

Instrumentos de política para el control de la contaminación en los países en desarrollo

Gunnar S. Eskeland

Emmanuel Jiménez

Lecturas de Economía. No. 40.

-I. El fundamento de la intervención del gobierno, 217. -II. Prescripciones de políticas acostumbradas, 219. -III. Controles eficientes de la contaminación en países en desarrollo, 226. -IV. Efectos distributivos: bienestar y economía política, 241. -V. Implicaciones para la reforma de la política, 245.

No existen estudios rigurosos sobre control de la contaminación en países en desarrollo, pero sí convincentes evidencias ocasionales de que las regulaciones para proteger el ambiente no son efectivas o son innecesariamente costosas. A menudo, bien no hay regulaciones, o están mal diseñadas o no se hacen cumplir (Bernstein, 1991). Además, políticas económicas aparentemente no relacionadas con el ambiente -subsidios al consumo de agua o al uso de pesticidas, fertilizantes o energía- resultan afectándolo, con frecuencia para mal (Schramm y Warford, 1989). Se empieza a acumular evidencia acerca del daño que la contaminación ocasiona a la salud humana y a la productividad (Thomas 1981 y 1985, acerca de Sao Paulo; Hertzman, 1990, sobre Polonia; Margulis, 1992, sobre México).

Este artículo revisa el diseño de intervenciones costo-efectivas para proteger el ambiente de la contaminación excesiva en países en desarrollo. La atención se limita deliberadamente a las políticas internas de control de la contaminación. No tratamos aquellas dirigidas a otros problemas ambientales, como la erosión del suelo, la deforestación, la biodiversidad o la desertificación; tampoco nos referimos explícitamente a las dificultades transnacionales (lluvia ácida) o a las consecuencias globales de la contaminación (cambios de clima, agotamiento del ozono). Muchos de los principios que presentamos, sin embargo, se relacionan de modo amplio con la corrección de externalidades o efectos de desperdicio y pueden ser aplicados igualmente a estos problemas (Binswanger, 1989; Mahar, 1989; Repetto y Gillis, 1988; Schramm y Warford, 1989).

El análisis se concentra en los instrumentos de política aplicados tradicionalmente en el dominio de las finanzas públicas, tales como impuestos, precios y subsidios, comparándolos con las regulaciones y otros instrumentos utilizados, por lo común, para reducir la contaminación o aminorar sus daños. Las intervenciones se pueden dividir en las siguientes categorías: a) Estímulos Basados en el Mercado -

EBM- que afectan a los incentivos de los agentes privados; b) Instrumentos de Dirección y Control -DyC- que regulan las actividades a través de restricciones sobre la fuente de contaminación y c) Gasto del gobierno en limpieza o en hacer cumplir las normas (véase Tabla 1). En este artículo nos concentramos en las categorías a) y b) porque los principios que orientan las decisiones concernientes a la categoría

Tabla 1

Taxonomía de los instrumentos de política para reducir la polución

<i>Políticas</i>	<i>Instrumentos directos</i>	<i>Instrumentos indirectos</i>
Estímulos Basados en el Mercado	Cobros por descargos; permisos negociables; depósitos reembolsables	Impuestos sobre insumos o productos; subsidios para sustitutos y para insumos que reducen la contaminación
Medidas de Dirección y Control	Regulación de emisiones (específicas por fuentes, costos no transferibles)	Regulación de equipos, procesos, insumos y productos
Producción o gasto del gobierno	Gastos de las agencias reguladoras en purificación, limpieza, disposición de desperdicios y en hacer cumplir las normas	Desarrollo de tecnologías "limpias"

c) están bastante bien establecidos en la literatura sobre costo-beneficio. También hacemos una distinción entre los instrumentos directamente asociados con el monto del daño producido o con el de los contaminantes emitidos y aquellos que actúan indirectamente sobre la contaminación a través de variables relacionadas, tales como los insumos y productos.

El análisis empieza con la fundamentación para la intervención del Estado y llega a mirar los méritos relativos de los instrumentos de política tradicionalmente prescritos en los países industriales. Los argumentos para estas prescripciones están basados en varios supuestos simplificadores: mercados competitivos, inexistencia de costos de transacción, certidumbre, información completa. Estos supuestos pueden ser menos aplicables en los países en desarrollo. El resto del artículo investiga lo que ocurre a las prescripciones de política cuando los supuestos acostumbrados se modifican para tener en cuenta las condiciones propias de los países en desarrollo.

I. El fundamento de la intervención del gobierno

El argumento de eficiencia para una intervención pública que mitigue los problemas de contaminación está bien establecido en la literatura teórica (Baumol y Oates, 1979, 1988; Tietenberg, 1988b). La contaminación es un ejemplo de efecto externo negativo: impone efectos dañinos y costos sobre agentes distintos de los contaminadores. El mercado libre no les ofrece alicientes para reducir el daño pues los costos son ampliamente cubiertos por otros. El mercado, dejado a sus propias fuerzas, no es en consecuencia el mecanismo más efectivo para mantener la contaminación en niveles razonables. El control óptimo de la contaminación ocurriría si el costo marginal, incluidos los daños por la contaminación, fuera suficientemente bajo para ser contrarrestado por los beneficios marginales de la actividad.

¿Es esencial la intervención pública para corregir tales externalidades? Según Coase (1960), no hay una razón de eficiencia para involucrar al gobierno, excepto para

ayudar a asignar los derechos de propiedad. La proposición de Coase es que si los afectados por la contaminación tienen los derechos de propiedad sobre un ambiente no contaminado, los contaminadores deberán "sobornarlos" para que les permitan algún nivel de contaminación. (Los estados miembros de la Organización Europea para la Cooperación y el Desarrollo -OECD- y muchos otros países, han otorgado en principio los derechos de propiedad a las víctimas, a través del principio "contaminador, pagador"). De modo similar, si los contaminadores tienen el derecho a contaminar, las víctimas deberán "sobornarlos" para tener menos contaminación. En ambos casos, en la medida en que las negociaciones no fueran costosas, el monto resultante de contaminación sería óptimo.

Cuando los contaminadores y las víctimas son pocos y el número de beneficiarios de un acuerdo es fijo, la proposición de Coase puede ser válida: las negociaciones pueden lograr la internalización de las externalidades. Tal situación negociada parece factible en una situación como la de Filipinas, donde los sedimentos del suelo ocasionados por la actividad de un sólo aserrío amenazan el turismo en

una bahía (Dixon y Hodgson, 1988). Cuando los ríos pasan de una jurisdicción a otra (como lo hace el Paraíba entre Sao Paulo y Río de Janeiro), las partes involucradas son fácilmente identificables y pueden llegar a acuerdos sobre las cargas de la contaminación a través de negociaciones. En Turquía, los granjeros han obtenido indemnizaciones legales cuando las emisiones de las fábricas han dañado sus cosechas; aquí el establecimiento de un derecho al ambiente no contaminado provee incentivos para reducir la contaminación. Así, cuando las partes en conflicto son fácilmente identificables y la obligatoriedad de la ley está asegurada, tenemos un caso en que no es necesaria la intervención del gobierno para lograr resultados eficientes.

