



# Introducción

---

*José Miguel Sánchez C.*

## I. Introducción

La elección de instrumentos para la regulación ambiental se ha convertido en un tema de gran importancia para los encargados de las políticas medioambientales, tanto en nuestro país como en otras partes del mundo. La búsqueda de instrumentos eficientes ha motivado un renovado interés por el uso de incentivos económicos en la protección ambiental. Un reflejo de ello es el caudal de literatura que ha aparecido sobre este tema en los últimos años.<sup>1</sup>

En este trabajo se recogen las principales lecciones que surgen de esta literatura y que pueden ser relevantes para el diseño y aplicación de políticas efectivas en materias de medio ambiente en nuestro país.

---

<sup>1</sup> Véase por ejemplo, The World Bank, «World Development Report, Development and the Environment», Oxford University Press, mayo 1992, capítulo 3; Robert Hahn y Robert Stavins, «Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Theory and Practice», *American Economic Review*, mayo 1992; Hahn «Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders», *Journal of Economic Perspectives*, volumen 3, número 2, primavera 1989; Robert Hahn, y Cordón Hester, «Marketable Permits: Lessons for Theory and Practice», *Ecology Law Quarterly*, volumen 16, 1989; Maureen Cropper y Wallace Oates, «Environmental Economics: A Survey», *Journal of Economic Literature*, junio 1992; Gunnar Eskeland y Emmanuel Jiménez «Policy Instruments for Pollution Control in Developing Countries», *The World Bank Research Observer*, volumen 7, número 2, julio 1992; Jardee Bernstein «Alternative Approaches to Pollution Control and Waste Management: Regulatory and Economic Instruments», Urban Management Program Discussion Paper Series, abril 1991; José Miguel Sánchez, «Aspectos Económicos de la Política de Control y Fiscalización de las Fuentes Fijas», CEPAL, diciembre.1990.

Los principios básicos de la economía ambiental se encuentran en la teoría de las externalidades. De acuerdo a Baumol y Oates, existe una externalidad cuando el bienestar de un individuo o la tecnología de una firma dependen de variables físicas (no monetarias) cuyos valores son determinados por otros agentes (personas, firmas, gobierno, etc.) y sin que éstos se preocupen del bienestar de los primeros al hacerlo.<sup>2</sup>

La contaminación ambiental es un ejemplo de una externalidad negativa. Corresponde a una situación en que los costos privados de una cierta actividad difieren de los costos sociales debido a que ella impone un costo o una pérdida de bienestar a otro agente y al hacerlo no lo considera en sus decisiones.

Típicamente, la razón última para la ocurrencia de este tipo de situaciones es la existencia de un recurso escaso, por ejemplo el aire limpio, sobre el cual no hay derechos de propiedad definidos. En consecuencia, las firmas y los consumidores no consideran su costo al momento de tomar sus decisiones de consumo y de producción.

Si la externalidad negativa está asociada a la producción de un bien, en un mercado competitivo se producirá «demasiado» de él comparado con el nivel de producción socialmente óptimo.

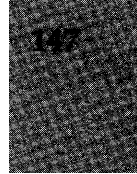
Si la externalidad negativa está asociada al consumo de un bien, en un mercado competitivo se consumirá «demasiado» de él comparado con el nivel de consumo socialmente óptimo.

El óptimo social, tanto en producción como en consumo, se obtiene de comparar los costos marginales sociales de una actividad que produce una externalidad con sus beneficios sociales.

Del análisis de las externalidades se obtienen una serie de conclusiones que son de interés para el tema de la elección de instrumentos de regulación ambiental. Primero, el monto óptimo de contaminación, en general, no es cero. La comparación de los costos sociales y los beneficios sociales puede llevar a que sea socialmente óptimo producir una cantidad mayor que cero de un bien que causa una externalidad negativa, lo que conlleva un nivel de contaminación mayor que cero. El nivel de contaminación óptimo será cero sólo si el beneficio marginal social asociado a la producción del bien que causa la contaminación es

---

<sup>2</sup> William Baumol y Wallace Oates, *The Theory of Environmental Policy*, segunda edición, Cambridge University Press, 1988.



cero, es decir, si la sociedad lo valora en cero o si el daño marginal o costo social de la contaminación es infinito.

