

Incentivos económicos y protección ambiental: una revisión de la experiencia norteamericana y europea

Alberto Pascó-Font

Andrés Montoya¹

Resumen

Se hace en este artículo una revisión de la experiencia internacional en el uso de incentivos económicos e impuestos para proteger el medio ambiente, mecanismos que han servido de estímulo en países como Estados Unidos, Francia, Alemania y Holanda para que los agentes incursionen en ciertas actividades, se retraigan de participar en otras, e implementen cambios tecnológicos que disminuyan el daño que la infraestructura productiva infringe al medio ambiente. Se revisa también en este artículo las ventajas y desventajas de dichos mecanismos, a la luz de los resultados a los que ha llevado su aplicación.

Introducción

Cada vez más, se está tomando conciencia de que existe un severo conflicto entre el modelo de desarrollo basado en la libertad irrestricta para el funcionamiento del mercado y el aprovechamiento de los recursos naturales y el medio ambiente. Ello ha llevado a un empleo cada vez mayor de regulaciones para proteger el medio ambiente, e incluso a proponer modelos de desarrollo alternativos.

En los países en vías de desarrollo, en los cuales la mayoría de la población está por debajo de la línea de la pobreza, el problema es más complejo aun. Se plantea bajo la forma de un grave dilema: invertir recursos para crecer económicamente y mitigar la pobreza, pese a los costos ambientales que ello implica, o proteger el medio ambiente, retrasando el proceso de crecimiento.

En cualquier caso, es ocioso discutir que el control del daño ambiental debe realizarse de la manera más eficiente, es decir, al menor costo posible y de manera flexible, para que los agentes productivos no deban incurrir en costos innecesarios para cumplirlo. Al respecto, el uso de incentivos económicos ha

1. Alberto Pascó-Font (PhD.; University of Pennsylvania) es investigador principal en GRADE y tiene a su cargo el área de investigaciones en Recursos Naturales y Medio Ambiente. Andrés Montoya (economista; Universidad del Pacífico) es investigador asistente en dicha área. GRADE desea agradecer al Centro Internacional de Investigación para el Desarrollo (CIID) y a la Agencia Canadiense para el Desarrollo Internacional (ACDI), que financiaron este estudio.

probado ser más eficiente para proteger el medio ambiente que los mecanismos más tradicionales de fijación y control de estándares de contaminación (Pascó-Font y Montoya 1993). Desgraciadamente, el uso de estos incentivos no está muy difundido a escala mundial.

En este artículo se revisan las experiencias de algunos países desarrollados en el uso de incentivos económicos para proteger el medio ambiente. Esta revisión apunta a brindar algunos criterios para el diseño de un programa de protección ambiental, que se adecúe a las actuales características y necesidades del Perú.

El artículo está dividido en tres secciones. En la primera se reseñan las características de los incentivos económicos de protección ambiental, luego de una breve discusión sobre los dos principales enfoques existentes respecto a la protección del medio ambiente². La segunda sección es una revisión de las diversas experiencias en el mundo de uso de tales incentivos económicos³. Finalmente, en la tercera sección se hacen algunas reflexiones sobre la viabilidad del uso de impuestos con fines ambientales.

1. Los incentivos económicos de protección ambiental

Dos han sido los enfoques utilizados durante las últimas décadas para enfrentar el problema ambiental. El primero plantea la fijación de ciertos estándares ambientales y el control de su cumplimiento (*command and control mechanisms*), donde el gobierno actúa como ente regulador (Barre, Bower, Kuhner y Russel 1981). En la práctica implica la fijación de niveles máximos de contaminación, la prohibición de ciertos procesos productivos y la imposición de otros, la determinación de estándares de uso de energía o la regulación de la explotación de ciertos recursos para garantizar su conservación. Levinson y Shetty (1992) sostienen que este enfoque no suele considerar los costos en que deben incurrir los agentes productivos para cumplir con los estándares fijados por el gobierno. Sin embargo, la legislación de la mayoría de los países ha privilegiado este enfoque.

El segundo enfoque plantea el empleo de incentivos económicos. La idea central es obligar a los contaminadores a internalizar los costos de cada unidad adicional de polución que produzcan (Levinson y Shetty 1992). Para ello se recurre a mecanismos como el cobro de impuestos por «unidad de comportamiento indeseado» y el establecimiento de los derechos de propiedad de los recursos ambientales, de forma tal que se genere un mercado donde se determine

2. Una discusión más detallada puede encontrarse en Pascó-Font y Montoya (1993).

3. La exposición se centra en los mecanismos que directamente afectan a la contaminación, sin entrar a discutir el uso de impuestos o subsidios a los insumos que emplea una industria contaminante. Sin embargo, puede considerarse que gravar con un impuesto el uso de un insumo es equivalente a un impuesto a las emisiones, cuando la emisión de un agente contaminador está totalmente determinada por la cantidad empleada de ese insumo.

el precio los recursos ambientales -aire o agua- limpios de contaminantes (Barre, Bower, Kuhner y Russel 1981).

Los instrumentos económicos utilizados con fines ambientales pueden ser de dos tipos: los que afectan a los costos de los bienes cuyo proceso productivo genera contaminación, y los que emplean restricciones a las cantidades de emisión. Del primer tipo son los impuestos por unidad de contaminación producida, mientras que del segundo tipo son los denominados permisos transables (*marketpermits*).

Los impuestos por unidad de contaminación producida (*effluent fees*, también llamados *effluent charges*)* son la forma más común del primer tipo de mecanismo. Suponiendo condiciones óptimas, cada agente debe pagar un impuesto equivalente al costo social marginal que causa su actividad (impuesto pigouviano).

