1 Caso río Hawkesbury-Nepean (Australia)

Tres plantas de tratamiento de la Corporación Sydney Water (SWC) en el área de South Creek, del río Hawkesbury-Nepean, participan en un sistema de licencia tipo "burbuja" con el fin de obtener mejores resultados ambientales a un menor costo. Los propietarios de las fuentes puntuales dentro de los sistemas tipo burbuja están autorizados a ajustar sus descargas transando partes de sus asignaciones por descarga de nutrientes, siempre que no se exceda el límite total. El sistema de licenciar "burbujas" empezó en 1996, en que la EPA de New South Wales fijó metas de reducción de nutrientes hasta 2004, tanto para el fósforo (83%) como el nitrógeno (50%) (James, 1997). Se trata básicamente de un pequeño sistema auto-sostenido de emisiones transables, que funciona dentro de un fuerte marco regulatorio.

La NSW EPA realizó una evaluación de los primeros tres años de funcionamiento del Sistema (NSW EPA, 2001c). Llegó a la conclusión que la Corporación Sydney Water había cumplido con los límites de carga de tipo "burbuja", junto con lograr reducciones significativas en la descarga de nutrientes. Sin embargo, todavía es muy poco tiempo para extraer conclusiones sobre la respuesta del ambiente a la reducción de descargas, sobre la base de la información disponible por el sistema de monitoreo. Tanto el monitoreo de las descargas de cada planta de tratamiento, como el monitoreo del ambiente son realizados por SWC, para medir el impacto de los nutrientes de South Creek sobre la principal zona de influencia del río. Además, nueva información científica sobre el impacto de los nutrientes sugiere que pudiere haber necesidad de una mayor reducción del nitrógeno.

La posibilidad de incluir fuentes difusas en el sistema tipo burbuja está siendo más considerada, y debería ser más estudiada (NSW EPA,

seguridad para asegurar las metas de calidad de agua (EPA, 1996). Los Estados establecen CTDMs para cada ubicación que no cumpla con las normas de calidad de agua según el marco regulatorio actual.

2001 c). El sistema de licenciar “burbujas” podría proveer una base importante para hacer las transacciones más amplias e incorporar fuentes difusas, si el nuevo trabajo de análisis proveyese de una base para cuantificar los impactos variables de las descargas de fuentes puntuales versus las difusas. Actualmente, las fuentes puntuales y las difusas no se consideran comparables directamente, debido a la dependencia de las descargas difusas en eventos climáticos. Sin embargo, la inclusión de fuentes difusas en “burbuja” podría ser particularmente valiosa si los costos de reducir las descargas difusas fuesen significativamente menores que aquéllos en las fuentes puntuales –después de considerar las tasas apropiadas de transacciones, que reflejaran esos menores impactos -. Adicionalmente, cualquier esfuerzo por incrementar el sistema de burbuja a fuentes difusas debería reconocer el complejo abanico de otras iniciativas, que tienen por objeto resolver problemas de calidad de agua de las fuentes difusas. Tales iniciativas son relativas a la gestión del agua de tormentas y varios procesos para la gestión del área de influencia.

En general, el sistema de licenciar “burbujas” ha sido considerado exitoso porque ha permitido flexibilidad en la planificación de la infraestructura de capital, haciendo posible la inversión en una o dos plantas en lugar de las tres, como habría ocurrido bajo los límites de concentración uniforme. Los ahorros a largo plazo en costos han sido estimados en A\$45,6 millones (o 37%), comparados a los requerimientos de las plantas en las que cada una debiera alcanzar reducciones uniformes (NSW EPA, 2001 c).

4.3.2 Río Tar-Pamlico, Carolina del Norte (Estados Unidos)

La cuenca del Tar-Pamlico fue declarada de “aguas vulnerables (sensibles) a los nutrientes” y por ello se le dio una “burbuja” a la cuenca entera (capacidad de carga de nutrientes colectiva, anual, para 14 fuentes puntuales de descarga de la Asociación de la Cuenca del Tar-Pamlico), para la contaminación por nutrientes en 1989 (Anderson y Snyder, 1997). La Asociación de la Cuenca del Tar-Pamlico administra el sistema y gestiona las transacciones de “acciones” para los límites de emisiones de la “burbuja” entre las fuentes emisoras (los miembros de la Asociación), y con los campesinos que no son miembros que reducen las pérdidas por escurrimiento y reducen colectivamente la emisión de fósforo y nitrógeno al estuario Pamlico. Las fuentes puntuales fueron responsables sólo por el 15 por ciento de la carga total de nutrientes en la cuenca, siendo la mayor parte proveniente de fuentes agrícolas y otras fuentes difusas. Cualquier miembro de la Asociación puede –internamente- reducir nutrientes, transar dentro del grupo, o aportar a un fondo que financia reducciones de fuentes difusas (fondo de fuentes difusas (NPS)). Los fondos generados por los cobros por efluentes se usan para reducir las cargas de nutrientes de fuentes

difusas. Los campesinos de la región reciben un pago por adoptar prácticas que reducen las pérdidas de nutrientes. Las transacciones entre las fuentes emisoras puntuales y difusas representan un rasgo distintivo de los procedimientos de la Asociación (Riggs y Yandle, 1997).

En la Fase I (1991-1994), se le permitió a las fuentes municipales que compensaran las descargas excesivas con créditos de reducción de nutrientes obtenidos a través de contribuciones al fondo del NPS. Las reducciones de nutrientes en la Fase I fueron mayores que las deseadas, debido a las mejoras de bajo costo en la planta municipal de tratamiento de aguas. Vale la pena señalar que el costo estimado de conseguir el mismo nivel de reducciones de nutrientes logrado con la inversión de US\$1 millón en control de contaminación en fuentes difusas, habría sido de US\$7 millones usando la planta de tratamiento de aguas (Great Lakes Trading Network, 2001).

La Fase II del programa estará vigente hasta diciembre de 2004. Se estima un 30% de reducción de nutrientes. Un componente principal de la Fase II es la restauración de humedales y la identificación de áreas de gran contaminación difusa, para definir las prioridades de acción. Dos signatarios de la Fase I del programa, el Fondo de Defensa Ambiental y la Fundación Río Pamlico-Tar, no avalaron la Fase II porque no estaban convencidos de la capacidad del programa de afectar las fuentes contaminantes difusas y los límites máximos de nutrientes para las fuentes puntuales (EPA, 1996 b).

Según el Programa de Nutrientes Transables de la Cuenca Tar-Pamlico, las transacciones entre fuentes puntuales ha ocurrido en la Fase I y continúa en la Fase II, permitiendo que las fuentes puntuales optimicen el costo de lograr el límite máximo de nutrientes establecido para la Asociación. Hasta la fecha, las transacciones entre fuentes puntuales y difusas han ocurrido también por montos sobre US\$750.000 (Great Lakes Trading Network, 2001).

Aún cuando hasta ahora no hay materiales escritos con una evaluación profunda del sistema transable del Tar-Pamlico, es ciertamente uno de los programas en Estados Unidos de los que más se habla, y es considerado en general un éxito. No obstante ello, las discusiones sobre la Fase II han mostrado problemas potenciales de las transacciones para las fuentes de contaminación difusas. Podría valer la pena evaluar en mayor profundidad el éxito del instrumento específico de permisos transables comparando los resultados de éstos con los resultados (y los costos) potenciales de instrumentos alternativos de reducción de la contaminación en la Cuenca Tar-Pamlico (Kraemer et al., 2002). Según Nishizawa (2003), el caso Tar-Pamlico ha demostrado además que si un programa de transacciones incorpora efectivamente las instituciones existentes, como los distritos de conservación de suelos y programas agrícolas de costos

compartidos, los costos administrativos y por transacción pueden ser rebajados significativamente.