La segunda conclusión del análisis es una implicancia de política económica. Los agentes causantes de la externalidad negativa deben enfrentar un «precio» igual al daño marginal causado por sus actividades contaminantes para inducirlos a internalizar el costo completo de sus acciones.

La pregunta que surge es si tal incentivo de precio requiere o no la intervención de una autoridad reguladora.

Existen casos en que se puede argumentar que la solución de las externalidades podría lograrse en forma privada, dejando que las partes negocien entre sí. Un ejemplo de este tipo de solución se da cuando los agentes involucrados en un problema de contaminación se fusionan. De esta manera, se proveen todos los incentivos para que las partes consideren los costos externos. Por su naturaleza, las fusiones sólo tienen sentido cuando se trata de externalidades en que participan un número pequeño de agentes como sería, por ejemplo, el caso de dos firmas productivas que comparten la cuenca de un río.

También en esta línea de argumentación, Coase sostiene que, en ausencia de costos de transacción, sólo se requiere que los derechos de propiedad sobre un recurso estén definidos para que se logre el monto óptimo (en un sentido de eficiencia) de contaminación sin necesidad de que la autoridad intervenga más que para proteger los derechos de propiedad.<sup>3</sup> Sin embargo, es interesante, que el resultado se logrará independientemente de a quién se le asignen los derechos iniciales. En cualquier caso, las negociaciones entre las partes involucradas las obligará a considerar los costos que sus acciones imponen sobre los demás.

Para la gran mayoría de los problemas de contaminación ambiental estas soluciones negociadas son, sin embargo, no factibles por el elevado número de agentes que están afectados directamente. Los costos de transacción entre las partes hacen, por consiguiente, prohibitiva cualquier solución basada en negociaciones privadas entre los agentes.

Por esta razón, en general, se requiere algún grado de inter-

---

<sup>3</sup> Véase Ronald Coase, «The Problem of Social Cost», *Journal of Law and Economics* III, octubre 1960.

vención por parte de la autoridad para solucionar problemas de externalidades ambientales.

Una de estas formas de intervención es la sugerida por Pigou en los años 20 y que consiste en cobrar al agente contaminante un impuesto igual al daño marginal causado por la contaminación.

Es interesante notar que bajo un esquema de impuestos pigouvianos, no se debe compensar a las víctimas de la contaminación para lograr el objetivo de eficiencia. El argumento es uno de distorsión de incentivos. Las víctimas disponen, generalmente, de una serie de maneras de evitar o reducir los daños que sufren. La compensación de las víctimas va contra la eficiencia económica porque reduce los incentivos para que éstas se protejan de la contaminación cuando esto sea lo más económico desde el punto de vista de la sociedad. Además, existe un problema dinámico. La compensación de las víctimas puede incentivar a que otros agentes se conviertan en víctimas. Por estas razones, la prescripción «pigouviana» no considera incentivos adicionales para las víctimas de externalidades negativas.

Además de los impuestos «pigouvianos», existe una serie de otros instrumentos de regulación para tratar problemas de externalidades ambientales y cada uno de ellos implica distintos grados de intervención por parte de la autoridad.

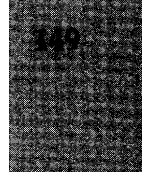
La pregunta que sigue es entonces ¿cuál es la mejor manera de solucionar estos problemas de externalidades? En la siguiente sección se revisan los instrumentos que están disponibles, sus características y la experiencia que existe con respecto de su aplicación.

## II. La selección de instrumentos para la protección ambiental

Las principales conclusiones que surgen de la sección anterior son: a) si se quiere lograr una solución óptima para una externalidad negativa, se debe buscar una forma para que los agentes contaminadores asuman el costo completo de sus acciones, y b) hay distintas formas de hacerlo.

En la práctica, cualquier instrumento que se quiera aplicar para lograr la optimalidad económica importa grandes necesidades de información. En particular, se requiere conocer las funciones de daño marginal de la contaminación, lo que constituye una barrera formidable para el regulador por la complejidad de los fenómenos y sus interrelaciones y la dificultad que representa su estimación.