Dos variantes de este tipo de mecanismo dirigido a afectar precios son los depósitos temporales retornables (*deposit refunds*) y el establecimiento de responsabilidades en el caso de perjuicios ambientales (*liabilities*). El primer sistema consiste en que el potencial agente contaminante pague un depósito al momento de comprar un bien o pedir una licencia para empezar un proceso productivo. El depósito se devuelve al agente cuando éste demuestra que no ha contaminado. Por ejemplo, si se quiere estimular que los consumidores reciclen los envases de aluminio de las gaseosas en lata, se incluye en el precio de venta del producto un pago extra (depósito) que se devuelve a la persona al momento de retornar el envase. Este sistema es útil cuando es difícil para las autoridades probar que alguien está excediendo los límites permitidos de contaminación, y en cambio es muy simple para los agentes probar que no lo están haciendo. El sistema hace que el costo de probar que se está actuando legalmente recaiga sobre el agente y no sobre el gobierno (Levinson y Shetty 1992)⁴.

El establecimiento de responsabilidades legales hace el contaminador deba reducir sus niveles de contaminación si quiere evitar que las partes perjudicadas lo demanden por daños y perjuicios. De esta manera, este sistema permite internalizar el costo de contaminar. Sin embargo, para que el procedimiento sea efectivo se requiere un sistema legal eficiente; de lo contrario, los posibles beneficios del mecanismo se reducen notablemente. Además, como en este sistema se compensa directamente al afectado, se genera un comportamiento ineficiente, debido a que se induce a este último a no protegerse de la contaminación (Segerson 1990; Cropper y Oates 1992).

Los permisos transables de contaminación son el instrumento económico alternativo a los que afectan a los precios. Consisten en establecer como objetivo

4. Que también pueden tomar la forma de subsidios, si la industria en cuestión reduce sus niveles de contaminación.

5. Este sistema es particularmente adecuado en sectores industriales que manejan desechos tóxicos.

un cierto nivel de polución y, de acuerdo a ese nivel objetivo, emitir una cantidad de «permisos para contaminar». La idea es generar un mercado en el cual se transen esos permisos, a un precio determinado por oferta y demanda. Cada empresa que emite contaminantes debe adquirir los permisos para poder operar; en tanto esos permisos le cuestan, la empresa se ve forzada a internalizar el costo que genera su contaminación y se ve por tanto estimulada a reducir ésta, para no tener que adquirir tantos permisos o para poder vender los que tiene. Este sistema es tan eficiente, en términos de costos para la sociedad, como el que afecta a precios, pero es preferible en tanto es el mercado el que determina el costo marginal de evitar la contaminación para un nivel objetivo de polución; en el caso de los impuestos, es el gobierno el que tiene que fijar el valor del impuesto.

2. Algunas experiencias en el uso de incentivos económicos

La elección de un tipo de incentivo económico para evitar la contaminación es, en la mayoría de los casos, un problema empírico; *a priori*, ningún es mejor que los otros. La decisión depende de factores como el nivel de incertidumbre sobre el daño ecológico, las características geográficas del problema de polución, la estructura del mercado de la industria contaminante y otros aspectos institucionales.

En tal sentido, resulta interesante analizar las respuestas que algunos países desarrollados han dado al problema de decidir qué tipo de incentivo económico utilizar para proteger el medio ambiente. A continuación se revisan algunas experiencias concretas: las tres primeras se refieren al uso de permisos transables de contaminación en Estados Unidos, y las otras tres al uso de impuestos para reducir el nivel de contaminación del agua en algunos países europeos.

2.1. *El Programa de Comercialización de Permisos en Estados Unidos*⁶

El Programa de Comercialización de Permisos (*Emissions Trading*), iniciado en 1975 por la Agencia de Protección Ambiental (*Environmental Protection Agency*, EPA)⁷, fue el primer intento de empleo de mecanismos de mercado en la

6. Hahn y Hester (1989) describen en detalle esta experiencia.

7. En Estados Unidos existen dos instancias de control ambiental: una a nivel federal y otra a nivel estatal. Mientras que la EPA tiene la responsabilidad de fijar los estándares ambientales, las agencias estatales de regulación ambiental son responsables de asegurar que esos estándares se respeten. Si así lo decide cada estado, la agencia estatal puede fijar estándares más estrictos que los establecidos por la instancia federal. Existen dos tipos de estándares, los primarios (destinados a proteger la salud humana y que deben cumplirse más rápidamente) y los secundarios, más estrictos y

regulación ambiental norteamericana, para cumplir los requerimientos fijados en el Acta de Aire Limpio de 1970 (*Clean Air Act*) respecto a la contaminación del aire. El programa consiste en la asignación a las fuentes de contaminación de un determinado cupo de permisos para emitir contaminantes⁸. Cada fuente tiene entonces un derecho de propiedad sobre ese permiso, gracias a lo cual puede venderlo si es que no lo utiliza totalmente -esto es, si produce menos contaminación que la que establece su permiso. La diferencia entre la emisión permitida y la realizada constituye un crédito de emisión (*emission credit*), que es comercializable.

La comercialización de permisos puede ser interna o externa, esto es, el permiso puede ser transferido a otra fuente contaminante de una misma planta o fábrica, o vendido a una fábrica diferente. Usualmente la comercialización externa se realiza entre dos empresas diferentes, aunque no tiene porque ser necesariamente de esta forma (se puede comercializar el permiso entre dos fábricas pertenecientes a una misma empresa).