Pero para que la proposición de Coase se aplique, los costos de la negociación y de los acuerdos legales deben ser cero o insignificantes. En la práctica, los costos aumentan con el número de contaminadores y de víctimas. En Ciudad de México, por ejemplo, hay 20 millones de consumidores, 2.5 millones de vehículos y 30.000 industrias: difícilmente sería factible que los agentes económicos involucrados realizaran negociaciones eficientes sin

la intervención de una autoridad. En las negociaciones privadas las partes tienen un incentivo a comportarse como polizones, ya sea ocultando su disponibilidad a pagar o rompiendo el acuerdo. Más aún, para ser eficiente en el largo plazo, el acuerdo debe acomodarse a la entrada de nuevos participantes en el mercado o a la salida de otros.³ La intervención pública será a menudo la única solución eficiente para estos problemas de coordinación.

II. Prescripciones de política acostumbradas

Dado que se requiere la intervención, ¿en qué forma debería hacerse? Las políticas buscan, o bien regular el nivel de contaminación en la fuente, o bien cambiar los precios, o establecer regulaciones para incrementar los costos privados de contaminar. Para facilitar la comparación, la siguiente discusión de los instrumentos habituales de

política empieza con algunos supuestos restrictivos: a) la contaminación se dispersa uniformemente, esto es, los costos externos para la sociedad son independientes de la localización de la fuente; b) los costos de monitorear los daños y las emisiones son bajos; c) no hay incertidumbre acerca de los costos y beneficios del control de la contaminación y d) prevalece una estructura de mercado competitivo. Hacia el final de esta sección refinaremos la comparación de los instrumentos eliminando el primero de los supuestos. Las secciones subsiguientes relacionarán el argumento con las condiciones de los países en desarrollo, eliminando sucesivamente cada uno de los otros supuestos y agregando el tema de los objetivos distributivos.

A. Dispersión uniforme de los contaminantes

Cuando la contaminación se dispersa uniformemente, la calidad

3. Acerca de la eficiencia de largo plazo de la solución negociada con derechos de propiedad bien definidos, véase Frech (1973) y Tybout (1972, 1973). La eficiencia puede ser el resultado si las firmas que entran o salen del mercado pueden recibir o dar pagos por hacerlo. Para una discusión de la revelación de la demanda compatible con los incentivos, véase Groves y Ledyard (1977) y Green y Lafont (1979). Farrel (1987) usa un enfoque simple para mostrar que un burócrata intervencionista puede ser más eficiente que las negociaciones, aún cuando el burócrata tuviera limitaciones de información y hubiera sólo dos agentes.

del ambiente puede ser mejorada o protegida solamente frenando la totalidad de las emisiones. Las políticas de dirección y control restringen las emisiones de cada fuente y no permiten que las fuentes negocien el derecho a contaminar. La mayor parte de los países industriales han confiado predominantemente en métodos de Dirección y Control, estableciendo y obligando a cumplir estándares sobre equipos, procesos o emisiones (Opschoor y Vos, 1989; Bernstein, 1991). La reciente experiencia de los países en desarrollo no parece romper esta tendencia. Con estímulos basados en el mercado, por contraste, las restricciones no son específicas por fuentes, sino que habría señales iguales para todas ellas al aumentar los costos marginales de la contaminación. Los permisos negociables, los subsidios a la reducción y los impuestos a la emisión, son ejemplos de tales instrumentos. Todos ellos dejan que el mercado distribuya la reducción donde resulta más barata.

1. Dirección y Control versus Estímulos Basados en el Mercado

Las políticas de Dirección y Control y los Estímulos Basados en el Mercado pueden lograr la misma

calidad del ambiente, pero los Estímulos Basados en el Mercado son generalmente más costo-efectivos. Posiblemente, las políticas de Dirección y Control pueden minimizar el costo para la sociedad si el regulador adapta los costos de abatimiento para cada industria, de tal manera que ningún contaminador se vea obligado a reducir las emisiones si otro puede hacerlo a menor costo. La política es factible si los contaminadores son pocos y fácilmente identificables, por ejemplo plantas de energía que emiten óxidos de sulfuro en algunas ciudades. Las políticas de Dirección y Control ejecutadas por una fuerte agencia reguladora pueden ser entonces muy costo-efectivas. Pero generalmente, y especialmente en situaciones con muchos contaminadores heterogéneos, un amplio sector informal y una administración pública débil, las medidas de Dirección y Control no funcionan tan bien. Más aún, en la práctica las restricciones sobre fuentes específicas permiten que los costos marginales difieran entre los contaminadores, de tal forma que los costos totales del abatimiento no se minimizan.

En contraste, los incentivos basados en el mercado requieren que

el regulador estime sólo los costos agregados (no los individuales) del abatimiento para minimizar los costos. Un regulador podría, por ejemplo, emitir suficientes permisos negociables para que los costos y beneficios marginales del abatimiento se igualaran para todos. Un contaminador cuyos costos de abatimiento sean altos podría comprar permisos, mientras que uno cuyas opciones de abatimiento fueran más baratas, preferiría reducir sus emisiones (Dales, 1968). Un impuesto a la polución puede lograr también un abatimiento costo-efectivo. Permite que cada fuente contaminante decida si pagar el impuesto o asumir una reducción adicional de las emisiones, dando como resultado que se selecciona el abatimiento cuando éste resulta menos costoso, puesto que cada fuente abatiría sólo si el costo marginal del abatimiento no excede la tasa del impuesto.

Las investigaciones empíricas dan un fuerte apoyo al argumento teórico a favor de los incentivos basados en el mercado: se reporta un ahorro significativo de costos con respecto a la alternativa de dirección y control. Tietenberg (1988b) revisa nueve estudios en los cuales los incentivos basados en el mercado son calibrados para al-

canzar los mismos niveles de calidad ambiental que los métodos de Dirección y Control. En siete de ellos, la relación de costos de los primeros con respecto a los segundos era de 1 a 4 o menor; en dos de ellos la relación era de 1 a 14 o menos. Los hallazgos de Thomas (1981) en Sao Paulo, con costos de abatimiento ampliamente diferentes entre firmas y sectores, indican que los ahorros resultantes de los incentivos de mercado serían más altos.

Los incentivos basados en el mercado se usan a veces en combinación con los instrumentos de Dirección y Control para obtener ventajas de un enfoque más flexible sin llegar a un sistema completamente basado en el mercado. En los Estados Unidos, por ejemplo, se han permitido algunas oportunidades limitadas de "negociar" el derecho a contaminar, dentro de una estructura de Dirección y Control, en un intento de ganar parte de los ahorros que son posibles con los incentivos basados en el mercado (Hahn, 1989; Opschoor y Vos, 1989). Entre las enmiendas a la ley norteamericana del aire puro (1990) está la expansión de las condiciones para la negociación de emisiones. Algunas de las manifestaciones de la

negociación de emisiones han sido: la búsqueda de efectos netos, la compensación, las burbujas, la obtención de créditos y la negociación del plomo.