Por este motivo en la elección de instrumentos, en general,



no se intenta alcanzar un óptimo ni corregir totalmente el problema de la externalidad. Se adopta en cambio, un proceso en dos etapas. En la primera, se determina un objetivo o una meta ambiental en función de criterios tales como la salud de la población, la protección de ecosistemas, etc.. En la segunda etapa, se busca el «mejor» instrumento para lograr estos objetivos predeterminados.

Desde el punto de vista económico los criterios más importantes para definir el «mejor» son los de eficiencia y equidad.

El primero es, básicamente, un criterio de mínimo costo total, definido en forma amplia.

a) El criterio de mínimo costo total

Este criterio corresponde a minimizar la suma de los costos de abatimiento por parte de las fuentes y el costo de administración, fiscalización y control por parte de las autoridades regulatorias, tanto desde una perspectiva estática como dinámica.

Con respecto a la minimización del costo de abatimiento por parte de las fuentes desde una perspectiva estática, el criterio se refiere a alcanzar el objetivo deseado al mínimo costo posible. Esto es lo que se denomina costo-efectividad de la política. La definición de costo-efectividad que se emplee dependerá del tipo de contaminación que se esté considerando. Si los contaminantes tienen la propiedad que el daño que causan depende del monto total de emisiones y no de la ubicación geográfica de las fuentes de contaminación, el concepto de costo-efectividad relevante es el mínimo costo de alcanzar una reducción dada de las emisiones. El objetivo a ser alcanzado en este caso lo define la autoridad en términos de la cantidad total de emisiones.

Si, en cambio, los daños asociados con la contaminación no sólo dependen del volumen total de las emisiones sino que además dependen de la ubicación de las fuentes de emisión, el criterio de costo-efectividad necesita ser modificado. En este caso, la función objetivo está definida en términos de la concentración de contaminantes en el receptor en un momento en el tiempo. Costo-efectividad se define entonces, como el mínimo costo de alcanzar los estándares (concentraciones) ambientales predeterminados en los puntos de recepción.<sup>4</sup>

---

<sup>4</sup> Véase Baumol y Gates *op. cit.*; Thomas Tietenberg «Emissions Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy», Washington, D.C.: Resources for the Future, 1985.

El criterio de mínimo costo debe también entenderse en un sentido dinámico. La pregunta es si el instrumento incentiva la adopción permanente de nuevas tecnologías que reduzcan la contaminación, de manera que en todo momento sea cierto que se está logrando el objetivo ambiental al mínimo costo posible. Si es cierto que cada agente productivo es quien mejor conoce su negocio, entonces será preferible utilizar instrumentos flexibles donde cada agente pueda adoptar las nuevas tecnologías mediante sus acciones descentralizadas sin que se requiera que la autoridad intervenga. La ventaja de una mayor flexibilidad viene del ahorro en requerimientos de información y por lo tanto en los costos que esto implica.

Con respecto al costo de administración, fiscalización y control del instrumento, que puede ser un componente no trivial del costo total, está, en general, en directa relación con las necesidades de información, monitoreo y administración del mismo. Estas necesidades, a su vez, están influidas por el número de fuentes que se desea regular.

#### b) Criterios distributivos

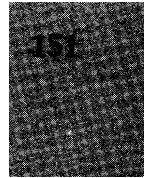
Los aspectos distributivos de los instrumentos son de gran importancia debido a que su elección conlleva una cierta asignación de costos y beneficios entre los distintos miembros de la sociedad

Por otra parte, la adopción del principio «el que contamina paga» tiene implicancias no sólo distributivas al determinar quién soporta los costos de descontaminar, sino que también tiene implicancias en términos de eficiencia al constituir un desincentivo a las actividades contaminantes. Por ejemplo, la adopción del principio significa que instrumentos tales como los subsidios por descontaminar no podrían ser empleados.

### **III. Instrumentos**

#### a) Impuestos o cargos por emisión

La idea de usar impuestos o cargos por emisión viene de la prescripción pigouviana. La autoridad determina una tasa de impuesto por unidad emitida y los agentes económicos deciden cuánto emitir.



Cada fuente paga un impuesto total igual a la tasa de impuesto multiplicada por la cantidad total emitida.