En el Acta del Aire Limpio existen ciertas distinciones que de alguna manera limitan o impiden el libre intercambio de permisos. En primer lugar, el Acta distingue entre fuentes contaminantes «viejas» (existentes antes de su entrada en vigencia, en 1970), «nuevas» (que no existían en 1970) o «modificadas» (fuentes viejas que luego de ser transformadas han aumentado significativamente su nivel de emisión de contaminantes). Los estándares son más estrictos para las fuentes nuevas y para las modificadas.

En segundo lugar, el Acta distingue las fuentes de emisión de acuerdo a su ubicación geográfica. El Acta de Aire Limpio dividió el territorio norteamericano en 247 áreas, a efectos de controlar la calidad del aire. Estas áreas pueden ser de dos tipos: aquellas en que los niveles de contaminación son aceptables (*attainment areas*), y aquellas en que los niveles de emisión de un determinado contaminante superan los estándares ambientales (*nonattainment areas*). Las regulaciones y limitaciones son diferentes para cada área: los límites a las emisiones en las áreas críticas apuntan a alcanzar el estándar ambiental deseado,

tendientes a salvaguardar aspectos distintos a la salud humana, como por ejemplo la estética de una ciudad. Los estándares se revisan cada cinco años.

8. El Acta del Aire Limpio diferencia entre los denominados contaminantes estándar (*criteria pollutants*) y los contaminantes dañinos (*hazardous pollutants*). La primera categoría incluye siete contaminantes: dióxido de azufre, el total de partículas suspendidas, monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, ozono, hidrocarburos (también llamados compuestos orgánicos volátiles) y plomo. Estos contaminantes son sustancias relativamente comunes y sólo son peligrosas en grandes concentraciones. El segundo grupo de contaminantes incluye a las sustancias cancerígenas y a aquellas que causan efectos serios sobre la salud humana. Hasta 1983 existían siete de esos contaminantes: berilio, asbesto, mercurio, benceno, arsénico, radionuclídeos y clorhidrato de vinilo. Estas sustancias pueden ser peligrosas en pequeñas dosis. Las acciones de EPA se han centrado en el control del primer tipo de contaminante.

mientras que en las otras áreas solo pretenden mantener el nivel de calidad del aire.

El programa tiene cuatro mecanismos: neteo (*netting*), cancelación (*offset*), burbuja (*bubble*) y acumulación de derechos (*banking*)⁹. Los tres primeros están referidos al comercio de permisos en sí, mientras el cuarto se refiere al almacenamiento de permisos. El neteo es un mecanismo de transferencia al interior de una firma, que permite a una empresa modificada compensar el incremento en emisiones de una de sus unidades con la reducción de emisiones de otra unidad. La cancelación se emplea en empresas nuevas y modificadas en área de contaminación crítica y en casos muy específicos dentro de áreas normales, y consiste en la obligación de que las fuentes nuevas de emisión, para poder operar, compren permisos de fuentes ya existentes¹⁰ (así, este instrumento implica intercambios tanto internos como externos de permisos). El mecanismo de burbuja fue creado para que lo usaran fuentes de contaminación viejas en cualquier área, y consiste en el establecimiento de una burbuja imaginaria sobre una fuente de contaminación multiplanta. Esto permite que un grupo de fuentes de contaminación sumen sus restricciones, evitándose así que se tenga que controlar a cada fuente por separado. La restricción se establece sobre el grado de contaminación total, dando flexibilidad para que dentro de la burbuja se intercambien permisos. Finalmente, la acumulación de derechos permite que una fuente guarde sus permisos para uso futuro.

Hasta 1986 se habían realizado entre 5,000 y 12,000 transacciones en el marco del sistema de neteo, 2,000 cancelaciones -de las cuales menos del 10% implicaron intercambios intrafirmas-, y se habían creado unas 150 burbujas -de las cuales sólo dos habían implicado un intercambio entre empresas diferentes (Hahn y Hester 1989)¹¹.

En términos de su efecto sobre el medio ambiente, el programa ha permitido que se incremente el ritmo de actividad económica sin que la calidad del aire empeore en comparación con 1970, pero no puede decirse que haya promovido una mejora en la calidad del aire. En lo que el programa sí parece haber sido exitoso es en términos de costos: según Hahn (1989), el sistema ha permitido mayor flexibilidad a muchas firmas, generando reducciones importantes de costos ambientales para la sociedad. La reducción de costos generada por los

9. Estos mecanismos fueron introducidos gradualmente: por ejemplo, la versión original del programa de «burbujas» fue introducida en 1975, mientras que la política de cancelaciones fue introducida en las Correcciones al Acta del Aire Limpio de 1977.

10. Este mecanismo fue la solución que la EPA dio a un *impasse* generado por una restricción impuesta en 1975, por la cual se prohibía cualquier nueva fuente contaminante en áreas críticas. Estas regiones protestaron porque pensaban que las restricciones iban a ahuyentar la inversión.

11. Debido a que el control de estos mecanismos se hace tanto a nivel federal como a nivel estatal, no es posible conseguir estimados más precisos. A nivel estatal se registran y aprueban más rápidamente un mayor número de operaciones que a nivel federal.

neteos parece haber sido significativa (aunque las estimaciones oscilan en un amplio rango, entre 525 millones de dólares y 12,000 millones de dólares). En cambio, el mecanismo de burbujas redujo costos por 425 millones de dólares, en el mejor de los casos¹². La acumulación de derechos, en tanto es el instrumento que está sujeto a mayores restricciones, se ha usado relativamente poco, y por ende es el mecanismo que menor reducción de costos ha permitido.