4.3.3 Lago Dillon, Colorado (Estados Unidos)

El lago Dillon, en el Condado de Summit en Colorado, una atracción turística y fuente importante de agua para Denver, ha estado bajo gran presión de parte de las fuentes emisoras de fósforo. Descargan al lago cuatro plantas municipales de tratamiento de aguas, 16 plantas de tratamiento menores, una planta industrial y varias fuentes difusas. Las pérdidas por escorrentía de áreas urbanas y centros de ski forman el grueso de las fuentes difusas de fósforo, junto a algunos sistemas sépticos mal gestionados (EPA, 1996 b). A raíz de esta situación, un grupo de interesados preocupados por el problema formó el Club del Fósforo. El Club del Fósforo propuso una innovadora estrategia llamada la “burbuja” Dillon, que estableció el primer programa de transacciones en los Estados Unidos (Apogee Research, Inc., 1992). Después de haberse asignado los derechos anuales de descarga a cada fuente emisora, se han permitido las transacciones entre las fuentes emisoras de fósforo, puntuales y difusas, alrededor del lago Dillon, desde 1984. Las reducciones se transaron solamente para cargas puntuales en razón de dos a uno, debido a la incertidumbre respecto al control de los créditos de las fuentes difusas por reducciones en los contaminantes difusos. Esto significa que una fuente puntual tenía que reducir dos toneladas de fuentes difusas (existentes antes de 1984) antes de poder aumentar sus propias emisiones en una tonelada. En términos económicos, esta transacción puede aún ser atractiva para la fuente emisora: el costo marginal de remover una libra de fósforo por el tratamiento de las aguas se estima en US\$860.-, mientras el costo promedio del control de las fuentes difusas es US\$119 (Carlin, 1992). Por esta razón, las instalaciones municipales pueden obtener una reducción de los créditos de fósforo financiando controles que reduzcan las cargas de fósforo de las fuentes urbanas existentes.

Hasta 1988 la autoridad administrativa de la cuenca aprobó que no hubiera transacciones, ya que las cargas críticas no se excedían (Carlin, 1992). Pocas transacciones se habían realizado hasta fines de 1996, entre fuentes puntuales y difusas. El programa de emisiones transables de fósforo del lago Dillon ha sido reformulado para mantener fiscalización y transacciones equitativas entre las fuentes puntuales y difusas. Las nuevas fuentes difusas deberán compensar a las ya existentes por todas sus emisiones, en una razón de 1:1 (uno a uno). La visión de gestión cooperativa que surgió del desarrollo de la opción favorable al programa de transacciones, es considerada por muchos involucrados en el tema como la razón del éxito del lago Dillon en mantener una excelente calidad de agua. Cuando se transa entre fuentes puntuales y difusas, los permisos de descarga de las fuentes puntuales incluyen la información sobre el total de crédito en el registro, los requisitos específicos de construcción para el control

de las fuentes difusas, y también el monitoreo, los reportes, y la aplicación de buenas prácticas en la gestión de las fuentes difusas (BMP) (EPA, 1996 b). El programa de transacciones del lago Dillon es coordinado por el Comité de Calidad de Aguas del Condado Summit (Summit County Water Quality Committee), el cual distribuye los créditos de fósforo, identifica los proyectos BMP potenciales, y asegura la implementación del monitoreo y de los programas de reducción de la contaminación de las fuentes difusas, como por ejemplo que los pozos sépticos estén cubiertos.

Las transacciones han sido muy lentas debido al lento crecimiento de la población y a una recesión en la región. Más aún, las plantas de tratamiento de aguas han empleado métodos para el control del fósforo más baratos que los previstos anteriormente. Sin embargo, se piensa que en el futuro las oportunidades para mayor control en las plantas de tratamiento serán limitadas, y el crecimiento de la población pareciera ser un hecho, lo que permite concluir que es probable que haya mayor número de transacciones. (NCEE, 2001).

4.3.4 Cherry Creek, Colorado (Estados Unidos)

El embalse de Cherry Creek, cerca de Denver es un área importante de recreación y fuente de agua. En 1984 se fijó una norma de fósforo para el embalse, así como una Carga Diaria Total Máxima (CTDM) (EPA, 1996 b) para impedir la eutroficación y mantener las normas de calidad de aguas establecidas en la Comisión de Calidad de Aguas de Colorado. El programa de transacciones de Cherry Creek permite a algunos contaminadores de fuentes puntuales ganar créditos por reducción del fósforo a través del control de las descargas de fósforo de fuentes difusas (Carlin, 1992). El CTDM puso como requisito a las fuentes difusas urbanas que reduzcan las cargas de fósforo implementando buenas prácticas de manejo. Las fuentes difusas, sin embargo, que son aproximadamente el 80% de la carga de fósforo de la cuenca, tienen que reducir su carga en un 50% por sí mismas, y sólo las reducciones más allá de estos requerimientos de reducción pueden ser consideradas para ser transadas (Great Lakes Trading Network, 2001).

La Autoridad tiene, inicialmente, la posibilidad de involucrarse en dos tipos de transacciones: las de créditos por reducción de fósforo generada a través de proyectos de la autoridad para mejoramiento de la calidad de agua, y las transacciones de créditos generadas a través de proyectos privados. Más específicamente, la Autoridad tiene cuatro proyectos completos de mejoramiento de la calidad del agua de fuentes difusas, que generan reducción del fósforo bajo el programa de transacciones. Los créditos provenientes de los proyectos de la Autoridad son colocados en un *Pool* de Transacciones para ser transferidos a fuentes emisoras individuales. La Autoridad también evalúa proyectos privados similares y asigna créditos a los privados de la misma manera. Todos los créditos son cuantificados a través del

monitoreo directo de la calidad del agua. Las fuentes emisoras pueden comprar créditos del Pool de Transacciones si cumplen ciertos requisitos. Deberían, por ejemplo, demostrar la necesidad del postulante de una asignación de fósforo mayor, su instalación para tratamiento de residuos hídricos debería funcionar y seguir funcionando de modo de obtener los niveles de fósforo esperados, y deberían cumplir con los límites existentes para los efluentes. La Autoridad misma transfiere los créditos a las fuentes emisoras desde el pool de transacciones en el largo plazo, pero no entrega la propiedad de los créditos en estas transferencias (EPA, 1996 b).

Para la coherencia con el plan establecido por la Autoridad de Calidad de Aguas de la Cuenca de Cherry Creek se requiere desarrollo y uso de crédito. Se está revisando el programa de transacciones de Cherry Creek para reflejar las asignaciones primarias según un CTDM actualizado (Great Lakes Trading Network, 2001). Hasta la fecha no ha habido necesidad de realizar transacciones en Cherry Creek ya que los efluentes de fósforos están aún por debajo de los límites permitidos. Los créditos estarán disponibles cuando el crecimiento económico regional exija que las instalaciones de tratamiento de aguas reduzcan los niveles de fósforo (NCEE, 2001).

4.3.5 Chesapeake Bay (Estados Unidos)

Chesapeake Bay es el sistema de estuario más grande de Estados Unidos. A principios de los años 1980, en una investigación realizada por la EPA de Estados Unidos se reveló que un gran problema de la bahía era que había bajos niveles de oxígeno debido al enriquecimiento de nutrientes, y que el estuario requería un esfuerzo colectivo de restauración. Así, la US EPA, los Estados de Maryland, Virginia, Pennsylvania, el Distrito de Columbia, y la Comisión de Chesapeake Bay firmaron el Acuerdo Chesapeake Bay, en 1987. Según este Acuerdo, se necesita reducir un 40% de los nutrientes en la bahía, respecto a niveles de 1985, para restaurar su salud al año 2000 (Wiedeman, 2001). Nuevos compromisos de restauración se adoptaron según el acuerdo Chesapeake Bay 2000, que apuntan a sacar la bahía y su zona intermareal de la lista de cuerpos de agua dañados por los nutrientes antes del año 2010. Este objetivo requeriría reducciones en los nutrientes muy superiores a la meta del 40% respecto a 1987. Entretanto, se podría esperar un crecimiento de la carga de nutrientes por el aumento en el flujo de alcantarillado y las escorrentías de contaminantes producidas por el nuevo desarrollo. Si estas metas no se han cumplido en la fecha límite, comenzará un TDML para toda la cuenca (un sistema de manejo de la calidad de aguas más estricto) (Nishizawa, 2003).

Las transacciones para mantener las emisiones bajo el límite superior son consideradas una estrategia significativa para Chesapeake Bay. Algunas jurisdicciones de la bahía comenzaron incluso a explorar la idea de transar entre ellas. La legislatura de Virginia decretó la

Virginia Water Quality Improvement Act (Ley de Mejoramiento de la Calidad de Agua en Virginia) en 1998, que contiene una cláusula que requiere que se explore el sistema de transacciones como medio de manejo de nutrientes (Wiedeman, 2001). Otros Estados analizaron el mercado de transacciones (Maryland) y consideraron proyectos piloto (Pennsylvania) (Nishizawa, 2003).