Los impuestos por emisión pueden lograr una reducción dada de emisiones de manera costo-efectiva. La razón es que una fuente que minimiza costos reducirá sus emisiones en respuesta al impuesto hasta el punto en que el costo marginal de reducirlas es igual al impuesto. Si todas las fuentes en un área están sujetas al mismo impuesto, sus costos marginales de abatimiento se igualarán, lo que implica que se está minimizando el costo de lograr una reducción dada de las emisiones. En otras palabras, es imposible reducir el costo total reasignando las tareas de reducción de emisiones entre las fuentes.

Desde una perspectiva dinámica, los impuestos proveen los incentivos correctos. Si la fuente debe pagar por las emisiones que no controla, tendrá incentivos para ir adoptando tecnologías que las reduzcan a medida que éstas se vayan haciendo disponibles.

Una desventaja práctica de los impuestos por emisión es que se debe encontrar la tasa de impuesto consistente con el objetivo deseado de calidad ambiental. Sin el conocimiento de las curvas de costo de abatimiento de las firmas, esto sólo puede hacerse mediante un proceso de prueba y error. Si la tasa de impuesto es muy baja, la contaminación sobrepasará los niveles permisibles. Si la tasa de impuesto es muy alta, se estarán restringiendo las emisiones más de lo necesario. Los costos de estos procesos de determinación de la tasa adecuada de impuesto, pueden ser importantes para las firmas, toda vez que éstas pueden tener que realizar inversiones irrecuperables para adecuarse a un impuesto que posteriormente podría ser modificado. La situación es más compleja cuando los efectos de las emisiones sobre la calidad ambiental en un punto de recepción dependen no sólo de las emisiones de cada fuente sino que además de su ubicación geográfica y del momento en el tiempo en que ocurren. En este caso, se deben determinar tasas de impuestos por emisión distintas para cada fuente, que consideren la diferenciación espacial y temporal.

Con respecto a los costos de monitoreo de las emisiones, necesarios para determinar los pagos de impuesto correspondientes, lo relevante es compararlos con los costos de monitoreo bajo instrumentos alternativos tales como la regulación o los permisos de emisión transables.

Desde el punto de vista distributivo, los impuestos tienen la ventaja de servir para recaudar fondos, los cuales pueden ser usados, por ejemplo, para financiar mejoras ambientales o redes de monitoreo.

Por otra parte, implican un aumento de la carga tributaria para las fuentes emisoras.

En la práctica,<sup>5</sup> los impuestos o cargos por emisión se han usado principalmente en Europa (Francia, Alemania y Holanda) para tratar problemas de contaminación de aguas. Sin embargo, la principal motivación para imponer impuestos por emisión ha sido la de recaudar fondos para proyectos ambientales y no el proveer los incentivos correctos para los contaminadores. De hecho, los cargos han sido relativamente bajos y no han estado relacionados con el comportamiento de las fuentes contaminantes.

b) Tarifas al usuario

Un instrumento que se ha empleado bastante, sobre todo en el caso de contaminación de aguas, son los cargos o tarifas al usuario. Consisten en el cobro que se hace por uso de algún bien de uso colectivo y que se determina principalmente en función de los costos que importa ese bien. Por ejemplo, su empleo más frecuente se encuentra en los casos de los cargos por el tratamiento de aguas servidas donde el costo de tratamiento de las aguas se cobra a todos los que descargan aguas servidas a la red pública de alcantarillado.<sup>6</sup> Con este pago se compensa a la propietaria de la red y de las plantas de tratamiento de aguas, por el costo que tiene tratar las aguas. Además, si el cargo está relacionado con la cantidad y calidad de las descargas, servirá de incentivo económico para que los agentes consideren el costo de sus acciones en sus decisiones.

Otro ejemplo de aplicación de cargos al usuario se encuentra en la tarificación por el uso de vías.

En general, los cargos al usuario no tienen la pretensión de corregir el problema de las externalidades corrigiendo los incentivos que enfrentan los agentes sino que recuperar los costos en que se incurre al proveer un bien de uso colectivo o cobrar por un servicio.