Es importante señalar que las reducciones de costos se deben esencialmente a transacciones entre fuentes de emisión pertenecientes a una misma firma (intercambios internos). Los intercambios externos han sido pocos debido a la existencia de una regulación muy compleja, que limita el intercambio de permisos, y a los elevados costos de transacción generados por los complicados trámites administrativos del sistema.

En general, la regulación del comercio de permisos impone límites a las transacciones que involucran a fuentes nuevas o a las modificadas, impidiendo así numerosos intercambios que podrían ser beneficiosos. Estas limitaciones al intercambio externo de permisos mantienen las diferencias de costos marginales entre las diferentes fuentes contaminantes, lo que impide que se aproveche todas las potenciales reducciones en los costos.

Otra regla que limita el intercambio de permisos es la aplicación de diferentes coeficientes de comercialización de permisos para cada mecanismo. No siempre una firma debe generar sólo un permiso para poder comprar un permiso, es decir, a veces el número de unidades de contaminación que una firma debe dejar de emitir para poder comprar un derecho comercializable es mayor que uno. Concretamente en el caso de las cancelaciones, el ratio de intercambio legal es mayor a uno.

Otro problema, más de carácter burocrático, es que algunas transacciones requieren ser aprobadas por numerosas instancias. Por ejemplo, las burbujas aprobadas a nivel federal deben tener el visto bueno de la autoridad estatal y de las oficinas estatal y federal de la EPA. Especialmente cuando existen intercambios externos, el sistema requiere de un alto grado de supervisión de las transacciones, lo que implica mayores costos de transacción: procesos de aprobación más largos, mayores requerimientos de información, más escrutinio y menor certeza de que finalmente la transacción será aprobada.

Además, los requerimientos administrativos dejan abierta la posibilidad de que los derechos de propiedad comercializados sean confiscados. Aunque en teoría un permiso es indefinido, la EPA se reserva el derecho de reducir el número de permisos para mejorar la calidad del aire. En este caso no queda claro qué sucedería con el exceso de permisos que quede en el mercado. Es más, como la probabilidad de confiscación depende de que alguna de las partes en una

12. Sin embargo, es importante mencionar que la reducción de costos totales para llegar a un mismo estándar ambiental es mayor bajo el mecanismo de burbujas que en el caso de los neteos.

transacción no cumpla con las regulaciones, las firmas tienden a preferir las transacciones internas, que le permiten controlar todos los factores de ésta.

Sin embargo, la principal limitación generada por los trámites es que antes de realizar una transacción externa, tanto la firma compradora como la vendedora deben establecer la cantidad de derechos comercializables que desean vender y comprar. Esto obliga a incurrir en un importante costo para demostrar a la agencia reguladora que efectivamente cuentan con un derecho que pueden vender. Se necesita una investigación, muchas veces cara y asumida por las empresas, para que la agencia reguladora pueda obtener la información que determine con exactitud los derechos de propiedad que se pueden transar.

Aunque se han hecho otras críticas al sistema¹³, en definitiva son estas complejas restricciones al intercambio las principales limitantes del sistema. Estas limitaciones han inducido que el proceso de obtención y transacción de los permisos sea engorroso y caro, lo que limita los beneficios que en teoría debería brindar un sistema de permisos transables.

2.2. *El Programa de Intercambio de Plomo en Estados Unidos*¹⁴

El plomo se utiliza para agregar octanaje a la gasolina y elevar el desempeño de los motores a combustión. Sin embargo, es muy tóxico y su uso en la gasolina es una importante fuente de contaminación. En 1973 la EPA inició un programa de reducción del contenido de plomo en la gasolina, pero recién en 1982 creó un sistema de intercambio de permisos de contaminación con el objetivo de dar mayor flexibilidad a las refinerías (especialmente a las más pequeñas) para que alcancen los estándares deseados de reducción de plomo¹⁵.

Mediante este programa, si una refinería lograba reducir el nivel de plomo por galón de gasolina producido, tenía derecho a negociar un permiso de comercialización equivalente a la diferencia entre la cantidad de plomo que utilizaba y la permitida en ese momento. A la vez, si otra firma utilizaba más plomo por galón que lo permitido, tenía que comprar un permiso por el exceso con respecto al estándar fijado. Al final de cada trimestre se informaba a la EPA

13. Atkinson y Tietenberg (1991) afirman que las reducciones de costos generadas por el Programa de Comercialización de Emisiones son menores que las esperadas porque las transacciones en el mercado de permisos son bilaterales y secuenciales, en vez de ser multilaterales y simultáneas. Según Krupnick, Oates y Van De Verg (1987), el alcance de los daños ecológicos depende no sólo de los niveles de emisión sino de la localización de las fuentes y de las características del proceso de dispersión del contaminante. Así, existe un problema de ubicación espacial inherente al diseño de sistemas de control de la contaminación que no es tomado en cuenta por el Acta y la regulación vigente, de forma tal que se pasan por alto posibles reducciones de costos.

14. Hahn y Hester (1989) y Hahn (1989) revisan en detalle este programa.

15. Este programa duró hasta 1987.

de las transacciones realizadas, de manera que cada refinería tuviera un balance positivo o igual a cero de permisos¹⁶.

En el transcurso de cinco años, este sistema logró reducir el contenido promedio de plomo por galón de gasolina, de poco más de un gramo por galón a 0.25 gramos por galón. El programa generó además un activo mercado de intercambio de permisos, estimándose que permitió a las refinerías ahorrar 230 millones de dólares.