.La obtención de efectos netos permite negociaciones internas en la firma: una empresa puede evitar los requerimientos para que restrinja las emisiones de una nueva fuente si reduce las de las existentes.

.Las compensaciones se usan en áreas donde está prohibido el establecimiento de nuevas actividades contaminantes porque los estándares de calidad del aire no se están alcanzando. A través de las compensaciones, se puede crear una nueva fuente si reduce las emisiones de otras fuentes en mayor cantidad de las que crea. Alemania y los Estados Unidos emplean este tipo de compensaciones.

.Las Burbujas colocan una "burbuja" imaginaria sobre una fábrica. Esto permite a una firma combinar las emisiones de varias fuentes y cumplir los requerimientos generales y no los particulares.

.Los créditos se conceden a una firma si sus emisiones están por debajo de los límites legales. Los créditos pueden ser usados posteriormente o vendidos a otros.

.La negociación del plomo entre las refinerías de Estados Unidos fue autorizada con el fin de reducir los costos de un programa mayor para eliminar el plomo de la gasolina (1982-1987).

Los ahorros conseguidos mediante oportunidades limitadas de negociación como estas son sustanciales si se permite negociar a empresas que, de otro modo, abatirían la contaminación a costos marginales ampliamente diferentes. Hahn (1989) estima que los ahorros relacionados con estas formas de negociación son considerables.

2. Incentivos basados en el precio versus incentivos basados en la cantidad

En la medida en que no exista incertidumbre con respecto a los costos del abatimiento, los incentivos basados en el precio, tales como los impuestos, y los basados en la cantidad, tales como los permisos negociables, tienen exactamente el

mismo efecto. Deberán producir como resultado el mismo nivel de emisiones y los mismos costos económicos. Un impuesto uniforme sobre las emisiones tendrá los mismos efectos de los permisos de emisión, pues el mercado los distribuirá dentro de la industria de acuerdo con la disposición a pagar. Ambas medidas minimizarán los costos globales de abatimiento, pues los de más alto costo, o bien pagarán el impuesto, o bien comprarán los permisos a los de más bajo costo de abatimiento.

Pero aunque los impuestos y los permisos que pueden ser libremente negociados son conceptualmente equivalentes, algunos autores han argumentado que, por razones administrativas, las cuotas negociables pueden ser preferibles a los impuestos o a los instrumentos de precio (Baumol y Oates, 1988). En primer lugar, el ajuste de la tasa impositiva para lograr apropiadas metas ambientales puede ser costoso, particularmente en ambientes inflacionarios. En segundo lugar, los permisos pueden ser fáciles de implementar pues hacen posible introducir controles sin aumentar los costos para las firmas existentes. Pero en algunos casos, los instrumentos impositivos pueden ser

más fáciles de administrar que las cuotas. Por ejemplo, un impuesto indirecto a la contaminación a través del consumo de combustible puede caber más fácilmente dentro de los procesos administrativos existentes que una cuota (Anderson, 1990). En la mayor parte de los países en desarrollo, sería más fácil implementar impuestos a los insumos para recortar las emisiones contaminantes que establecer un esquema completamente nuevo tal como el de los permisos negociables.

A menos que los permisos sean subastados, sus implicaciones distributivas son diferentes de las de los impuestos. La distribución de los permisos por un mecanismo diferente al mercado, así como otros esquemas de compensación, debe ser cuidadosamente diseñada de tal forma que se evite la creación de incentivos indeseados.

3. Establecimiento de incentivos basados en precios

Los gobiernos que usan un impuesto a la contaminación para proteger la calidad del ambiente deben seleccionar la base y la tasa de tal forma que el costo externo de la actividad sea internalizado. Tal

instrumento se denomina un impuesto pigouviano.⁴ La base apropiada para el impuesto sería el daño causado o alguna variable aproximada, tal como el volumen de emisiones. Un ejemplo podría ser el impuesto al carbón que ha sido propuesto recientemente como una herramienta para la reducción eficiente de las emisiones que ocasionan el calentamiento global. Otros ejemplos son los impuestos aplicados en Francia sobre la contaminación del aire, sobre las descargas al agua en Alemania, y sobre los residuos sólidos en Dinamarca (Whalley y Wigle, 1991; Opschoor y Vos, 1989).

El incentivo pigouviano puede ser tanto un impuesto sobre la contaminación, como un subsidio a su reducción. En el corto plazo los efectos de los incentivos pueden ser los mismos. En el largo plazo, cuando la entrada y salida del mercado puede afectar el resultado, normalmente se prefiere un impuesto por-

que no da a las empresas incentivos para entrar en una industria contaminante subsidiada.

¿Qué determina la tasa del impuesto? La regla general es fijar impuestos o precios públicos a las mercancías que producen externalidades a una tasa equivalente al costo marginal de producción más el valor incremental de la externalidad (véase Eskeland y Jimenez, 1991, para una discusión completa). No hay necesidad de gravar los complementos o subsidiar los sustitutos cuando el gravamen sobre el bien contaminante internaliza completamente la externalidad. En la práctica, muchas actividades contaminantes son subsidiadas, fijándoles precios inferiores al costo marginal (Schram y Warford, 1989; Repetto y Gillis, 1988; Anderson, 1990). En tales casos, el aumento de los precios o los impuestos para acercarlos al costo marginal sería ya una mejora sobre la situación existente: las emisiones podrían reducirse sin ningún costo.

4 Desde la contribución seminal de A.C. Pigou (1920), la expresión "impuesto pigouviano" ha sido usada para impuestos que pretenden desestimular las actividades con externalidades negativas. El principio "el contaminador paga", tal como está definido en los lineamientos de la OECD (OECD, 1975; Opschoor y Vos, 1989) no es un "verdadero" instrumento pigouviano, pues éste usualmente requiere del pago por el abatimiento, pero no por los daños que ocasionan las emisiones.

B. Dispersión no uniforme de los contaminantes

La discusión precedente sobre los instrumentos de política ha supuesto la distribución uniforme de la polución para propósitos comparativos. Los gases que causan el efecto invernadero, tales como el dióxido de carbono, se dispersan uniformemente. Pero con frecuencia los contaminantes están concentrados alrededor de la fuente y en la dirección del viento o aguas abajo. La eliminación del supuesto de la dispersión uniforme no afecta el argumento general acerca de los méritos relativos de las políticas de comando y control versus los incentivos basados en el mercado, pero si tiene implicaciones sobre el detalle del diseño de las políticas.

El daño causado por una actividad contaminante (por unidad de emisión) variará en función de la localización, de las características de dispersión de las emisiones (determinadas, para la contaminación del aire, por variables tales como la altura de la chimenea o la velocidad y la temperatura del flujo) y del sitio que se está contaminando.