---

<sup>5</sup> Véase Maureen Cropper y Wallace Oates *op. cit.*; Robert Hahn «Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders». *op. cit.*

<sup>6</sup> Janice Bernstein, *op. cit.*



c) Subsidios

Una alternativa a los impuestos para resolver problemas de contaminación es el uso de subsidios por descontaminar. Si bien es cierto que los subsidios obligan al agente contaminador a considerar el costo completo de sus acciones, provocan problemas de eficiencia al introducir incentivos perversos que pueden incluso empeorar el problema que deberían resolver. Los subsidios mejoran la rentabilidad de la industria contaminante y, por lo tanto, pueden afectar la decisiones de entrada a la industria atrayendo nuevas firmas a la actividad, pudiendo incluso terminar con un aumento en los niveles de contaminación.

Si el principio «el que contamina paga» se aplica en forma estricta, no se podrían usar subsidios para reducir la contaminación. Bajo este principio sólo se podrían usar subsidios para corregir casos de externalidades positivas.

d) Normas de emisión

En la regulación por medio de normas de emisión, la autoridad define para cada fuente, un nivel máximo permisible de emisiones. La fuente emisora, por su parte, puede cumplir con las normas de la forma en que lo desee. Si los costos de monitoreo no son excesivos y la información sobre costos de cumplimiento con las normas está disponible para el regulador a bajo costo, este tipo de instrumento podría ser eficiente. Sin embargo, debe notarse que la determinación de normas de emisión que sean consistentes con un objetivo de calidad ambiental requiere de, al menos, la misma cantidad de información que la determinación de impuestos por emisión, puesto que se deben monitorear las emisiones para saber si se está cumpliendo con las normas.

Por otra parte, las normas de emisión pueden presentar importantes problemas en algunos casos. Uno de ellos ocurre cuando las normas exigen reducciones parejas en las emisiones de las fuentes. Si estas difieren en sus costos de reducción de emisiones, una reducción dada de emisiones no se logrará al mínimo costo posible. Un segundo caso ocurre cuando las normas de emisión difieren entre las fuentes nuevas y las antiguas. Si las normas son menos exigentes para las fuentes antiguas, se provee un incentivo para mantenerlas activas por períodos mayores que bajo otros sistemas.

Una desventaja adicional de las normas de emisión es que no proveen incentivos dinámicos para que las fuentes adopten tecnologías descontaminantes en forma continua. Una vez que se cumple la norma de emisión, no hay ningún incentivo para que las fuentes continúen haciendo un esfuerzo de descontaminación.

En la práctica, este instrumento ha sido uno de los más usados. Es importante notar que para que su uso sea efectivo, la autoridad debe tener la capacidad de imponer sanciones o multas a los que sobrepasan las normas.

e) Estándares tecnológicos

Cuando resulta difícil o muy costoso el monitoreo de las fuentes de emisión, se puede optar por la regulación de la tecnología. Este tipo de instrumento ha sido muy usado en la práctica. Ejemplos de ello son los requerimientos para que empresas usen o no determinados insumos o para la adopción de tecnologías de reducción de contaminación.

Los estándares tecnológicos pueden ser un buen instrumento por sus bajos costos de monitoreo, a pesar de que en la práctica puede no ser tal si se requiere inspeccionar equipos y plantas para verificar que los estándares se cumplan y que los equipos no sean adulterados. Por otro lado, si diferentes firmas en una industria tienen formas distintas para reducir sus emisiones, una reducción de emisiones se podría lograr a un menor costo que con estándares tecnológicos. Sólo podría existir una ventaja para los estándares tecnológicos si no existe ninguna duda de cuál es la mejor manera de lograr una reducción dada de emisiones. En cuanto a los aspectos dinámicos, este sistema no provee incentivos para que las fuentes incorporen voluntariamente tecnologías que reduzcan las emisiones. Es la autoridad la que debe ir adecuando los estándares y acomodando la entrada de nuevas fuentes emisoras.

f) Permisos de emisión transables

En un sistema de permisos de emisión transables, la autoridad reguladora determina la cantidad agregada de emisiones de contaminantes en una cierta región, pero deja al mercado la asignación de



esas emisiones entre las distintas fuentes contaminantes. Para ello emite permisos de emisión consistentes con el monto total de emisiones que determinó previamente y los distribuye a las fuentes, las que pueden transarlos. Las transacciones de los permisos en el mercado determinan su precio.