El éxito de este programa se debió en buena parte a que estaba sujeto a muy pocas limitaciones, y éstas no afectaban mayormente la eficiencia del mercado de permisos. Por ejemplo, la autoridad exigía a las refinerías información que éstas ya tenían disponible, de modo que no tenían que incurrir en costos adicionales para obtenerla. Además, la posibilidad de acumular permisos durante 1985 generó mayores opciones de realizar intercambios mutuamente beneficiosos, pues introdujo flexibilidad en las transacciones: cuando se permitió el *banking*, el precio de los permisos pasó de cotizarse en menos de un centavo, a oscilar entre dos y cinco.

Según Hahn (1989), este programa tuvo dos características que lo distinguen del sistema de emisión de contaminantes. La primera fue que la cantidad de plomo empleada en la gasolina podía ser fácilmente supervisada; la segunda, que el programa fue puesto en marcha luego de que se llegó a un consenso sobre el objetivo ambiental básico que debía alcanzarse.

2.3. *El Programa de Comercio de Derechos de Contaminación del Agua en el Fox River, Wisconsin*¹⁷

El Programa de Comercio de Derechos de Contaminación del Agua en el Fox River, en contraste con el anteriormente descrito, tuvo muy pocos logros. En principio, sólo se ha realizado una transacción. Esto se explica por las numerosas restricciones que tiene el programa, y que no han permitido que se realicen los potenciales ahorros de costos (estimados en siete millones de dólares anuales).

La restricción más importante es que los compradores de derechos deben demostrar que los necesitan. Se impide así la realización de transacciones sólo para reducir los costos del tratamiento del agua: únicamente la imposibilidad técnica de lograr los estándares fijados justificaría las transacciones. La limitada duración de los permisos (que tienen una vigencia máxima de cinco años) también restringe el comercio. Pero ésta no es la única restricción temporal: los permisos tampoco pueden venderse por un tiempo menor a un año, lo que

16. Inicialmente, si un permiso no se usaba durante un trimestre expiraba, pero durante 1985 los permisos pudieron ser acumulados.

17. Hahn y Hester (1989) describen en detalle los resultados de este programa.

impide que se hagan intercambios para hacer frente a eventualidades en las condiciones de operación. Finalmente, los requerimientos administrativos del programa crean significativos costos de transacción: un trámite indispensable para hacer una transacción toma como mínimo 175 días.

Según Hahn (1989), el programa está dirigido a fábricas de papel y a plantas de desechos municipales. Mientras que las primeras tienen una estructura oligopólica -lo que sugiere que esas empresas podrían no tener un comportamiento competitivo en el mercado de permisos-, las segundas son empresas públicas cuyo comportamiento es incierto en tanto están sujetas a regulaciones extraeconómicas.

2.4. *El sistema francés de control de contaminación de los ríos*¹⁸

El sistema de incentivos francés es complejo, pues emplea muchos elementos además de los impuestos a las emisiones. Por ejemplo, se otorgan subsidios a la construcción de plantas de tratamiento, y se premia el buen desempeño en la reducción de la contaminación. Estos subsidios son financiados con los ingresos por impuestos a las emisiones, lo que hace que el nivel de éstos sea fijado de modo que permitan obtener ingresos suficientes para pagar los subsidios y los otros costos del sistema. Por lo tanto, los impuestos no se fijan aproximándolos a los costos marginales de contaminar, o en un nivel tal que permitan niveles deseados de contaminación. Que se fijen con un objetivo de ingresos hace que los niveles de impuestos sean menores a los que son eficientes en términos de reducir la contaminación al menor costo¹⁹.

2.5. *El sistema alemán de control de contaminación de los ríos*²⁰

En Alemania, la necesidad de introducir mecanismos de mercado en el sistema de control de la contaminación comenzó a hacerse evidente a inicios de la década de los setenta. Pese a ello, inicialmente algunos estados se opusieron a realizar cambios muy pronunciados. Ello hizo que se implementara un sistema más moderado, consistente en impuestos que operaban junto al sistema tradicional

18. Barre, Bower, Kuhner y Russel (1981) describen en detalle este sistema.

19. Según Barre, Bower, Kuhner y Russel (1981), los legisladores consideran a los impuestos como instrumentos de finanzas públicas que permiten balancear el presupuesto del ente regulador de la contaminación, antes que como incentivos económicos. Se les consideran pagos por servicios o compensaciones, pero no una señal de precio o una herramienta que puede tener impacto sobre el comportamiento de los contaminadores.

20. Brown y Johnson (1984) se ocupan en detalle de este sistema.

de estándares y regulaciones²¹. Un ejemplo de este uso simultáneo de instrumentos económicos y de control es el siguiente: si una empresa contamina por encima de los límites permitidos por el gobierno federal, el contaminador enfrenta la posibilidad de que se le retire la licencia, y pierda además el derecho a la reducción del 50% de los impuestos por emisiones.

Según Brown y Johnson (1984), dicha combinación -impuestos y fijación de estándares- es adecuada en un sistema descentralizado de toma de decisiones, en el cual el control de la autoridad federal está limitado por la autoridad de las organizaciones locales²². En efecto, la introducción de los impuestos desalienta el mantenimiento de una política de determinación de precios no marginal o de promedios para todos los ciudadanos, en tanto quienes no contaminan o que lo hacen por debajo del promedio presionarán a la municipalidad para que quienes contaminan más tengan que pagar más impuestos.