Para muchos de los principales contaminantes del aire, la reducción de las emisiones tiene pocos beneficios sobre vastas áreas rurales, de tal modo que aplicar cargos uniformes por emisiones (o permisos de emisión negociables de uno en uno) en zonas que comprenden tanto áreas rurales como urbanas, no sería costo-efectivo. La dimensión urbano-rural ilustra las diferencias en los daños marginales por unidad de emisión. El principio -y la necesidad- de instrumentos diferenciales es válido para cualquier patrón de daños (o beneficios) no uniformes. El área A puede ser vulnerable pero menos importante de proteger que la B si las cargas actuales de contaminación en B hacen que el daño marginal sea mayor allí. De forma similar, para contaminantes del agua tales como aquellos caracterizados por la demanda biológica de oxígeno, el daño marginal de las descargas puede ser alto donde éstas son altas, pero más bajo aguas abajo y aguas arriba. Los cargos uniformes por emisión pueden dar lugar a un abatimiento innecesario para muchas fuentes cuyas emisiones no contaminan las áreas críticas.⁵ En estos casos, el programa

5 "Hot spots" en el original (nota del traductor).

más costo-efectivo requeriría que el abatimiento de cada fuente dependiera de si sus emisiones contaminan o no los sitios vulnerables. Por ejemplo, los cargos por emisiones podrían variar con la localización para reflejar la relación entre los daños y las emisiones.

En esencia, las diferencias en los daños por unidad de emisión significan que la negociación ilimitada de permisos de emisión no es una buena idea. Si se hace una zonificación, los permisos deben ser cuidadosamente distribuidos entre las zonas puesto que las fuentes están impedidas para resolver problemas de mala asignación a través de negociaciones.

Si los contaminadores de una región presentan muy diferentes relaciones de daños a emisiones, la concomitante diferenciación de los instrumentos puede dar lugar a un significativo ahorro de costos. Por la misma razón, los costos de aplicación de cargos uniformes de emisión o de permisos sin zonificación, serían también altos. Atkinson y Tietenberg (1982) calculan que un esquema para el control de emisiones particuladas en San Luis, fundamentado en el mercado, ahorraría el 83% del costo con respecto a

un esquema de Dirección y Control si los cargos fueran completamente diferenciados. Los ahorros serían menores si la diferenciación geográfica de los cargos por emisión fuera limitada, y serían solamente del 50% si los cargos fueran uniformes. Seskin, Anderson y Reid (1983), modelando las estrategias para el control de los óxidos de nitrógeno en Chicago, encontraron que los ahorros de 93% con respecto a la estrategia de Dirección y Control, caerían al 50% si los instrumentos tuvieran que ser uniformes dentro de las industrias, mientras que un esquema con instrumentos completamente uniformes costaría dos veces más que la estrategia de Dirección y Control. No es sorprendente que los reguladores no hayan perdido de vista la dimensión geográfica al diseñar el esquema de Dirección y Control y, así, hayan logrado mejores resultados que con un esquema basado en el mercado y que ignora la geografía.

III. Controles eficientes de la contaminación en países en desarrollo

¿Cómo se afectan los resultados discutidos hasta ahora cuando se modifican los supuestos? Supongamos una restricción de los ingresos

públicos, la incapacidad para monitorear las emisiones y daños, la incertidumbre, y una estructura de mercado no competitiva, restricciones a las que se enfrentan quienes diseñan las políticas en muchos países en desarrollo.

A. Impuestos pigouvianos bajo una restricción de ingresos del sector público

Los presupuestos públicos son a menudo estrechos en los países en desarrollo. El aumento de los ingresos a través de las estructuras impositivas existentes puede conducir al deterioro de la asignación de recursos, a medida que las firmas y los hogares se adaptan a un régimen distorsionado de precios. Tales distorsiones pueden ser enormes: estimativos para los Estados Unidos fijan entre 17 y 56 centavos por cada dólar adicional los costos de captación del impuesto (Ballard, Shoven y Whalley, 1985). En los países en desarrollo, donde la base impositiva suele ser estrecha y altas las tasas, es probable que los costos de la distorsión sean más altos (Banco Mundial, 1991).

Un atractivo de los impuestos a la contaminación es que mediante ellos se pueden aumentar los ingresos y, al mismo tiempo, mejorar la

eficiencia al persuadir a las empresas y a los hogares a reducir las externalidades negativas. El gravamen a los bienes con externalidades negativas reduciría, pues, no sólo las pérdidas de eficiencia resultantes de la propia externalidad (los daños de la polución, por ejemplo), sino también las pérdidas de eficiencia relacionadas con la generación del ingreso, puesto que los rendimientos permitirían la reducción de otros impuestos.

¿Cuánto puede conseguirse mediante tales impuestos eficientes? Sandmo (1975) muestra teóricamente que los impuestos a la contaminación pertenecen a una estructura impositiva óptima junto con los impuestos locales a los bienes contaminantes. Algunos estudios empíricos indican que los ingresos provenientes de las políticas eficientes de control de la polución, deben ser del mismo orden de magnitud que los costos totales del control. En la simulación de un control de emisiones particuladas en San Luis, Atkinson y Tietenberg (1982) encontraron que los recaudos por ventas de permisos estarían en el mismo rango de los costos de abatimiento. El estudio de las estrategias de control para los óxidos de nitrógeno en Chicago (Seskin,

Anderson y Reid, 1983) también encontró que los gravámenes estaban en el mismo rango de los costos de control.

Hasta ahora, los gravámenes no han hecho una contribución importante a los ingresos en los países de la OECD. Menos de un tercio del uno por ciento del Producto Nacional Bruto en Holanda, y 0.04 por ciento o menos en los otros países reseñados, era el orden de importancia dentro de los ingresos presupuestales (Opschoor y Vos, 1989). El estudio de la OECD muestra también que los gravámenes fueron raramente efectivos en lograr el cambio de comportamiento, pues las tasas eran muy bajas y la base usualmente poco elástica al comportamiento individual. Pero, los recaudos de los gravámenes a la contaminación fueron un importante mecanismo para respaldar gastos ambientales selectivos donde tenían esa destinación específica. Los impuestos indirectos, tales como los impuestos al combustible, podrían ser importantes en la generación de ingresos: para países como Pakistán, la República de Corea y Turquía, un incremento de 20% en el impuesto a los combustibles fósiles, podría aumentar los ingresos entre un 3 y un 5%. Gil Díaz (1987)

encontró que los subsidios a la energía en México alcanzaron la suma de US\$ 100.000 millones entre 1977 y 1984, es decir, tanto como el monto total de la deuda pública externa. Claramente, las implicaciones presupuestales del precio de la energía pueden ser enormes.

Los gravámenes a la contaminación pueden producir más o menos de lo que se requiere para los gastos ambientales, de manera que los beneficios de la destinación específica deberían ser examinados en el contexto más amplio del análisis del gasto público (véase McCleary, 1991, acerca de los pro y los contras de la destinación específica).