El hecho de que sean transables en un mercado competitivo, permite a este sistema lograr el nivel de emisiones deseado al mínimo costo posible. Los emisores compararán el precio de mercado de los permisos con su costo marginal de reducción de emisiones. Los emisores con bajos costos de reducción de emisiones preferirán reducirlas antes que comprar permisos o, si los tienen, podrán liberarlos y venderlos en el mercado. Los emisores con altos costos de reducción de emisiones preferirán comprar permisos y no disminuir sus emisiones. Si debido a diferencias tecnológicas entre las distintas fuentes emisoras, los costos de reducción de emisiones difieren entre ellas, se podría esperar que surja un mercado por permisos, en el que las fuentes con bajos costos de reducción de emisiones venden permisos y aquéllas con altos costos de reducción de emisiones los compran.

Bajo perfecta certidumbre, existe una cierta equivalencia entre los permisos de emisión transables y los impuestos a las emisiones en cuanto a que ambos tienen la capacidad de lograr con objetivos ambientales al mínimo costo posible si es que los impuestos se fijan al precio de mercado de los permisos. En este caso no tendría diferencia alguna para la fuente de emisión el pagar í pesos por unidad en impuestos directamente a las autoridades o pagar los mismos í pesos para la adquisición de permisos de emisión en el mercado. En ambos casos, el emisor reduciría sus emisiones en exactamente la misma cantidad.

Sin embargo, los permisos de emisión transables tienen una serie de ventajas por sobre los impuestos a las emisiones. En primer lugar, reducen la incertidumbre con respecto al total de emisiones que se quiere alcanzar, comparado con los impuestos por emisión. Esto porque bajo el sistema de permisos, la autoridad fija directamente el nivel total de emisiones. Podría ocurrir, sin embargo, que aun cuando el total de emisiones sea el deseado, en algunos lugares específicos (puntos críticos) se superen las normas de calidad ambiental. Esto es algo que hay que considerar al diseñar un sistema de permisos transables de emisión incorporando la dimensión de la ubicación geográfica en las transacciones de emisiones.

Una segunda ventaja de los permisos por sobre otros instrumentos es su flexibilidad para acomodarse a cambios en las condiciones generales de la economía. Una vez que han sido establecidos y suponiendo que existe la capacidad de monitoreo y control de los permisos, este sistema mantiene el nivel de emisiones totales sin ninguna intervención de una autoridad reguladora. Si la demanda por permisos aumenta por la entrada de nuevas fuentes, el precio de mercado de los permisos (con oferta fija) aumentará. Los entrantes tendrán que comprar permisos o entrar con tecnología no contaminante. Las firmas poseedoras de permisos tendrán incentivos para reducir emisiones y vender permisos a los entrantes o a las firmas activas que quieran expandirse.

Para que funcione un sistema de permisos de emisión transables se requiere medir, tal como bajo un sistema de impuestos por emisión o bajo un sistema de normas de emisión, las emisiones en el efluente para cada fuente emisora. Sin embargo, la transferibilidad de los permisos introduce un problema adicional que viene de la necesidad de llevar un registro de las transacciones de permisos para poder compararlos con las emisiones de cada fuente.

Con respecto a la mantención de la eficiencia en el tiempo, el sistema de permisos transables otorga a las fuentes los incentivos adecuados para que las firmas inviertan en nuevas tecnologías de reducción de emisiones para liberar así permisos que pueden ser posteriormente transados en el mercado. Sin embargo, los incentivos dependen crucialmente de que la fuente que hizo el esfuerzo de reducción de emisiones pueda disponer de los permisos liberados para transarlos en el mercado. Es decir, se requiere que la fuente tenga algún derecho de propiedad sobre los permisos de emisión que libera.

Los aspectos distributivos de un sistema de permisos transables dependen de cómo se haga su distribución inicial y de la cantidad total de permisos asignados. Para cada fuente individual, el costo de reducir emisiones en que incurre bajo un esquema de permisos se compone de los costos de abatimiento por las emisiones reducidas y del costo de los permisos por aquellas emisiones que no controla. El segundo componente del costo dependerá de si los permisos se licitan o se entregan gratuitamente a las fuentes existentes usando algún criterio de desempeño histórico.