En 1998, el Programa Chesapeake Bay formó el Equipo de Negociación de Transacciones (Nutrient Trading Negotiation Team), para probar el sistema en la bahía. El equipo tuvo que examinar conceptualmente las transacciones en la bahía y desarrolló las pautas para transar de modo de apoyar los Estados en el desarrollo voluntario de programas de transacciones de nutrientes del Estado específicamente. El Equipo Negociador se enfocó principalmente en los seis elementos siguientes, que son fundamentales para la red de transacciones: las metas de reducción de nutrientes, la elegibilidad de créditos a ser transados, administración de transacciones, responsabilidad, indicadores para evaluación del sistema, e involucramiento de los interesados (Wiedeman, 2001). Según los principios fundamentales de las transacciones que formuló el Equipo, se permitirán transacciones sólo dentro de cada tributario mayor de la bahía entre los Estados signatarios del Acuerdo de la Bahía de 1987, y también los Estados no signatarios si son coherentes con las pautas para transar (Nutrient Trading Negotiation Team, 2001). El programa de transacción de nutrientes también debería ser coherente con las metas de reducción del Programa Chesapeake Bay, o sea, la reducción de 40%. Para lograrlo, las transacciones deberían permitirse sólo entre fuentes “similares” hasta que la meta de reducir en 40% se haya logrado. Esto significa que no es permitido transar entre fuentes puntuales y difusas. Sin embargo, una vez que se ha logrado la meta, éste sí será permitido, y puede ser útil en la mantención de la meta alcanzada. El programa debería fijar asignaciones específicas de carga de nutrientes para cada tributario mayor a la Bahía, una línea de base y un límite máximo, y también los permisos concedidos a las fuentes puntuales y difusas. Las últimas Pautas para la Transacción de Nutrientes de 2001 están disponibles para el uso de los Estados en términos voluntarios para diseñar sus propios programas de transacciones (Wiedeman, 2001). Se estima que muchas fuentes fijas podrán generar créditos para transar, ya que hay 347 plantas de tratamiento de aguas provenientes de fuentes puntuales en la zona de la Bahía. Cada transacción debería resultar en la reducción neta en la carga de nutrientes, y además mantener el límite máximo de nutrientes del tributario. No se permiten impactos en la calidad de agua local como resultado del sistema de transacciones. Una fuente puede recibir créditos por la reducción en nutrientes a través de la operación de una instalación o la implementación de un BMP (Nutrient Trading Negotiation Team, 2001).

En cuanto a la administración, cada Estado sería responsable por la supervisión del programa y la administración diaria (certificación,

registro, monitoreo, evaluación). Se debe establecer una oficina coordinadora central en cada Estado para administrar las transacciones. Éstas deberían, además, ser reguladas por una regulación general del Estado, bajo la ley de calidad de agua del Estado y se debería promover la participación ciudadana antes de la realización de la transacción (Nutrient Trading Negotiation Team, 2001).

La experiencia del Programa de la Chesapeake Bay demostró que la participación ciudadana y la de los interesados son clave para lograr consenso general en los programas de transacciones. En el contexto del Programa Chesapeake Bay, se realizó un largo proceso de negociación para desarrollar pautas y principios para las transacciones de nutrientes, acompañado de una serie de talleres ciudadanos para explicar y discutir los principios propuestos (Nishizawa, 2003).

5. LECCIONES APRENDIDAS SOBRE LOS DERECHOS TRANSABLES DE CONTAMINACIÓN HÍDRICA

Esta sección intenta extraer algunas lecciones generales, producto de la experiencia internacional presentada en este documento, sobre los derechos transables de contaminación hídrica (en temas de salinidad, contaminación orgánica y nutrientes).

Como resulta evidente de los ejemplos presentados anteriormente sobre derechos transables de contaminación hídrica, de hecho se han efectuado transacciones referidas solamente a contaminación por una sola sustancia química, o (en el caso de la conductividad eléctrica) un parámetro físico único. Esto no significa que se transa solamente derechos de contaminación por sustancias idénticas, ya que los parámetros que se usan se refieren frecuentemente a clases de sustancias, como sales solubles o sustancias oxidadas por procesos bioquímicos. Sin embargo, en el caso de la contaminación por nutrientes, los objetos de transacción son sustancias o elementos únicos (por ejemplo, cargas de fósforo).

La experiencia con la transacción de salinidad hasta ahora ha sido algo limitada, y los ejemplos más sobresalientes están en Australia. Los ejemplos demuestran que el sistema de transacciones está muy relacionado con las estrategias y sistemas de gestión ambiental tradicionales. Una buena comprensión científica de los asuntos en cuestión ha ayudado en este caso a establecer sistemas de transacciones. Estas son facilitadas por el hecho de que la contaminación salina puede medirse en forma relativamente fácil, y de manera continua. En efecto, el monitoreo del comportamiento de los participantes en el mercado es relativamente barato. Más aún, los ejemplos prácticos expuestos pueden ser útiles para diseñar sistemas de permisos transables para otros contaminantes importantes, en los

cuales un análisis continuo puede ser posible como en el caso de la salinidad.

La experiencia con el sistema de transacciones no ha sido muy alentadora hasta ahora en el caso de la contaminación orgánica, como ha sido ilustrado en el caso del río Fox, en Estados Unidos. Sin embargo, parece que esto se debe en gran medida a la falta de comprensión de las tecnologías (y sus costos) para la reducción de la contaminación que había cuando se estableció el sistema de permisos transables (Kraemer y Banholzer, 1999). No obstante ello, los permisos transables para la contaminación orgánica podrían crear incentivos para que las fuentes emisoras identifiquen nuevas posibilidades de reducción que no sean aparentes a los reguladores de comando y control, y que por lo tanto no sean alcanzables dentro del marco regulatorio existente (Smith, 1999).

En relación con las transacciones de nutrientes, la experiencia ha sido muy exitosa con el marco conceptual de una “burbuja” sobre las fuentes puntuales. En ese contexto, y dado que la reducción de nutrientes es en gran medida dependiente de inversiones abiertas en sistemas de tratamiento, el sistema de transacciones pasa a ser una herramienta para la asignación y optimización de inversiones. El sistema de permisos transables de contaminación por nutrientes está apuntalado por regímenes regulatorios fuertes (y pre-existentes), que proporcionan el marco de acción, incluyendo sanciones a individuos por fallas generales en la reducción de la contaminación.

En los ejemplos entregados en este documento, los nutrientes no son normalmente un problema de contaminación de poca duración o de un ámbito local. Es así porque los niveles en los efluentes y las aguas receptoras iniciales han sido generalmente ya reducidos a niveles en donde no se producen efectos inmediatos. En cambio, a menudo tienen efecto en distancias largas (como estuarios o cuencas marinas lejanas del punto de emisión promedio, por ej. Chesapeake Bay), o afectan la calidad de los cuerpos de aguas en el largo plazo, como en los lagos cuyas aguas se usan para agua potable (por ej. el lago Dillon). Debido a esto, los nutrientes son un foco de la gestión de la calidad hídrica, y pueden incluso ser un campo muy interesante al cual aplicarle en el futuro los permisos transables.

En el contexto de las transacciones de nutrientes, también hay posibilidades de transacciones entre fuentes puntuales y difusas. Resulta obvio por los casos presentados –aunque este tipo de transacción (puntual - difusa) requiere de mayor investigación–, que el sistema se está usando cada vez más y se sigue promoviendo. Las medidas de protección ambiental han logrado reducir la contaminación de fuentes puntuales en muchos países donde la contaminación difusa está aumentando su importancia. Como resultado de ello, las transacciones de contaminación puntual y difusa se ofrecen ahora como medidas potenciales de políticas,

especialmente desde que la reducción de la contaminación difusa tiene frecuentemente más rentabilidad en términos de objetivos de calidad, que la inversión adicional en el control de las fuentes fijas (por ej. el caso de Tar-Pamlico). Sin embargo, observando la experiencia relevante en los EE.UU, el desarrollo de las emisiones transables para el control de nutrientes ha tenido resultados contradictorios, en parte debido a las dificultades en resolver la contaminación de las fuentes difusas. Las dificultades para el control de la contaminación difusa a través del sistema de transacciones surgen de la necesidad de considerar otros complejos asuntos en el diseño del sistema. Los problemas aparecen a través de la incertidumbre al estimar y monitorear las cargas de fuentes difusas, y también porque no se puede comparar la contaminación de fuentes puntuales y difusas porque las emisiones difusas pueden depender de factores del clima, por ejemplo (Kraemer et al., 2002). Para resolver el problema de incertidumbre con reducción de los nutrientes de las fuentes difusas, una tasa de transabilidad (*trading ratio*) o factor de descuento, se aplica comúnmente a las reducciones de fuentes difusas, como en el caso del lago Dillon, en Colorado.