No obstante las ventajas que tendría este uso de instrumentos basados en incentivos económicos, al igual que en el caso francés, la política de impuestos es vista en el caso alemán como una fuente de recursos financieros y no como una forma de estimular que los agentes asignen eficientemente los recursos. Ello hace que muchas de las posibles ganancias de esta política se pierdan, pues el gobierno suele interferir con el adecuado funcionamiento del sistema manipulando los niveles y cobertura de los impuestos.

2.6. *Control de la contaminación de las aguas en Holanda*²³

También en Holanda el propósito de los impuestos ha sido recaudar ingresos con el propósito de destinarlos a mejorar la calidad del agua, y no, como debiera ser, reflejar los daños ambientales causados por las emisiones. Este hecho se evidencia en que los impuestos dependen de cuándo se construyeron las plantas de tratamiento de desechos. En efecto, existe una gran variabilidad de los impuestos entre las regiones: los lugares con plantas más antiguas cobran impuestos menores. Se puede pues afirmar que los impuestos dependen de costos contables y no de costos económicos.

Irónicamente, el que se considerara a los impuestos como fuente de ingresos para purificar el agua antes que como un mecanismo de disuación de los contaminadores, impidió que se pudiera anticipar el efecto que esos impuestos tuvieron sobre los contaminadores, llevándolos a reducir sus emisiones. Se

21. El sistema tradicional establecía ciertos estándares para los peores contaminantes y fijaba el nivel de tecnologías que debían alcanzar las municipalidades e industrias.

22. Por ejemplo, los estados alemanes regulan el nivel agregado de emisión de los desagües municipales, pero no tienen poder para establecer impuestos a las familias o industrias familiares.

23. Brown y Johnson (1984) discuten detalladamente esta experiencia.

generó así una excesiva capacidad de tratamiento de aguas contaminadas, buena parte de la cual no está siendo utilizada; por otro lado, y como consecuencia de esa reducción de emisiones, a la larga los ingresos por impuestos han caído. Como los costos de ese exceso de capacidad instalada deben ser pagados, las autoridades han incrementado los impuestos; obviamente, ello lleva a una mayor reducción en las emisiones, a menores ingresos aun por impuestos, a un menor empleo de la capacidad de tratamiento. Esto se ha debido fundamentalmente a la falta de previsión de los reguladores.

A pesar de esta falta de criterios económicos en el sistema de impuestos, en algunos casos los niveles de contaminación se han reducido significativamente: se estima que la generación de algunos contaminantes se ha reducido hasta cerca del 50% de su nivel original en 1969. La mayor parte de esta reducción ha sido lograda por el sector privado, pues las emisiones municipales han aumentado ligeramente -resultado que no sorprende, si se considera que las entidades gubernamentales han estado sujetas a menores impuestos.

Diversos estudios muestran que, del conjunto de políticas ambientales aplicadas por Holanda en las últimas dos décadas, el factor clave para explicar la reducción en la contaminación ha sido el uso de impuestos a las emisiones. Bressers (1983a) encuestó a funcionarios de las oficinas de control de la contaminación del agua, encontrando que 30% de ellos atribuían el éxito a los impuestos, el 20% a medidas como la negociación informal y sólo el 14% a la fijación de estándares. El mismo Bressers (1983), mediante un análisis econométrico, estableció que los impuestos son el factor de mayor capacidad explicativa; encontró también que los cambios en los impuestos son una variable importante para explicar la reducción de emisiones. Finalmente, Schuurman y Teglaar (1983), mediante entrevistas a funcionarios de más de 150 firmas contaminadoras, encontraron que 50% de los que redujeron su emisión de contaminantes lo hicieron debido a los impuestos, mientras el 24% lo hicieron debido a los estándares; es interesante señalar que entre las respuestas menos frecuentes para explicar la reducción de la contaminación estuvo la voluntad de los agentes de ayudar a la protección del medio ambiente.

Finalmente, hay que señalar que la experiencia holandesa contradice en alguna medida los argumentos en contra de los impuestos a las emisiones. Se suele decir que éstos aumentan el costo de producción y por ende obstaculizan el crecimiento económico, ocasionan la quiebra de empresas que no pueden afrontar los mayores impuestos y terminan generando desempleo. Sin embargo, en el caso holandés el aumento de los gastos de las industrias privadas y de las autoridades municipales ha sido marginal y representa mucho menos del 1% del PBI. En realidad, muchas veces las industrias justifican su fracaso comercial -causado por otras razones- culpando al que se hayan visto obligadas a controlar sus emisiones de contaminantes. Por otro lado, existen muchos casos en los que son posibles grandes mejoras en control de la emisión a costos muy reducidos o nulos.

3. ¿Impuestos o permisos transables? Lo que dice la evidencia

Aunque teóricamente se puede considerar que los impuestos pigouvianos y los permisos transables son equivalentes en términos de sus efectos sobre la reducción de la polución, en la práctica funcionan de manera diferente, y de hecho no tienen el mismo efecto. Conviene, para distinguir las ventajas y desventajas de cada uno, analizar las razones por las que se opta por un sistema de permisos y aquellas por las que se prefiere un sistema de impuestos por emisiones.