En el caso de una licitación de permisos, las fuentes emisoras deben pagar para poder emitir, al igual que bajo un sistema de

impuestos por emisión. Es importante notar<sup>7</sup> que el costo de los permisos para las firmas bajo un esquema de licitación pueden ser sustanciales e incluso mayor que los costos de abatimiento que deben incurrir bajo esquemas regulátenos alternativos (que incluso pueden ser ineficientes), como por ejemplo uno que obliga a todas las fuentes a reducir emisiones en igual proporción. Este hecho puede derivar en que las fuentes se opongan a un sistema de permisos asignados mediante licitación.

En el caso de una distribución gratuita, se les regala a las fuentes un activo transable en el mercado, lo que constituye una transferencia de riqueza hacia los receptores de permisos. Las fuentes, por lo tanto, tienen todos los incentivos para tratar de afectar en su favor la distribución inicial de permisos.

De cualquier forma, si el mercado por permisos es competitivo, la distribución inicial de permisos es un problema distributivo y no de eficiencia porque el resultado de mínimo costo en términos de los esfuerzos de reducción de emisiones que tiene que hacer cada fuente se logrará por medio de las transacciones entre ellas, independientemente de la asignación inicial.

Un problema que ha preocupado a muchos observadores se refiere a la posibilidad de que el mercado por permisos no sea competitivo. En este caso, nada garantiza que la asignación final de los permisos sea costo-efectiva, aunque la cantidad total de emisiones no será superior a la permitida por la autoridad.

Hay dos tipos de potenciales problemas que pueden afectar la competencia en los mercados de permisos. El primero corresponde a uno en que una fuente o grupo de fuentes tiene algún poder monopólico para afectar el precio de los permisos. En este caso, las fuentes con poder para afectar el precio de los permisos comprarán menos permisos que los que requeriría el costo-efectividad. Por este motivo, los costos de abatimiento son mayores que bajo la solución de mínimo costo, pero cada fuente gasta menos en total (costos de abatimiento más costos de los permisos).

Tietenberg<sup>8</sup> reporta que la evidencia empírica acerca de la manipulación de los precios por parte de fuentes con poder monopólico

---

<sup>7</sup> Véase Thomas Tietenberg, «Emissions Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy», Washington, D.C.: Resources for the Future, 1985; Randolph Lyon, «Auctions and Alternative Procedures for Allocating Pollution Rights», *Land Economics*, volumen. 58, número 1, febrero 1982.

<sup>8</sup> Thomas Tietenberg, *op. cit.*

en las licitaciones de permisos puede tener una influencia grande en el precio pero una influencia relativamente pequeña en los costos de control. El poder para afectar precios depende del tamaño relativo de las fuentes y de sus costos marginales de reducción de emisiones. De cualquier manera, si el poder para afectar precios fuera un problema en un esquema de licitación, es posible diseñar uno que minimice los incentivos para manipular los precios.

El segundo tipo de problema puede surgir del deseo de una(s) fuente(s) de usar los permisos como barrera a la entrada de competidores a la zona geográfica cubierta por el mercado de los permisos. La importancia práctica de este tipo de comportamiento en un esquema de licitación dependerá del número de fuentes que compitan en el mercado del producto final y que participen en el mismo mercado de permisos. Por otra parte, la distribución inicial de permisos en un esquema de reparto gratuito puede usarse para reducir la ocurrencia potencial de este fenómeno.

La evidencia empírica acerca del uso de permisos transables de emisión ha sido bien documentada en Hahn (1989) y Hahn y Hester (1989).

De las experiencias revisadas en la literatura hay dos que merecen una mención especial. Estas corresponden a las dos modificaciones del Acta de Aire Limpio de los Estados Unidos introducidas en 1977 y en 1990.

En 1977, el Acta fue modificada en dos aspectos fundamentales. Primero, en las áreas donde no se satisfacen los estándares se aplicaron regulaciones muy exigentes, tales como imposición de estándares tecnológicos. Segundo, se introdujo un programa de transacción de emisiones con el objetivo de darles a las fuentes mayor flexibilidad para que controlaran sus emisiones. Este programa opera a través de «créditos por reducción de emisiones». Si una fuente controla sus emisiones en más de lo que tiene permitido emitir, puede obtener un crédito por el «exceso» de reducciones. El crédito puede ser transado en cuatro formas distintas.