Las lecciones aprendidas aquí se basan en los ejemplos seleccionados del campo internacional, y deberían ser considerados dentro del contexto regulatorio institucional existente en los países en cuestión, por ej. EE.UU. y Australia. Ambos países tenían un régimen regulatorio para el control de la contaminación hídrica ya funcionando antes de la introducción del sistema de transacciones. Se debería tener en cuenta que el contexto (institucional y normativo) puede ser distinto en otros países o regiones en donde se consideren sistemas de transacciones. Por esta razón, se debería prestar atención no sólo a la experiencia con los sistemas de transacciones *per se*, sino que también a las condiciones existentes, que pueden haber facilitado o impedido las transacciones. Las secciones restantes de este documento discuten en mayor profundidad las estrategias y los factores relevantes para la introducción de sistemas de permisos transables.

6. LA APLICACIÓN DE LOS DERECHOS TRANSABLES DE CONTAMINACIÓN EN LA GESTIÓN DEL AGUA

6.1 Estrategias para la introducción de sistemas de derechos de contaminación transables

La OECD (2001) discute a fondo los principales asuntos que surgen cuando se diseña un sistema de permisos transables para recursos naturales en un país. El lector que requiera información sobre el diseño general e implementación del sistema de permisos transables para la gestión ambiental, debe referirse a dicho estudio, el que entre otras cosas, indica los parámetros y variables que se les recomienda considerar a los decisores administrativos y políticos. Esta sección

está centrada en la especificidad del sistema de transacciones de la contaminación hídrica, basada en el marco general para el diseño e implementación de permisos transables. En esta sección se discuten los asuntos más importantes que deben ser considerados para la introducción de los derechos transables de contaminación hídrica y los aspectos normativos relevantes.

La experiencia enseña que debería haber un sistema de control de la contaminación hídrica funcionando antes de introducir un mercado de permisos de contaminación transables. Un sistema existente puede estar basado en instrumentos de comando y control u otros instrumentos de mercado “menos sofisticados”, como los cobros. Un sistema existente y funcionando implica que haya un sistema de monitoreo establecido y que pueda proporcionar información confiable sobre cargas de contaminación, lo que es esencial también para las transacciones. Además de un buen monitoreo, se debe cobrar multas caras y en forma inmediata por incumplimiento. En un sistema de transacciones, los participantes comprarán los derechos si constatan que la violación de los derechos es una alternativa más cara.

Más aún, las estrategias y secuencias para la introducción y promoción de transacciones para controlar la contaminación hídrica puede ser diseñada usando varias “mezclas de instrumentos”. En realidad, se necesita compatibilidad y coexistencia entre los permisos transables y los instrumentos regulatorios existentes, para superar las variadas formas de oposición que las políticas innovadoras pudiesen enfrentar (Smith, 1999). Los temas de compatibilidad y coexistencia de instrumentos se discuten a fondo en la sección 6.3.1.

En términos generales, se deben discutir varios elementos y factores durante la fase de planificación de un programa de derechos de contaminación transables. En particular, se deben discutir los tipos de contaminantes que pueden ser transados, el alcance geográfico del sistema, los criterios de elegibilidad para los participantes en el sistema, los tipos de transacciones deseados (incluyendo fuentes puntuales y no puntuales), y las posibles tasas de transacciones que podrían ser apropiadas en caso que las fuentes difusas sean incluidas en el sistema (Nishizawa, 2003). Podría ser muy útil -para adquirir experiencia y funcionar en todos los asuntos relevantes a nivel nacional-, tener una fase piloto para probar el sistema de transacciones.

El primer paso para la introducción real de los permisos de emisión transables sería pasar de controles tecnológicos de contaminación hídrica (que hoy son raros), a los controles de emisiones. Al mismo tiempo, los permisos de uso de aguas deberían estar vinculados a objetivos de calidad ambiental, y los permisos de contaminación hídrica deberían estar basados en cargas en vez de concentraciones. Se debe cuidar, sin embargo, de proteger el ambiente hídrico y otros usuarios del agua de los efectos agudos de la concentración excesiva

de contaminantes debidos a uso crítico (*“hot spots”*). El primer paso requiere que se monten controles efectivos sobre la cantidad y calidad de las descargas de efluentes, y sobre las aguas receptoras mismas. El sistema de monitoreo debería diseñarse para proporcionar información de una calidad tal que pueda usarse en los tribunales para la resolución de cualquier conflicto que surja del uso (o abuso) de los derechos transables de contaminación hídrica (Kraemer y Bahnholzer, 1999). Los reguladores deben proporcionar garantías que aseguren que la calidad ambiental general se mantiene o mejora, a medida que conservan la flexibilidad necesaria para la transacción de contaminantes. Para evitar áreas puntuales altamente degradadas los programas de transacciones deben considerar la ubicación de socios potenciales en el área, el tamaño de la cuenca donde se harán las transacciones, el historial de cumplimiento de los participantes y los asuntos de fiscalización y monitoreo (National Wildlife Federation, 1999).

Un segundo paso necesita la definición de derechos transables, la que puede variar según los distintos tipos de contaminación. Si el sistema requiere que se midan las emisiones, las condiciones bajo las cuales se hacen estas mediciones deben ser definidos y normados. Si los niveles de emisiones de firmas individuales son ya monitoreados en el contexto de la fiscalización regulada, puede ser posible adaptar los procedimientos de medición existentes para la introducción de un sistema de transacciones (Smith, 1999). Desde una perspectiva regulatoria, es habitual establecer un límite máximo, o tope, a las emisiones totales de un conjunto definido de fuentes, lo que permite a los participantes alcanzar el tope por la vía de mecanismos de mercado. El establecimiento de un máximo de contaminación puede ser el primer paso para desarrollar un programa de transacciones; el tope máximo, entonces, refleja la cantidad máxima de contaminación que el sistema puede absorber con seguridad.

Una vez que se hayan definido los derechos transables, se requiere darles una asignación inicial, por lo tanto se necesita establecer un mecanismo de asignaciones. La definición y asignación de derechos transables debe tomar en consideración la economía del uso del agua y control de la contaminación, y anticipar las reacciones de los usuarios al establecimiento de un sistema de permisos transables. El sistema debería diseñarse de modo de involucrar un número suficiente de compradores y vendedores potenciales. También debe haber espacio y oportunidades suficientes para corregir errores y “afinar” la asignación de derechos, así como las reglas que regirán las transacciones. Más aún, el papel de los reguladores ambientales y de mercado requiere ser definido, y se deben establecer las reglas para la fiscalización y las sanciones. En caso de que se incluyan las fuentes difusas, se deberían superar primero las dificultades de fiscalización y monitoreo de las fuentes difusas, antes de proceder a las transacciones en gran escala. En la mayoría de los casos no hay regulación para fuentes difusas, y por lo tanto no hay una línea de

base clara contra la cual medir las reducciones de emisiones, ni existe cabal comprensión sobre cómo controlar, fiscalizar y evaluar estas actividades contaminantes (Boyd et al., 2003). Si se incluyen las fuentes difusas en el sistema, los reguladores deben considerar la incertidumbre que se produce en el grupo que participa; se pueden aprender las lecciones del caso del lago Dillon, donde se introdujo una tasa entre fuentes puntuales y difusas (una fuente puntual tenía que reducir dos toneladas proveniente de fuentes difusas antes de poder aumentar su propia emisión en una tonelada).