B. Monitoreo de los daños o de las emisiones: el papel de los instrumentos indirectos

La teoría que acabamos de revisar implica que la política económica eficiente (ya sea basada en el mercado o de dirección y control) está dirigida directamente al efecto externo, por ejemplo, gravando al contaminador o regulando las emisiones de acuerdo con el daño ambiental causado. En la práctica, monitorear los daños e inclusive

las emisiones puede ser costoso, particularmente en los países en desarrollo, por razones institucionales y tecnológicas. Las emisiones de muchos contaminantes pueden ser monitoreadas sólo de manera muy imperfecta y el hecho de que los resultados del monitoreo le puedan costar dinero al contaminador, hace que la tarea no sea fácil. En los Estados Unidos, la Agencia para la Protección del Ambiente -EPA- tiene 14.000 empleados federales y, aún así, monitorea de manera continua muy pocas fuentes. Russell (1990) hace notar que la EPA confía ampliamente en los informes y reportes de las propias corporaciones, aún cuando la experiencia con los vehículos de motor ha mostrado que prevalece el engaño (no sólo la inadecuada operación y mantenimiento). El problema del monitoreo es probablemente peor para las agencias reguladoras en los países en desarrollo, puesto que a menudo están mal financiadas y tienen poco acceso a tecnología y a personal bien entrenado. En México sólo tres plantas están programadas para instalar equipo de monitoreo continuo de las emisiones, el resto de las 300 plantas más contaminantes reportan sus propias emisiones.

Para tener credibilidad, las agencias reguladoras deben estar

en capacidad de diseñar y administrar nuevos esquemas; el comportamiento cambiará sólo si se ve que la amenaza de penalizar el incumplimiento será cumplida. Aún en los países industriales, los esquemas sofisticados, tales como los permisos negociables, han tenido dificultades de implementación (Hahn, 1989). Y aún cuando el monitoreo es técnicamente factible, las instituciones pueden ser muy débiles para dar obligatoriedad a los impuestos o a las regulaciones basadas en él.

Cuando el daño ambiental o las emisiones no pueden ser atacadas directamente a causa de los altos costos del monitoreo y de la obligatoriedad, el regulador deberá usar instrumentos indirectos dirigidos a los insumos o productos de la industria contaminante o a los sustitutos y complementos de sus productos. Un ejemplo son los impuestos indirectos a la contaminación aplicados a combustibles como el carbón y la gasolina -presuntos impuestos pigouvianos-. ¿Cómo se vería afectada la elección de políticas discutida antes por el uso de tales instrumentos? Con los instrumentos indirectos se aplican los resultados de "transabilidad", puesto que las acciones que reducen

(aumentan) las emisiones en un monto igual recibirían un subsidio (impuesto) igual. Los instrumentos indirectos, sin embargo, especifican típicamente acciones físicas (tales como la instalación de convertidores catalíticos) y no la reducción de las emisiones, y a menudo dan como resultado mayor reducción en unas partes que en otras. Las inversiones que reducen los coeficientes de emisión en los vehículos, por ejemplo, dan mayores beneficios cuando los vehículos son usados más intensamente. Por esta razón, los instrumentos indirectos deberán crear estímulos a contaminadores específicos y, consecuentemente, tendrán aspectos de Dirección y Control. En Ciudad de México hay un ejemplo en el que se aplica este principio: los vehículos de mayor uso, tales como taxis y minibuses, son obligados a ser más limpios que los otros. Los impuestos a la emisión presuntiva sobre un combustible serán efectivos si los coeficientes de emisión son los mismos para todos los usuarios, pero en caso contrario, deberían diferenciarse en la medida de lo posible. A la industria cementera, por ejemplo, que no descarga el sulfuro de sus combustibles, se le deberían reembolsar los impuestos

sobre emisiones presuntivas de sulfuros sobre los combustibles.

Para establecer si es deseable usar instrumentos indirectos, se debe comparar la reducción en el costo de la externalidad con las distorsiones que los instrumentos mismos crean a través de su efecto sobre otras elecciones. Un impuesto a los combustibles, por ejemplo, es eficiente si la relación entre consumo y emisiones es fija, si el uso de combustible no contaminante no resulta afectado y si el consumo de combustible puede ser monitoreado de modo relativamente fácil. El impuesto es relativamente ineficiente, sin embargo, si se establece sobre combustibles usados en actividades contaminantes y no contaminantes. Aún más, otros medios efectivos para el abatimiento (tales como los convertidores catalíticos y los limpiadores) no son estimuladas por la economía de combustibles y, por lo tanto, requieren otras medidas distintas de los impuestos sobre los combustibles. De forma similar, los depósitos reembolsables pueden ser atractivos cuando es la disposición insegura, más que el uso, la que ocasiona daños (Bohm, 1981).

Los instrumentos indirectos son herramientas inapropiadas para atacar la contaminación en la medida en que también tienen efectos indeseables sobre el comportamiento. ¿Cómo pueden minimizarse esos efectos laterales?

1. Productos e insumos como base

Si las emisiones de un contaminador están enteramente determinadas por el consumo de un bien, entonces gravarlo de acuerdo con el costo marginal externo equivale a un impuesto a la emisión. Un ejemplo son los impuestos sobre los combustibles para gravar las emisiones de carbono, pues los efectos externos son independientes tanto de la localización de la fuente como del proceso de combustión. Pero si un bien contaminante no puede ser enteramente gravado, el gravamen podría recaer sobre un bien complementario, o el subsidio sobre un bien sustitutivo. Por ejemplo, supongamos que el uso del vehículo privado en áreas urbanas es contaminante pero no puede ser gravado suficientemente (o sólo puede serlo a costos prohibitivos). Un sustituto limpio, tal como el tren subterráneo, debería recibir un subsidio, pero un complemento limpio, tal como

un parqueadero en el centro, debería ser gravado. No hay ambigüedad en tanto que la demanda por el servicio de tren subterráneo no esté relacionada con la demanda por el servicio de parqueo.

Wijkander (1985) muestra que los gravámenes a bienes complementarios y los subsidios a sustitutos son eficientes bajo supuestos muy generales, pero pueden aparecer resultados contraintuitivos dependiendo de la elasticidad de la demanda al propio precio y de las elasticidades cruzadas. Esto ocurre cuando los instrumentos indirectos acarrear distorsiones indeseadas. En nuestro ejemplo del vehículo a motor, si el transporte público y el parqueadero son sustitutos suficientemente fuertes entre sí, el subsidio al metro y el gravamen a los espacios de parqueo pueden conducir a la sobreutilización del metro. Si aparece este problema, los espacios de parqueo no deberían ser tan gravados y quizá habría que subsidiarlos.