Oates (1992) discute las razones que habrían llevado a la autoridad ambiental norteamericana a preferir en el pasado el uso de permisos transables, y por qué esta actitud podría estar cambiando. La primera es una razón práctica: dado que los estándares suelen fijarse en términos de cantidades, es más fácil para la autoridad ambiental usar permisos de cantidades para asegurar que el nivel de las emisiones no exceda el límite fijado. El uso de impuestos no permite fijar un límite máximo al nivel de contaminación, y si la tasa impositiva es muy baja es posible que no se satisfagan los estándares. Este problema es más grave intertemporalmente, cuando el crecimiento y la inflación pueden llevar a que el valor real de los impuestos se reduzca. Para evitar este problema, la autoridad ambiental tendría que elevar periódicamente los impuestos, estrategia impopular en términos políticos y que podría generar incertidumbre. Un sistema de permisos transables de contaminación permite que el precio se ajuste automáticamente ante problemas de inflación o los efectos de crecimiento económico: una mayor demanda por permisos se traduce en un mayor precio de mercado, dado un monto fijo de permisos.

Un segundo factor muy importante para optar por los permisos es que, en términos políticos, introducir una restricción cuantitativa genera menos oposición que introducir un impuesto, pues los partidos políticos suelen ser muy reacios a aceptar mayores impuestos. Estados Unidos repartió sus permisos transables gratuitamente entre las fuentes de contaminación según su récord histórico de polución²⁴, reduciendo así el costo inicial que debían enfrentar las empresas existentes y haciendo la medida más viable en términos políticos²⁵.

Otro factor que según Oates explica el sesgo norteamericano en favor de los permisos transables es la tradición. Estados Unidos tiene una larga experiencia otorgando permisos de contaminación, siendo mucho más fácil hacer transables

24. La alternativa hubiera sido subastar los permisos, lo que en un mercado competitivo hubiera significado recaudar un monto similar a lo que se hubiera obtenido imponiendo el impuesto correcto.

25. Esta medida también impone un trato diferencial entre las empresas existentes y las nuevas, viéndose estas últimas forzadas a comprar los permisos en el mercado.

dichos permisos que tener que inventar un nuevo sistema que implique el uso de impuestos.

Las anteriores tres razones explicarían el sesgo inicial de Estados Unidos en favor de combatir el problema ambiental con permisos transables antes que con impuestos. Sin embargo, Oates también menciona algunas razones que podrían justificar un viraje hacia un uso más intensivo de impuestos para proteger el medio ambiente. En primer lugar, el mercado de permisos no siempre ha sido exitoso; estos mercados no han funcionado como se esperaba y en la práctica (salvo el ya extinto mercado para emisiones de plomo) muy pocas transacciones han sido realizadas²⁶. Ello implicaría que en la práctica no se genera una señal de mercado que estimule transacciones. Obviamente este inconveniente no aparece en el caso de los impuestos, donde la tasa impositiva proporciona una clara señal del costo de la polución.

Por otro lado, la superioridad relativa del uso de impuestos o de permisos transables depende de la pendiente relativa de las curvas de costo y beneficio marginal bajo condiciones de incertidumbre²⁷. En los casos en que es posible que los costos marginales de contaminación de una determinada actividad sean muy variados, es adecuado usar una restricción cuantitativa para impedir posibles desastres ambientales. Sin embargo, de acuerdo a Oates, los impuestos usualmente serán más eficientes que los permisos transables porque estos riesgos de desastres ambientales son muy pocos frecuentes, y por el contrario el riesgo de generar altos costos a los productores mediante el uso de permisos transables es mucho mayor que el de permitir que se genere una tragedia ecológica porque sólo se usaron impuestos²⁸.

Finalmente, Oates dice que los impuestos proporcionan ingresos fiscales, los cuales los hacen especialmente atractivos. Ello es así no sólo en países como Estados Unidos, con un abultado déficit fiscal, sino también en países subdesarrollados, en los cuales la base tributaria es usualmente reducida y las finanzas fiscales son precarias.

En resumen, Oates afirma que durante los últimos años se ha generado un relativo consenso en favor del uso de impuestos con fines ambientales («impuestos verdes»), al menos en los países desarrollados. Sin embargo, especialmente en los países subdesarrollados, todavía subsisten numerosos problemas relacionados

26. Sin embargo, y como menciona Hahn (1989), esto en parte se debe a las restricciones burocráticas existentes. Una adecuada reforma del sistema podría ayudar a superar este problema.

27. Baumol y Oates (1988) y Weitzman (1974) hacen un tratamiento formal de este tema.

28. Además, es factible combinar el uso de restricciones cuantitativas que impidan desastres ambientales y que no sea limitantes la mayoría del tiempo, con un sistema impositivo que logre los mismos objetivos. Roberts y Spence (1976) han propuesto un sistema combinado, en el cual la cantidad de permisos que se emite iguala los beneficios y costos marginales esperados, pero simultáneamente se otorgan subsidios por los permisos no usados e impuestos por las emisiones que exceden los montos permitidos.

a su aplicación: por ejemplo, sus potenciales efectos regresivos deben ser discutidos antes de proponer dichos impuestos como una alternativa viable. La reticencia política probablemente lleve a que si se introducen los impuestos sea en reemplazo de otros ya existentes, o fuerce a que los impuestos con fines ambientales se usen sólo para esos fines. No siempre estos aspectos son óptimos y por ello es necesario discutir más el tema. Sin embargo, es innegable que los impuestos con fines ambientales pueden proveer una solución para el problema de generación de ingresos fiscales en los países sub desarrollados y simultáneamente facilitar su adecuación a tecnologías «ambientalmente correctas» al menor costo posible.

Bibliografía

ANDERSON, Dennis

- 1992 **Economic growth and the environment**. World Bank Working Papers, World Development Report WPS 979.