Una vez que un sistema de permisos transables está en funcionamiento, se debe evaluar periódicamente la continuidad de capacidad de respuesta a los requisitos ambientales y de recursos, incluyendo su capacidad de respuesta efectiva a los nuevos (emergentes) desafíos. El sistema debería ser también adaptable para responder por los cambios en los límites del sistema, como la expansión de la cobertura territorial y el surgimiento de efectos imprevistos a distancias mayores (Kraemer y Bahnholzer, 1999). Sin embargo, se necesita considerar que no es aconsejable hacer cambios inesperadamente en las reglas del juego, para garantizar la seguridad para los derechos transables, y por lo mismo para la voluntad de participar en el sistema. Es aconsejable evitar cambios en las reglas de algún modo que pudiese amenazar las inversiones ya realizadas o pudiese extensivamente poner en duda el valor de los permisos. Como parte de un compromiso entre la seguridad de los permisos y la adaptabilidad del programa, se propone especificar de antemano las condiciones bajo las cuales las reglas del juego pueden cambiarse en términos de plazos, cambios en los límites máximos y líneas de base, y las reglas para la asignación de derechos o una extensión del sistema (OECD, 2001).

También es importante que se hagan muy claras desde el comienzo del sistema las “reglas de sentido común” (*ground rules*), sobre la relación entre transacciones y límites regulatorios. De otro modo, los participantes potenciales pueden desalentarse por temor a que las transacciones pudiesen afectar el tratamiento subsecuente dado por las autoridades regulatorias (por ejemplo, en el caso del río Fox, la relación entre transacciones y límites regulatorios no fue suficientemente claro al comienzo del sistema) (Smith, 1999).

6.2 Oportunidades y limitaciones

Además de las estrategias de introducción de los derechos transables para el control de la contaminación hídrica, esta sección enfatiza los factores que pueden favorecer o impedir la introducción de los sistemas de derechos transables de contaminación. En parte, se hará referencia a la experiencia de los estudios de casos presentados en la sección 4.

Entre los factores clave que favorecen el sistema de transacciones tenemos:

- La seguridad y aceptación de los derechos de emisión y las reglas para las transacciones que les acompañan, que son vistos, junto a un sistema administrativo y legal efectivo, como pre-requisito para un sistema de transacciones que funcione. La seguridad que el sistema continuará funcionando puede ser promovida a través del establecimiento legal de un esquema u otra forma de marco estable y reglas del juego. Es especialmente aconsejable que se eviten los cambios a las reglas de modo de amenazar las inversiones ya hechas o que pudiese cambiar extensivamente el valor de los permisos.
- El monitoreo y la información confiable son parte de una sólida base para transar, por varias razones, que incluyen los mecanismos de fiscalización, la información para la resolución de conflictos, y la facilitación de las transacciones y la evaluación del programa.
- Unidades de transacción claramente definidas han demostrado ser importantes para establecer y gestionar un programa de derechos de emisiones transables.
- Una completa fase piloto para probar las reglas y condiciones de un sistema como tener la oportunidad de consultar con participantes potenciales, puede ser vital para la aceptabilidad y éxito del sistema (ver el caso de las transacciones de salinidad en el río Hunter, en Australia).
- La comprensión sólida de los factores de la contaminación y el comportamiento del área en cuestión han contribuido al funcionamiento de sistemas muy exitosos relativos a la contaminación hídrica, hasta ahora.
- El sistema de transacciones puede ser estimulado cuando las ventajas del mercado son obvias para los participantes. Por ejemplo, el control de las fuentes difusas es significativamente más barato que el de las fuentes puntuales. Las puntuales pueden pagarles, de este modo, a las fuentes difusas (control más barato) para que reduzcan la contaminación hídrica.

Por otra parte, un cierto número de factores inhibe las transacciones, para el establecimiento de regímenes de permisos transables en la gestión del agua:

- Numerosos requisitos administrativos, largos procedimientos de aprobación y restricciones comerciales pueden reducir la voluntad de implementar el sistema.
- Puede haber obstáculos técnicos para el establecimiento de transacciones para el control de la contaminación hídrica cuando hay un conocimiento insuficiente sobre el comportamiento y los cambios en la carga contaminante del sistema hídrico en cuestión.
- La incertidumbre sobre la viabilidad legal de los “derechos” creada por los permisos de emisión transables (ver caso del río Fox y el

desafío legal a las transacciones cuando se compara con la Ley de Agua Limpia (*Clean Water Act*). Por ejemplo, puede no ser claro cuán compatible sea la extensión de las reasignaciones de emisiones de contaminantes a través de las transacciones con respecto a otra legislación existente.

- Los efectos de la contaminación hídrica no son independientes del lugar y el momento en que se usa el agua. Cualquier transacción que cambia el uso del agua en el espacio o en el tiempo tiene que hacerse cargo de las consecuencias de ello en otros usuarios o en el ecosistema. Las transacciones de derechos de contaminación podrían tener como consecuencia los llamados “puntos críticos” de contaminación. Aún cuando esto no significa que el sistema sea una propuesta imposible, en algunos casos podría constituirse en una restricción considerable.
- Las transacciones de aguas para el control de la contaminación hídrica y también para extracción de aguas pueden hacerse solamente dentro de ciertas zonas geográficas restringidas, que tienen una importancia ecológica e institucional común, como por ejemplo cuencas aledañas reguladas por instituciones relevantes apropiadas.

La importancia relativa y las consecuencias de todo lo anterior deben ser evaluadas caso a caso, cuando se examinan las transacciones existentes o cuando se contempla la posibilidad de instalar un sistema de permisos transables.

6.3 Compatibilidad de los sistemas de permisos de contaminación transables con mezclas de instrumentos

La protección y la gestión de los recursos hídricos en la mayoría de los casos involucran el uso de diversas mezclas de instrumentos. Esta sección explora en qué medida los derechos transables de contaminación son compatibles con otros instrumentos importantes para la gestión hídrica (por ej. Impuestos y cobros, o principios establecidos de política ambiental) y cómo pueden los sistemas de monitoreo y fiscalización existentes, basados en gran medida en las discusiones sobre el tema de Kraemer y Bahnholzer (1999), integrarse en la gestión del agua.

6.3.1 Compatibilidad con impuestos y cobros

Los impuestos y los cobros a la contaminación hídrica son instrumentos muy usados en las políticas de protección y gestión del recurso hídrico. Además, normalmente también existen cobros por servicios de agua, especialmente el abastecimiento de aguas (incluyendo el almacenamiento) y servicio de alcantarillado. Los impuestos o cobros por contaminación hídrica se basan normalmente en los contaminantes contenidos en los efluentes que llegan al ambiente hídrico.

Uno de los problemas con los sistemas de permisos transables en la gestión de las aguas es que, en algunos casos, los propietarios de los derechos no tienen conciencia de sus derechos, o no están dispuestos a transarlos. Imponer un impuesto o cobro por derechos de aguas no utilizados puede alentar efectivamente a los propietarios a vender sus derechos de aguas que no han sido usados. Otros efectos positivos que puede tener la combinación de permisos transables con impuestos o cobros son:

- Puede ayudar a los propietarios no utilizados de derechos a aprender sobre los derechos que poseen, reduciendo así el costo de entrar al mercado.
- Puede agregar un costo al negocio bancario especulativo de derechos, con los riesgos que les acompañan para la protección del recurso hídrico y su gestión en el tiempo. Podría tener consecuencias positivas para la aceptación de los sistemas de permisos transables.
- Puede ganar una renta ambiental (o de recursos) que pueda ser empleada en realizar funciones de gestión hídrica de interés público, corrigiendo de este modo externalidades persistentes ambientales o de recursos.
- Puede inducir a los propietarios de derechos a considerar si necesitan la totalidad del derecho, o sólo parte de él. Así, puede interesarse a colocar fracciones de sus derechos en el mercado. Esto podría bajar la cantidad mínima (y el valor) de las transacciones y apoyar la formación de precios marginales (formación de mercado).
- Al imponer un costo a la diferencia entre el número de derechos poseídos y su uso real, los impuestos y cobros pueden colocar un incentivo adicional para reducir la contaminación, ya que cualquier derecho que no se use tiene un precio. De este modo, la combinación de derechos transables e impuestos y cobros puede estimular la innovación e incluso facilitar la recuperación de derechos no usados para nuevos remates (así reduciendo aún más las barreras al acceso a los derechos).