Sandmo (1976) presenta otra situación en la cual los instrumentos indirectos son útiles. Los consumidores usan una mercancía para dos propósitos, de los cuales sólo uno produce efectos externos nega-

tivos. El uso de la gasolina, por ejemplo, puede ser "inocente" cuando se emplea para transporte en el campo, pero tiene efectos negativos en términos de contaminación y congestión cuando se emplea en las ciudades. Un impuesto para atacar la externalidad es entonces distorsionador en relación con el uso inocente y la cuestión es si un instrumento adicional sobre un bien relacionado puede reducir los costos de la distorsión. Sandmo concluye que un bien relacionado debería ser gravado si es complementario de la actividad contaminante y sustituto de la actividad "inocente", y subsidiado si es complemento de la actividad "inocente" y sustituto para la actividad contaminante. Intuitivamente, suplementar los impuestos a la gasolina con impuestos al uso de parqueaderos y calles en el centro y subsidios al parqueo en la periferia del metro y de las estaciones de buses, son medidas que ajustan bien en este cuadro. Si el bien relacionado es complementario de ambos usos, debería ser gravado si es más complementario del uso contaminante y subsidiado si es más complementario del uso "inocente". Si es sustitutivo de ambos usos, debería ser subsidiado si es más sustitutivo del uso contaminante, pero grava-

do si es más sustitutivo del uso "inocente". Por ejemplo, si el servicio de bus es sustituto de los autos contaminantes pero también de las "inocentes" bicicletas, entonces deberían subsidiarse los buses solamente en la medida en que el primer efecto fuera más fuerte (véase Sandmo, 1975 y Balcer, 1980, para otras ilustraciones de este punto).

Hay varias bases posibles para los impuestos a la contaminación:

.Gravar el daño creado: permite diferenciar entre los contaminantes de acuerdo con el monto del daño causado por unidad de emisión. Cada fuente equilibra los costos marginales del abatimiento con los beneficios marginales diferenciados individuales. Tales impuestos no han sido aplicados aún. Sin embargo, se emplean otros instrumentos relacionados. Algunas normas sobre responsabilidad hacen que los contaminadores deban responder por accidentes tales como el derrame de petróleo (un incentivo basado en el mercado). Las compensaciones, burbujas (basadas en el mercado) y delimitación de zonas (basada en el mercado y de dirección y control) dan alguna consideración a la localización de la fuente y, por tanto, al monto del daño que

ocasiona. Los sistemas de permisos ambientales son mercados de cuotas de daño que han sido simulados pero no llevados a la práctica.

.El gravamen a las emisiones: minimiza los costos del abatimiento igualando los costos marginales de todas las fuentes, pero no diferencia entre ellas de acuerdo con los daños. Los gravámenes a la emisión no proveen pues incentivo a la relocalización dentro de una región. Algunos ejemplos son: el impuesto francés sobre las emisiones al aire, los gravámenes al agua en Alemania, al desperdicio en Dinamarca, los impuestos a los fertilizantes en Holanda y los impuestos al carbón en Noruega.

.El gravamen a los insumos y productos de las actividades contaminantes: semeja un impuesto a las emisiones o a los daños (imperfectamente), pero no da incentivos para minimizar las emisiones o los daños para un nivel dado de insumos o productos. Como ejemplo, el plomo contenido en la gasolina es gravado en Noruega y Alemania. Muchos países gravan los combustibles fósiles en general.

.El gravamen (o subsidio) a insumos fijos de las activida-

des contaminantes: puede brindar algún incentivo al abatimiento, pero no tiene influencia sobre qué tan cuidadosa y frecuentemente se le da uso y mantenimiento al equipo. En Alemania, Holanda, Noruega y Suecia se aplica la diferenciación impositiva de acuerdo con las características de los vehículos. Muchos países gravan características ruidosas de los aeroplanos y subsidian o mandan instalar equipos o procesos "limpios".

.El gravamen a los complementos y el subsidio a los sustitutos: son alternativas que se emplean cuando la actividad contaminante no es gravable; también suelen ser instrumentos suplementarios muy valiosos. Aparte de los insumos complementarios (vehículos), no se conoce de otros casos en que los complementos hayan sido gravados. Como sustituto del transporte privado, el transporte masivo urbano es subsidiado en casi todas partes.

.Gravamen a implementos no retornables: dependiendo de las relaciones de costos, muchos materiales pueden ser reciclados sin intervención del gobierno, particularmente si el trabajo es barato. Cuando es deseable establecer

incentivos adicionales al reciclaje debido a los costos externos, un sistema de depósito reembolsable puede ser eficiente. Tales sistemas han sido propuestos para las pilas y se usan ya para chatarras de carros y envases de bebidas en Escandinavia.

2. Insumos fijos

Si no se pueden monitorear las emisiones ni los insumos variables, ni los productos, algo se puede lograr con los insumos fijos, tales como equipo e instalaciones. Cuando es difícil observar lo que la gente hace y gana, los gobiernos han recurrido con frecuencia a la imposición presuntiva, basando los gravámenes en variables observables que hagan las veces del ingreso, tales como la posesión de tierras o el tamaño de la casa. El enfoque análogo para corregir las externalidades sería gravar el equipo generador de contaminación como si fuera usado (cuando el uso no es observable) y gravar el equipo más limpio con tasas menores. Al contrario de los impuestos presuntivos que se emplean para generar ingresos, los que pretenden evitar la contaminación tienen sentido sólo si afectan el comportamiento.

Los estándares técnicos pueden ser vistos como instrumentos indi-

rectos cuando el costo del monitoreo es alto. En Estados Unidos el costo de monitorear continuamente las emisiones es prohibitivo, no solamente para las fuentes móviles sino también para las estacionarias (Hamrin, 1991). En Estados Unidos, México y muchos otros países, las emisiones de las fuentes móviles son controladas a través de la prueba a fuentes nuevas (y en algunas partes a través de pruebas anuales) aún cuando los resultados están imperfectamente correlacionados con las emisiones reales.

Los estándares técnicos han sido duramente criticados por los economistas debido a que tienden a ser aplicados en forma autoritaria, uniforme y, en consecuencia, excesivamente costosa, y generalmente a modo de políticas de dirección y control en vez de a través de impuestos o subsidios selectivos sobre el equipo que diferencien de acuerdo con las presuntas emisiones. A menudo, las regulaciones se aplican sólo a fuentes nuevas, dejando de explotar oportunidades de abatimiento entre otras fuentes. Otro problema con este "sesgo hacia las fuentes nuevas" es que puede aumentar el poder de mercado de quienes ya están en él.

Muchos países en desarrollo siguen ahora el ejemplo de los Estados Unidos tratando de disminuir las emisiones de los vehículos principalmente aplicando estándares estrictos a los nuevos. Así, el principal instrumento de control es la restricción a una fuente específica aplicada al equipo, en vez de gravámenes a las emisiones o a los insumos variables como los combustibles, o al uso de las vías. Ciertamente, esta estrategia reduce las emisiones por kilómetro viajado; pero sería más productiva si se combinara con impuestos a los combustibles o con otros instrumentos que estimularan la compra de vehículos más pequeños o un menor uso de ellos.