La primera se conoce como *netting*. Se diseñó para permitir que una firma que está creando nuevas fuentes de emisión evitara las rigurosas normas de emisión a que estarían sujetas si son clasificadas como fuente nuevas. Si las emisiones globales de la planta no aumentan, la fuente modificada puede aumentar emisiones usando los créditos por reducciones obtenidas en otras fuentes de la planta. Esto se llama



transferencia interna porque las transacciones de créditos involucran a una sola firma.

El segundo elemento de la transacción de emisiones corresponde a las compensaciones (*offsets*), el que fue diseñado para que pudieran entrar nuevas fuentes contaminantes a un área donde no se está cumpliendo con las normas de calidad (zonas saturadas), sin que eso significara incrementar el nivel global de contaminación.

La regla es que se permite la entrada de nuevas fuentes emisoras en áreas saturadas sólo si compensan sus emisiones con reducción de emisiones aun mayores de las fuentes existentes.

La tercera forma es mediante las «burbujas». Una burbuja se puede ver como una cúpula de vidrio imaginaria que cubre diferentes fuentes emisoras. El objetivo es que el volumen global de emisiones en la burbuja no exceda el nivel requerido por las normas predeterminadas. Si una fuente en particular excede su norma de emisión asignada, puede compensarlo comprando créditos de alguna otra fuente en la burbuja.

Por último, existe el componente de «banco», en que las fuentes pueden guardar sus créditos de reducción de emisiones para usarlas después en programas de compensación, *netting* o burbuja.

La experiencia con las transacciones de emisiones, que se resume en el cuadro siguiente, tomado de Hahn y Hester,<sup>9</sup> parece indicar que han tenido éxito en haberle dado a las firmas mayor flexibilidad para lograr cumplir con sus normas de emisión, lo que ha redituado en ahorros importantes. Estos ahorros de costos se han logrado fundamentalmente con transacciones internas pudiendo haber sido mucho mayores si hubiesen ocurrido más transacciones externas a la firma. Los cambios en la calidad ambiental que ha resultado de estos programas ha sido prácticamente nula.

A fines de 1990, se aprobó en el Congreso una nueva y profunda revisión del Acta de Aire Limpio en EE.UU.<sup>10</sup> Una de las modificaciones se refiere a la introducción de un sistema de permisos transables de emisión para fuentes que emiten dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno. La legislación afecta específicamente a las centrales termoeléctricas que queman carbón con alto contenido de azufre y que

---

<sup>9</sup> Robert Hahn, y Cordón Hester *op. cit.*

<sup>10</sup> Congressional Records, U.S. Senate, 1990

bajo el Acta, tienen que reducir sus emisiones combinadas de ambos contaminantes a 9 millones de toneladas al año en el año 2000 desde un promedio de 19 millones de toneladas al año en el período 1980-1985. El sistema asigna permisos de emisión gratuitamente basado en los niveles de emisión actual. Las fuentes pueden usarlos, comprarlos o venderlos. Sin embargo, el Acta establece que estos permisos no constituyen derechos de propiedad para la fuente y que pueden ser, por lo tanto, revocados, limitados y/o modificados por el administrador de la EPA (Environmental Protection Agency de EE.UU.). Aunque la experiencia es demasiado reciente como para evaluarla, ha habido algunos indicios que, por diversas razones de orden político, los estados no han dejado operar a los mercados por permisos, con lo cual las reducciones de costo potenciales estimadas en US\$5 billones no podrían alcanzarse.

Resumen de Transacción de Emisiones

Actividad	Número Estimado de Transacciones Internas	Número Estimado de Transacciones Externas	Ahorro Estimado de Costos (millones)	Impacto En Calidad Ambiental
Netting	5000 a 12000	Ninguna	\$525 a \$12000	Levemente negativo
Offsets	1800	200		Neutral
Burbujas				
- Federales	40	2	\$300	Neutral
- Estatales	89	0	\$135	Neutral
Banca	<100	<20	Muy pequeño	Levemente positivo

FUENTE: Hahn y Hester(1989).