Si los impuestos y cobros son aplicados en combinación con normas ambientales expresadas en valores límites para concentraciones o cargas de contaminantes, tienen un efecto significativo de construcción de capacidades tanto dentro de las instituciones de fiscalización ambiental como en las fuentes de emisión (Kraemer, 1995 c). Este efecto se debe principalmente a la necesidad de información requerida por los instrumentos económicos y la función de incentivar. Por lo anteriormente dicho, pareciera plausible concluir que

los sistemas de permisos transables combinados con impuestos o cobros pueden reforzarse mutuamente.

6.3.2 Compatibilidad con objetivos de calidad ambiental (OCA)

Los objetivos de calidad ambiental (OCA) son unos de los instrumentos más usados en la protección y gestión del recurso hídrico. Los OCA son equivalentes conceptualmente a las “burbujas” y no son sólo compatibles con los sistemas de permisos transables, sino que en algunos casos pueden incluso ser considerados un pre-requisito. Sin embargo, los OCA normalmente no son aplicados solos, sino que en conjunto con otros variados instrumentos de monitoreo y fiscalización con los que son compatibles. Esto no significa que los otros instrumentos, algunos de ellos se mencionan a continuación, son siempre compatibles con las transacciones al interior de “burbujas”.

6.3.3 Compatibilidad con normas de tipo tecnológico (BAT)

Las normas de tipo tecnológico, que generalmente se aplican a la reducción de la contaminación y la fiscalización, son vistas a menudo como ineficientes porque requieren de la misma norma de reducción para cada fuente de emisión (contaminador) sin considerar los costos (o beneficios) marginales de reducción. Además, con frecuencia se les considera incompatibles con los sistemas de permisos transables. El supuesto detrás de esta aseveración es que las normas técnicas (una fórmula de tecnologías de reducción a utilizar) y las normas de tipo tecnológico (por ej. parámetros de reducción de la contaminación, tales como valores límites de emisión o un porcentaje de reducción fijado en referencia a “la mejor tecnología disponible” (BAT, *best available technology*)) son estáticas y no pueden incorporar los cambios económicos y ambientalmente beneficiosos para la reducción de la contaminación que podrían inducir los permisos transables.

De hecho, la idea de usar normas de tipo tecnológico apunta al establecimiento de un proceso dinámico de mejoramiento continuo del medio ambiente. Se espera, en principio, que las normas ambientales (de emisiones) se adapten al desarrollo tecnológico, y que proporcionen un nivel cada vez más alto de protección ambiental. Al establecer normas sobre la base de las BAT o alguna definición parecida, los reguladores fuerzan a todos quienes contaminan con procesos similares o con tecnologías de reducción, a lograr los mismos estándares para las nuevas instalaciones. Normalmente, “viejas” instalaciones existentes pueden operar según normas anteriores, menos estrictas, hasta que termine el período de licencia vigente, lo que debería coincidir con el fin de su vida técnica o económica. Cualquier instalación construida (y operativa) después, tendría que cumplir con las BAT correspondientes en ese momento.

En principio, sería factible combinar normas dinámicas de tipo tecnológico con permisos transables, como en el siguiente caso: en el momento en que la mejor tecnología disponible cambia, las viejas instalaciones reciben un período de obsolescencia durante el cual pueden continuar funcionando, siempre que tengan permisos para contaminar. Estos permisos, a los que les podría ser descontado cada año 10% del derecho original, por ejemplo, podrían ser vendidos, por aquellos contaminadores que instalan equipos mejores para el control de la contaminación (o cierran) a otros contaminadores que prefieren continuar operando con sus “viejas” instalaciones. Estos sistemas podrían ser introducidos cada vez que hay un avance en las BAT, o cuando una diferencia significativa surge entre las BAT y el “estado del arte” (más estricto).

6.3.4 Compatibilidad con los principios establecidos de política ambiental

Los sistemas de permisos transables para el control de la contaminación hídrica parecen ser compatibles con los principios de “el que contamina paga” y “el que usa los recursos paga”, porque imponen un costo a la contaminación hídrica, o generan un premio a la reducción de la contaminación. Tampoco debería haber problemas fundamentales con el principio de que los efectos de la contaminación debieran ser impedidos desde el comienzo y no mitigados después por medidas compensatorias (principio de prevención). Algunos países adhieren al “principio de minimización”, según el cual la contaminación debería ser reducida aún si no se demuestra ningún riesgo, siempre que sea económicamente viable. Este principio se aplica exitosamente a través de valores límites de emisión, los que pueden estar basados en normas técnicas y, como se vio anteriormente, combinados con sistemas de permisos transables.

La compatibilidad de los sistemas de permisos transables con el principio de que la contaminación debería reducirse en la fuente (y no después de ser diluida) parece ser débil. Sin embargo, un sistema exitoso de permisos transables dirigiría los recursos a aquellas fuentes de contaminación en que la reducción es más rentable, que resultaría en un nivel óptimo de reducción de la contaminación en la fuente. En este sentido, los sistemas de permisos transables *son* compatibles con este principio, si la “fuente” significa la suma de todas las fuentes (de características similares).

Un principio importante de política ambiental es que se debería actuar para reducir el riesgo tan pronto como haya razones para presumir que una sustancia contaminadora puede ser peligrosa o azarosa (*principio de precaución*). Según este principio, se debe actuar si se demuestra un riesgo en ausencia de prueba conclusiva de causalidad (la cual puede ser imposible de probar al nivel de certeza esperado generalmente en las ciencias naturales), y antes que los riesgos

asociados puedan ser evaluados completamente en términos de probabilidad y daños probables. La aproximación precautoria puede significar cambios significativos en control de contaminación como consecuencia de nuevos descubrimientos científicos. Se debe cuidar el diseño de los sistemas de permisos transables para asegurar que proporcionan la flexibilidad necesaria para reaccionar a los nuevos desafíos, ya que de otro modo podrían ser incompatibles con el principio precautorio.

6.3.5 Permisos de contaminación transables con mezclas de instrumentos

De la discusión anterior resulta obvio que los sistemas de permisos transables para el control de la contaminación hídrica son, en general, compatibles con la mayoría de los principios y de política ambiental existentes. Por lo tanto, debería ser posible integrar sistemas de permisos transables en las mezclas de instrumentos existentes en una estrategia de mejoramiento gradual de las prácticas de monitoreo y fiscalización ambiental. Quizás debería enfatizarse que, por su naturaleza, un sistema de permisos transables es un instrumento más exigente en términos de fiscalización, monitoreo efectivo y un sistema para resolver conflictos que otros instrumentos para el control de la contaminación hídrica.

7. CONCLUSIÓN Y EVALUACIÓN GENERAL

Este documento ha proporcionado un marco conceptual para el uso de permisos transables en el control de la contaminación hídrica basado en una selección de ejemplos prácticos del ámbito internacional. Se trató de estimular discusiones en el Seminario Técnico sobre la Factibilidad de Aplicación de los Permisos Transables de Aguas para el control de la Gestión Hídrica en Chile, los días 13 y 14 de noviembre de 2003 en Santiago de Chile (organizado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). En esta sección final, se sacaron conclusiones generales basadas en el marco conceptual presentado así como conclusiones específicas sobre el caso chileno.

Este documento ha destacado hechos, que deberían ser considerados cuidadosamente en la planificación, diseño e implementación de permisos de emisión transables para el control de la contaminación hídrica. Un marco legal que establezca un sistema de transacciones es deseable porque proporciona seguridad para transar y definiciones claras. Sin embargo, los marcos legales deberían estar vinculados a las realidades prácticas de los países individualmente y a las regiones, y deberían tener *in mente* asuntos como la fiscalización confiable y la infraestructura existente (tanto administrativa como técnica). Los papeles administrativos deberían

ser claros para evitar la superposición de mandatos que pudiesen conducir a largos y tediosos procedimientos de aprobación de transacciones. Aún más importante, debería instalarse un muy bien diseñado sistema de monitoreo, que entregue información sobre la calidad del agua para el programa de transacciones, como resulta obvio desde la experiencia práctica presentada en este documento. Los problemas de fiscalización anteriores, por ejemplo los ligados a normas para control de la contaminación, deberían ser resueltos antes de introducir la posibilidad de transar. Se espera que las transacciones puedan funcionar y contribuir al mejoramiento de la calidad hídrica solamente cuando se considera una opción más barata, por ej., más barata que violar los límites de los permisos.