Los efectos de los instrumentos indirectos son a menudo sutiles, pues con frecuencia tales instrumentos son un sustituto para el instrumento óptimo. Tomemos, por ejemplo, la interacción entre los estándares para vehículos nuevos y el propuesto impuesto pigouviano sobre los combustibles en Ciudad de México. En la medida en que se compran nuevos carros, la flota de vehículos será más limpia y más grande. Si el impuesto pigouviano debería declinar con el tiempo cuan-

do la flota fuera en promedio más limpia, depende de si la situación global de contaminación del aire se deteriora o no.

C. Gravámenes y permisos bajo incertidumbre

Aún si hay un monitoreo perfecto, los efectos de las políticas ambientales pueden ser inciertos. Los beneficios del abatimiento pueden estar sujetos a eventos inherentemente difíciles de predecir. Por ejemplo, los efectos de la contaminación del aire pueden depender de la salud de la población afectada acerca de la cual hay poca información en los países en desarrollo. Aún más, los costos del abatimiento dependen de qué tan fácilmente realicen el ajuste los contaminadores, cosa que el regulador no conoce con certeza.

La incertidumbre afecta de tres formas las recomendaciones estándar acerca de la elección de instrumentos: a) no se mantiene la equivalencia entre instrumentos basados en el precio e instrumentos basados en la cantidad; b) en un entorno incierto, los instrumentos flexibles son mejores y c) las normas de responsabilidad pueden ser una opción atractiva.

1. Instrumentos basados en el precio e instrumentos basados en la cantidad, bajo incertidumbre

Cuando la agencia reguladora conoce los costos marginales de la reducción de la contaminación, la incertidumbre acerca de los beneficios no favorece a un tipo de instrumento sobre el otro. La respuesta de las empresas al abatimiento depende solamente de los costos y del instrumento de política, ambos conocidos por ellas. Así, aún si los beneficios se desvían de los niveles esperados, el nivel de abatimiento y las pérdidas de eficiencia serán exactamente los mismos ya sea que se usen instrumentos de precio o de cantidad.

Cuando los costos del abatimiento son inciertos para la agencia, se supone que los productores tienen información que ella no conoce (Weitzman, 1974). El instrumento de cantidad, con el cual se puede garantizar un nivel de emisión, es mejor si los cargos por emisiones inesperadas son costosos. Esto podría ocurrir si los daños marginales por emisiones inesperadamente altas fueran crecientes (como los escapes en los dispositivos nucleares). Correspondientemente, el ins-

trumento de precios, el cual garantiza que los costos marginales del abatimiento no exceden la tasa impositiva, es mejor cuando los daños marginales son relativamente bajos.

En un estudio empírico, Kolstad (1986) evaluó las políticas de control de las emisiones de sulfuro por plantas eléctricas, en presencia de costos inciertos de abatimiento debidos a la incertidumbre acerca de la demanda futura de electricidad. Encontró que si los beneficios marginales eran constantes, un instrumento de precio sería ligeramente preferible, pero que una suave pendiente sería suficiente para que los permisos fueran la opción más deseable. Lyon (1989) argüye que los permisos negociables son particularmente atractivos para los países en desarrollo debido a que brindan certidumbre acerca de la calidad del ambiente en un contexto dinámico y a que también permiten cambiar gradualmente los derechos implícitos de propiedad. Sin embargo, si se percibe que los beneficios marginales son muy débiles, los instrumentos de precio tienen el atractivo de poner un límite superior definido para los costos de control.

Una combinación de instrumentos puede ser la solución. Robert y Spence (1976) sugieren que el permiso sea acompañado por un (alto) pago por las emisiones superiores y por una promesa de recomprar las partes no utilizadas de los permisos a un precio (bajo) (como un subsidio para el abatimiento adicional). Tal como lo explican los autores:

el subsidio brinda un incentivo residual para que las empresas limpien aún mas cuando los costos son bajos. La penalización finita brinda una válvula de escape si los costos son muy altos (p. 203).

2. Flexibilidad de los instrumentos

¿Y si el planeador puede ajustar los instrumentos de política cuando se le revele la información? Los resultados mencionados pueden cambiar si algunos instrumentos se ajustan más fácilmente que otros. Bawa (1988) sugiere una política mixta bajo el supuesto de que una política regulatoria (Dirección y Control) puede ser puesta en ejecución más rápidamente y de modo más flexible que un gravamen (o un permiso negociable).

Supongamos, por ejemplo, que algún cambio aleatorio (tal como el clima) hace que la calidad del ambiente resultante de un flujo constante de emisiones sea peor en unos períodos que en otros, pero que éstos son tan cortos que no permiten ajustar el gravamen sobre las emanaciones. Un impuesto a las emisiones puede ser complementado por un instrumento de dirección y control -las fábricas pueden ser obligadas a cerrar durante una alerta de "smog" (véase Plourde y Young, 1989)-. En la práctica, las autoridades que controlan la contaminación pueden paralizar selectivamente las actividades contaminantes, previo aviso. En varias ciudades de Brasil y en Ciudad de México, las industrias son paralizadas durante los períodos de crisis (Sebastian, de próxima aparición). Tanto Ciudad de México como Santiago, cierran las áreas centrales al tráfico cuando la contaminación del aire alcanza ciertos niveles.

3. Reglas de responsabilidad

Si el monitoreo de las acciones para evitar que se ocasionen daños es costoso, pero la fuente de las descargas o desperdicios está identificada, una regla de responsabili-

dad puede sustituir a una regulación (Bohm y Russell, 1985). Esta forma de ver la responsabilidad es similar a la proposición de Coase acerca de la negociación -la negociación entre contaminadores y víctimas puede reemplazar la intervención del gobierno- pero requiere del soporte explícito del sistema legal. Las reglas de responsabilidad usualmente reparten los derechos de propiedad postulando, por ejemplo, que todos tenemos el derecho a no ser lastimados por los demás. Tales normas pueden considerarse como un complemento a otras regulaciones (Posner, 1986; Farrell, 1987) y sin duda permiten el establecimiento más flexible de los daños en cada caso particular. Incidentes tales como la catástrofe de Bhopal o el derrame de petróleo en el estrecho de Prince William (con considerables indemnizaciones por daños y pérdida de reputación para las firmas responsables) previenen a las empresas sobre sus responsabilidades potenciales y las inducen a tomar más precauciones.