ANDERSON, Robert Jr. y Robert REID

- 1983 «An empirical analysis of economic strategies for controlling air pollution». En **Journal of Environmental Economics and Management** 10, 112-124.

ATKINSON, Scott y Tom TIETEMBERG

- 1991 «Market failure in incentive-based regulation: the case of emissions trading». En **Journal of Environmental Economics and Management** 21, 17-31.

BARRE, Remi, Blair BOWER, Jochen KUHNER y Clifford RUSSEL

- 1981 **Incentives in water quality management: France and the Ruhr area**. Washington DC: Resources of the Future, Research Paper R-24.

BAUMOL, William y Wallace OATES

- 1971 «The use of standards and prices for protection of the environments En **Swedish Journal of Economics**, Vol.73, No.1, 42-54.

- 1988 **The theory of environmental policy**. Cambridge: Cambridge University Press.

BRAMHALL, D. y Edwin MILLS

- 1966 «A note on the asymmetry between fees and payments». En **Water Resources Res.**, Vol.2, No.3, 615-616.

BRESSERS, J.

- 1983 **The effectivity of effluent charge**. Twente University of Technology, Enschede.

- 1983a **Dutch environmental policy** (ponencia en el simposium internacional «Better Environmental Protection for Less Money»). Twente University of Technology, Enschede.

BROWN, Garder y J. BRESSERS

- 1986 **Evidence supporting effluent charges** (mimeo).

BROWN, Gardner y Ralph JOHNSON

- 1984 «Pollution control by effluent charges: it works in the Federal Republic of Germany, why not in the US». En **Natural Resources Journal**, Vol.24, No.4.

BUCHANAN y TULLOCK

- 1975 «'Polluters' profits and political response: direct control versus taxes». En **American Economic Review**, Vol. 139, No. 65.

- CROPPER, Maureen y Wallace OATES
1992 «Environmental economics: a survey». En **Journal of Economic Literature**, Vol. XXX, No.2, 675-740.
- DEWEES, D.
1992 «Taxation and the environments. En BIRD, Richard y Jack MINTZ (editores): **Taxation to 2000 and beyond**. Ottawa.
- ESKALAND, Gunnar y Emmanuel JIMENEZ
1992 «Policy instruments for pollution control in developing countries». En **The World Bank Research Observer**, Vol 7. No. 2, 145-169.
- HAHN, Robert
1984 «Market power and transferable property rights». En **Quarterly Journal of Economics**, Vol.99, No. 4, 753-65.
1989 «Economic prescriptions for environmental problems: how the patient followed the doctor's order». En **Journal of Economic Perspectives**, Vol.3, No.2, 95-114.
- HAHN, Robert y Gordon HESTER
1989 «Marketable permits: lessons for theory and practice». En **Ecology Law Quarterly**, Vol.16, No. 36.
- KNEESE, Allen y Blair BOWER
1968 **Managing water quality: economics, technology, institutions**. Washington DC: Resources for the Future.
- KRUPNICK, Alan, Wallace OATES y Eric VAN DE VERG
1987 «On marketable air-pollution permits: the case for a system of pollution offsets». En **Journal of Environmental Economics and Management** 10, 233-247.
- LEVINSON, Arik y Sudhir SHETTY
1992 **Efficient environmental regulation: cases studies of urban air pollution in Los Angeles, Mexico City, Cubatao, and Ankara**. World Development Report Working Paper.
- LYON, Randolph
1986 «Equilibrium properties of auctions and alternative procedures for allocating transferable permits». En **Journal of Environmental Economics and Management** 13, 129-152.
- OATES, Wallace E.
1992 **Taxation and the environment: a case study of the United States** (mimeo).
- OPALUCH, James
1984 «Dynamic aspects of effluent taxation under uncertainty». En **Journal of Environmental Economics and Management** 11, 1-13.
- PASCO-FONT, Alberto y Andrés MONTOLYA
1993 «Empleo de incentivos económicos en la protección del medio

- ambiente». En **Apuntes**, 32. Centro de Investigación de la Universidad del Pacífico, Lima.
- PEZZY, John
- 1992 «The symmetry between controlling pollution by price and controlling it by quantity». En **The Canadian Journal of Economics**, Vol.25, No.4, 1005-13.
- PORTNEY, Paul (editor)
- 1990 **Public policies for environmental protection**. Washington DC, Resources for the Future.
- REPETTO, Robert y Malcolm GILLIS
- 1988 **Public policies and the misuse of forest resources**. Cambridge, Cambridge University Press.
- ROBERTS, Marc J. y Michael SPENCE
- 1976 «Effluent charges and licenses under uncertainty». En **Journal of Public Economics**, 5 (3)(4), 193-208.
- SCHUURMAR, J. y J. TEGLAAR
- 1983 «De regulerende weking van de verontreinigingsheffing oppervlaktewateren (een kwantificering)». En **Weekblad voor Fiscaal recht**, 1561-1577.
- SEGERSON, Kathleen
- 1990 **Institutional «markets»: the role of the liability in allocating environmental resources. Proceedings of AERE workshop on natural resource market mechanisms**. Association of Environmental and Resource Economists.
- SESKIN, Eugene, Robert ANDERSON y Robert REID
- 1983 «An empirical analysis of economic strategies for controlling air pollution». En **Journal of Environmental Economics and Management** 10, 112-124.
- TIETEMBERG, Thomas
- 1985 **Emissions trading: an exercise in reforming pollution policy**. Washington DC, Resources for the Future.
- WEITZMAN, Martin L.
- 1974 «Prices vs. quantities». En **Review of Economic Studies**, 41(4), 477-491.