La experiencia internacional demuestra que hasta aquí hay sólo pocos ejemplos relativos a permisos transables para el control de la contaminación hídrica. Se puede argumentar que los mercados de permisos de contaminación hídrica todavía están en su fase experimental. Por falta de experiencia, ha habido una discusión también limitada hasta ahora, sobre los efectos de los derechos transables de contaminación hídrica sobre la efectividad de las regulaciones ambientales. En particular, hasta aquí pareciera haber habido poca discusión sobre las posibilidades de combinar normas de emisión con permisos de emisión transables, o sobre el monitoreo y las necesidades de ajuste donde los permisos transables son combinados con regulación ambiental usando objetivos de calidad ambiental (Kraemer y Bahnholzer, 1999).

La experiencia con los permisos transables para el control de la contaminación hídrica ha sido acumulada especialmente en Australia y los Estados Unidos, ambas son economías avanzadas con una larga historia de regulación en gestión hídrica y control de la contaminación. La introducción de transacciones para el control de la contaminación se ha beneficiado, en estos casos, de una sólida comprensión científica de los problemas de contaminación atinentes, de la infraestructura de monitoreo existente y las capacidades de fiscalización.

Los sistemas operativos de transacciones de contaminación hídrica tienden a estar entreverados con sistemas tradicionales de gestión ambiental y fuertes sistemas (pre-existent) de regulación. Estos últimos aseguran tanto la efectividad e integridad de los sistemas de transacciones, proporcionando un respaldo (a veces amenazante) de intervención regulatoria potencial. En este contexto, se puede decir que una secuencia acostumbrada y potencialmente aconsejable, de uso de instrumentos para el control de la contaminación, es –en primer lugar-, el sistema de comando y control, seguido de instrumentos basados en el mercado que son más fáciles de introducir e implementar que los permisos transables (como los cobros), que conducen en último término a la posibilidad de los permisos de emisión transables.

También es obvio desde la experiencia internacional presentada, que la experimentación con las transacciones en contaminación hídrica ha ocurrido hasta aquí sólo en países federales (Estados Unidos y Australia). Esto podría ser indicativo de la flexibilidad (y libertad) dada por las estructuras federales para experimentar con instrumentos innovadores y ajustar las reglas a las condiciones específicas de Estados individuales. Un marco nacional inflexible podría ser limitante en este sentido.

Considerando el marco conceptual de este documento y las discusiones en el Seminario Técnico del BID y CONAMA, deseáramos concluir con algunas observaciones claves sobre la factibilidad de los permisos transables para el control de la contaminación hídrica en Chile.

En primer lugar, el asunto de los beneficios económicos de las transacciones debería ser considerado a cabalidad. Para tener un mercado que funcione para los permisos de emisión transables, deberían existir suficientes participantes en el mercado. En el caso de la contaminación hídrica, esto significa que debería haber muchas fuentes contaminantes que afectan el mismo parámetro (por ej. N, P, DBO, salinidad) dentro de la misma área. Más aún, las diferentes fuentes de contaminación deben tener curvas de reducción de costos diferentes, de modo que transacciones beneficiosas sean posibles. La geografía física de Chile, caracterizada por áreas de captación formadas por ríos cortos y pequeños, indica que los “mercados futuros” para permisos de emisión transables pueden ser mas bien pequeños. De allí que la pequeñez del mercado probablemente conducirá a una falta de eficiencia y una probabilidad menor de transacciones que lo que fue la experiencia del río Fox en Estados Unidos.

En segundo lugar, como ha revelado la experiencia internacional, un sistema de monitoreo bien diseñado es necesario para las transacciones de contaminación hídrica. Una administración ambiental ineficiente, con baja capacidad de fiscalización y monitoreo sería limitante en este sentido.

Se requeriría probar cuidadosamente si –y a qué nivel- las precondiciones descritas más arriba existen en Chile. Sin embargo, en esta etapa inicial de evaluación, los autores de este documento han llegado a la conclusión que Chile no parece ser un caso promisorio para la aplicación de permisos transables para contrarrestar la contaminación hídrica. Como alternativa, se recomienda que deberían explorarse otros instrumentos económicos de un diseño menos exigente y más simple para el control de la contaminación hídrica.

Finalmente, se recomienda que el proyecto de ley para los permisos de emisión transables en Chile, sea discutido ampliamente y que los

afectados (la industria, agricultura, municipios) sean informados. En este contexto, las discusiones y los ejercicios de planificación deberían realizarse involucrando a todos aquellos que son participantes potenciales en el mercado. En otras palabras, se recomienda en particular realizar estudios pilotos en profundidad en cuencas seleccionadas para probar las reglas y procedimientos del programa de transacciones planteado. La experiencia de los sistemas piloto puede entonces ser usada como base para completar un marco legal funcional.

Las fases piloto y los programas han demostrado hasta ahora ser muy útiles cuando se planifican sistemas de emisiones transables en otros lugares. Tanto en Australia (caso de las transacciones en salinidad en el río Hunter) y en Estados Unidos, los programas piloto de largo plazo han contribuido a una prueba o puesta en práctica cabal de las reglas para las transacciones y han dado la posibilidad de consulta e intercambio con los involucrados y participantes potenciales, por anticipado. Información temprana y reglas claras, e impactos potenciales de los sistemas pueden mejorar sustantivamente la eficiencia del sistema formal, legalmente establecido.

8. BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSON, T. L., AND P. SNYDER (1997). *Water Markets: Priming the Invisible Pump*, Washington D.C.: Cato Institute.
- APOGEE RESEARCH INC., (1992). *Incentive analysis for Clean Water Act Authorisation: Point source/non-point source trading for nutrient discharge reductions*, Office for Water, Office of Policy, Planning and Evaluation, US EPA.
- ARMITAGE, R.M.; W.L. NIEUWOUDT AND G.R. BACKEBERG (1999). *Establishing Tradable Water Rights: Case Studies of Two Irrigation Districts in South Africa*, *Water SA*, Vol. 25, No. 3, 301-310, Available online: <http://www.wrc.org.za/wrcpublications/wrcwatersa/wsa9907c.htm>
- BARG, S. (1996). *Eliminating Perverse Subsidies: What's the Problem?* In: *Subsidies and Environment: Exploring the Linkages*, 23-41. Paris: OECD.
- BAUER, C. (2003). *Marketing Water, Marketing Reform: Lessons from the Chilean experience*, *Resources* (Summer 2003), 11-14.
- BONGAERTS, J. C. AND R. A. KRAEMER (1989). *Liability rules, Insurance and Reduction of Risk of Environmental Damages*, *The Environmental Professional*, Vol. 11, No. 3, 209-219.
- BOYD, J. B., KRUPNICK, D., MCCONNELL, A., PALMER, V., SANCHIRICO, K., WALLS, J. AND M. WALLS (2003). *Trading Cases: Is Trading Credits in Created Markets a Better Way to Reduce Pollution and Protect Natural Resources?* *Environmental Science and Technology*, Vol. 37 (11), 217-233.
- CARLIN, A. (1992). *The US Experience with Economic Incentives to Control Environmental Pollution*, EPA-230-R-92-001, Washington, D.C.: EPA.
- DAVID, L.E. (2003). *Marketable water pollution permits as economic incentives: Point source trading in Wisconsin*, Contribution to the Inter-American Development Bank Technical Seminar on the Application of Economic instruments in Water management, February 27 2003. Washington D.C.
- EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1996a). *Draft Framework for Watershed - Based Trading*, EPA, Office of Water.
- EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1996b). *Watershed Protection-Trading*, Available online: www.epa.gov/owow/watershed/trading.htm (7 June 2001).

- EPA- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2001). Overview of the Total Maximum Daily Load Program, Office of Water, Available online: www.epa.gov/owow/tmdl/tptmdl/ (7.6.01).
- EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2003). Water Quality Trading Policy, US Government Printing Office, Washington DC, 13 January 2003, Available online: www.epa.gov/owow/watershed/trading/finalpolicy2003.pdf
- EUROPEAN COMMISSION (2000a). Pricing policies for enhancing the sustainability of water resources. http://europa.eu.int/comm/environment/docum/00477_en.htm. No. COM(2000) 477 final.
- EUROPEAN COMMISSION (2000b). Water Pricing in theory and practice, Commission Staff Working Paper. SEC(2000=1238.
- EUROPEAN COMMISSION (2000c). White Paper on Environmental Liability, http://europa.eu.int/comm/environment/liability/el_full.pdf.
- FAETH, P. (2000). Fertile Ground: Nutrient Trading's Potential to Cost-effectively Improve Water Quality, Washington DC: World Resources Institute.
- GARRIDO, A. (1998). Economic Analysis of Water Markets in the Spanish Agricultural Sector: Can they provide substantial benefits? In: Easter, K.W., Rosegrant, M.W. and Dinar, A. (eds): Markets for Water: Potential and Performance. Boston: Kluwer Publishers.
- GREAT LAKES TRADING NETWORK (2001). Great Lakes Trading Network: Projects and Programs, Available online: www.gltm.org/programs (18.6.01).
- HANSEN, W., INTERWIES, E., BÄR, S., KRAEMER, R. A. AND P. MICHALKE (2001). Effluent Charging Systems in the EU Member States, commissioned by DG XI European Parliament. Berlin: Ecologic.
- HIJUM, Y.J. VAN (n.y).. Analysis of Water Pricing Policies in the Netherlands. Department of Water Resources Management. Enschede: University of Twente.
- HUBER, R.M., RUITENBEEK, J. AND R. S. DA MOTTA (1998). Market Based Instruments for Environmental Policymaking in Latin America and the Caribbean: Lessons from eleven countries, World Bank Discussion Paper no. 381, Washington D.C.: World Bank.
- JAMES, D. (1997). Environmental Incentives — Australian Experience with Economic Instruments for Environmental Management, Canberra: Euroservices Pty Ltd.
- KLOEZEN, W.H. (1998). Water Markets between Mexican Water Users Associations, Water Policy, Vol.1, 437-455.
- KOKOTT, J., KLAPHAKE, A. AND S. MARR (2003). Ökologische Schäden und ihre Bewertung in internationalen, europäischen und nationalen Haftungssystemen – eine juristische und ökonomische Analyse, Umweltbundesamt, Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- KRAEMER, R. A. (1995a). Economic Instruments and River Basin Institutions in Germany, Berlin.
- KRAEMER, R. A. (1995b). The Effectiveness and Efficiency of Water Effluent Charge Systems: Case Study on Germany, ENV/EPOC/GEEI(95)12 restricted, Paris: OECD.
- KRAEMER, R. A. (1995c). Water Resource Taxes in Germany, In: Robert Gale, Steven Barg and Alexander Gillies (ed.): Green Budget Reform, 231-241, London: Earthscan.
- KRAEMER, R.A. AND K.M. BANHOLZER (1999). Tradable Permits in Water Resource Management and Water Pollution Control, OECD Proceedings, Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection, Paris: OECD.
- KRAEMER, R. A. AND M. BUCK (1997). Water Subsidies and the Environment, OECD/GD(97)220, [http://www.oilis.oecd.org/oilis/1997doc.nsf/LinkTo/ocde-gd\(97\)220](http://www.oilis.oecd.org/oilis/1997doc.nsf/LinkTo/ocde-gd(97)220). Paris: OECD.
- KRAEMER, R.A., INTERWIES, E. AND E. KAMPA (2002). Tradable Permits in Water Resource Protection and Management, OECD Proceedings, Implementing Domestic Tradable Permits: Recent Developments and Future Challenges, Paris: OECD.
- KRAEMER, R.A., PIELEN, B. AND A. LEIPPRAND (2003). Global Review of Economic Instruments for Water Management in Latin America , Working Paper for the Inter-American Development Bank Regional Policy Dialogue, Environment Network, Meeting II: Application of economic instruments in water and solid waste management, 25-26.2.2003, Washington D.C.

- KRAEMER, R. A. AND R. PIOTROWSKI (1995). Financing Urban Rainwater Management in Germany, *European Water Pollution Control*, Vol. 5, No. 4, 48-58.
- MDBC-MURRAY DARLING BASIN COMMISSION (2001). Water Trading: Managing the Water Resources of the Murray-Darling Basin, Available online: www.mdbc.gov.au (7.6.01).
- MDBC-MURRAY DARLING BASIN MINISTERIAL COUNCIL (2000). Draft Basin Salinity Management Strategy 2001-2015, Available online: www.mdbc.gov.au/ (7.6.01).
- MDBC-MURRAY DARLING BASIN MINISTERIAL COUNCIL (2000). Draft Basin Salinity Management Strategy 2001-2015, September 2000.
- NCEE-NATIONAL CENTRE FOR ENVIRONMENTAL ECONOMICS (2001). The US Experience with Economic Incentives for Protecting the Environment, Washington DC: NCEE Office for Policy, Economics and Innovation.
- NATIONAL WILDLIFE FEDERATION (1999). A new tool for water quality: Making watershed-based trading work for you. Reston, Virginia: National Wildlife Federation.
- NISHIZAWA, E. (2003). Effluent trading for water quality management: concept and application to the Chesapeake Bay watershed, *Marine Pollution Bulletin* 47, 169-174.
- NSW EPA- NEW SOUTH WALES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2003). Hunter River Salinity Trading Scheme: Working together to protect river quality and sustain economic development, Sydney: NSW EPA.
- NSW DLWC-NEW SOUTH WALES DEPARTMENT OF LAND AND CONSERVATION (1999). Water Trading Development and Monitoring, New South Wales: Department of Land and Water Conservation.
- NSW EPA-NEW SOUTH WALES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2001a). Hunter River Salinity Trading Scheme, Available online: www.epa.nsw.gov.au/licencing/huntersalinity.htm (8.6.01).
- NSW EPA- NEW SOUTH WALES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2001b). Proposed Protection of the Environment Operations (Hunter River Salinity Trading Scheme) Regulation 2001, Sydney, March 2001.
- NSW EPA- NEW SOUTH WALES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2001c). South Creek Bubble Licensing Review (pers. comm.-unpublished report).
- NUTRIENT TRADING NEGOTIATION TEAM (2001). Chesapeake Bay Program-Nutrient Trading-Fundamental Principles and Guidelines, March 2001, Chesapeake Bay Program.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) (1996). Subsidies, Tax Disincentives and the Environment: Concepts, Paris: OECD.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) (2001). Domestic transferable permits for environmental management: Design and Implementation, Paris: OECD.
- O'NEIL, W. B. (1983). Transferable Discharge Permit Trading Under Varying Stream Conditions: A Simulation of Multiperiod Permit Market Performance on the Fox River, Wisconsin, *Water Resources Research*, Vol. 19, No. 3, 608-612.
- O'NEIL, W. B., M. DAVID, C. MOORE, AND E. JOERES (1983). Transferable Discharge Permits and Economic Efficiency: The Fox River, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 10, 346-355.
- OTTER, H. AND A. VAN DER VEEN (1999). Public Safety in Riverine Flood Plains - The Case of the Netherlands compared to Other Countries in the World, Enschede: University of Twente, NL.
- PIGRAM, J. (1993). Property Rights and Water Markets in Australia, *Water Resources Research*, Vol. 29, No. 4, 1313-1319.
- RIGGS, D. W. AND B. YANDLE (1997). Environmental Quality, Biological Envelopes, and River Basin Markets for Water Quality In: Anderson, T. L. AND P. J. Hill (eds). *Water Marketing — The Next Generation*. pp. 147-166, Lanham: Rowman & Littlefield.
- ROTH, E. (2001). Water Pricing in the EU - A Review. <http://www.eeb.org/publication/Review%20Water%20Pricing%202001.pdf>. Brussels: EEB (European Environmental Bureau).

- SCOTTISH OFFICE (1997). Report of the Scottish Salmon Strategy Task Force, Edinburgh: Scottish Office.
- SMITH, S. (1999). The compatibility of tradable permits with other environmental policy instruments, OECD Proceedings, Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection, Paris: OECD.
- TIETENBERG, T. (2000). The Tradable Permits Approach to Protecting the Commons: What Have We Learned? Maine Colby College,
<http://www.colby.edu/personal/t/thtieten/papers.html>.
- WHO/UNEP (1997). Water pollution control – A guide to use of water quality management principles, Available online:
http://www.who.int/docstore/water_sanitation_health/wpcontrol/ch08.htm (2.10.03).
- WIEDEMAN, A. (2001). Nutrient Trading for the Chesapeake Bay, April 2001, Available online: www.chesapeakebay.net (18.6.01).