Pero existen muchos problemas que pueden limitar la utilidad de las reglas de responsabilidad: baja probabilidad de que los ofensores sean detectados, altos costos para las víctimas por la representación y

el litigio, impredecibilidad de un proceso judicial subdesarrollado, y la potencial insolvencia de la parte responsable. Ringleb y Wiggins (1990) encuentran que en los Estados Unidos, donde la responsabilidad es generalmente ilimitada, las empresas más propensas a verse envueltas en litigios son, cada vez más, las firmas pequeñas e independientes. Shell, por ejemplo, abandonó el transporte de combustibles en aguas estadounidenses en 1990. Esta conducta podría indicar que hay menos riqueza respaldando las responsabilidades, en cuyo caso los incentivos para hacer reclamos por responsabilidad serían menos poderosos, puesto que los propietarios tienen poco que perder. Bhom y Russell (1985) hacen notar que el instrumento de responsabilidad puede estimular a la gente a no protegerse contra la polución, puesto que el precio que el contaminador paga, es entregado a las víctimas. Kolstad, Ulen y Johnson (1990) agregan que la incertidumbre acerca de la determinación de la responsabilidad brinda un argumento para suplementar la responsabilidad *ex-post* con los estándares de regulación *ex-ante*.

D. Estructuras de mercado no competitivas

Las normas de intervención generalmente suponen que los mercados son competitivos. Pero con frecuencia, el supuesto es insostenible. En los países industriales, los servicios públicos son el primer ejemplo de monopolio; a menudo están sometidos a controles de precios y sobre las emisiones. En los países en desarrollo muchos mercados son pequeños; las barreras a la entrada, los aranceles y los costos de transporte son altos; el acceso al crédito, la tecnología y las obligaciones legales son limitadas. Los servicios públicos y algunas industrias muchas veces son públicas y generan pérdidas, y la maximización de beneficios -o aún la minimización de costos- pueden no ser un objetivo prioritario.

¿Cómo deben cambiar las recomendaciones para la política de intervención cuando la firma contaminante es un monopolio cuyo poder de mercado le permite ofrecer una cantidad de producto inferior a la óptima? En tal caso hay dos fuentes para el fallo del mercado: externalidades de polución y poder de mercado. En realidad, es teóricamente posible (puesto que el pro-

ducto es menor en un monopolio que en una firma competitiva) que el ejercicio del poder de monopolio vaya parcialmente contra la externalidad de contaminación (Buchanan, 1969). Habría ganancias de eficiencia con dos instrumentos, cada uno de ellos dirigido a uno de los fallos del mercado. Pero si un impuesto que atacase directamente la externalidad no fuese factible, un impuesto al producto enfrentaría ambos problemas y sería la suma de un impuesto pigouviano y un subsidio a la producción (Baumol y Oates, 1988).

El poder de mercado introduce un problema más serio si se intenta lograr el abatimiento mediante un mercado de permisos para contaminar. Si el mercado de permisos no da lugar a un precio competitivo, el abatimiento no será eficientemente distribuido, aún si el número de permisos es óptimo. Un mercado de permisos a menudo fragmentado e interdependiente puede ser un argumento adicional para emplear instrumentos de precio. Si los contaminadores se comportan estratégicamente para manipular el gravamen, surgirán sin embargo problemas similares a los de los mercados de permisos (véase Jack, 1990).

Diferentes políticas pueden afectar la entrada y salida de firmas del mercado y, por lo tanto, la extensión del poder de mercado (Deweese, 1983; Kohn, 1988; Spulber, 1985). Esta conclusión intuitiva va en contravía con el hallazgo, en modelos estáticos de corto plazo, de que las recompensas no marginales son neutrales. La consideración más importante es probablemente la de que las cuotas y los patrones, si aumentan los costos de entrada, pueden incentivar la colusión entre las firmas existentes. Suponiendo un comportamiento competitivo, Spulber (1985) muestra que un gravamen óptimo a los desagües (o número de permisos negociables) daría lugar al número de empresas y al producto eficientes aún cuando existieran economías o deseconomías de escala en la producción y en el abatimiento.

Hay muchas quejas porque algunas industrias en los países desarrollados (papel y pulpa, por ejemplo, y refinación del cobre) se han concentrado más como resultado de las políticas de control ambiental. Sin embargo esta puede ser una respuesta a la excesiva concentración en el equipo ordenado, o un reflejo del hecho de que los requeri-

mientos de abatimiento favorecen generalmente a las empresas que ya están en la industria, desestimulando así a quienes desean entrar (como ya se ha hecho notar, las actividades de abatimiento que se relacionan con el equipo y las instalaciones fijas pueden ser preferidas a otras, igualmente baratas, si el monitoreo resulta más barato). También hay ejemplos tales como la generación de energía a partir de combustibles fósiles y la producción de acero en los Estados Unidos, en que las políticas de control de la polución han erodado algunas economías de escala, dando así un impulso a las plantas pequeñas (Gollop y Roberts, 1983).

En los países en desarrollo, las pequeñas firmas del sector informal son a menudo las más contaminantes. Los costos de monitoreo y coerción podrían bajar con la reestructuración y la concentración en una industria, pero también el uso de instrumentos flexibles, tales como los impuestos y la regulación de insumos, daría lugar al ahorro en estos costos. Esta podría ser una forma de reducir las emanaciones de las pequeñas firmas sin forzarlas a la informalidad o a salir del negocio.

IV. Efectos distributivos: bienestar y economía política

Los efectos distributivos de las políticas alternativas de control de la polución son importantes por dos razones: primero, un incremento en el ingreso puede tener un mayor valor para los pobres que para los demás; segundo, el gobierno debería saber quién gana y quién pierde de tal manera que pudiera juzgar si una reforma particular tendrá o no el suficiente apoyo político.⁶

A. Las políticas ambientales y la pobreza

La distribución de los beneficios del control de la contaminación es un tema empírico y la evidencia sobre los efectos diferenciales que sobre la salud tiene la reducción de la contaminación es un tema mixto. Varios autores han notado que probablemente se benefician más los pobres (Anderson, 1990; Asch y Seneca, 1978), pues tienden a vivir en condiciones insalubres en áreas contaminadas y no pueden prote-

gerse a sí mismos ni mudarse. Algunos estudios hechos para Estados Unidos apoyan este punto de vista (En Christiansen y Tietenberg, 1985, hay una revisión). En ellos se muestra que la contaminación del aire es peor en ciudades con muchos residentes pobres y, dentro de cada ciudad, en las áreas donde viven los pobres. Los argumentos teóricos y alguna evidencia empírica indican, sin embargo, que los ricos estarían dispuestos a pagar más por las mejoras ambientales. Esto haría de los ricos los principales beneficiarios de las políticas de control (Johansen, 1987; Christiansen, y Tietenberg, 1985).

La mayoría de los investigadores que comparan la incidencia de los costos suponen que la distribución de los beneficios es uniforme. Una excepción es Harrison (1975), quien anota que las políticas de control de la polución del aire por los vehículos a motor en los Estados Unidos han afectado negativamente a los pobres del campo: sus impuestos sobre la propiedad de vehí-

6 La perspectiva de este artículo es el análisis de las políticas bajo una función objetivo de bienestar bien definida. En este contexto, el punto de vista de los modelos de elección pública es relevante principalmente para la adopción y la implementación de políticas. Véase Buchanan y Tullock (1975) y Hanh (1989) para aplicaciones a políticas ambientales.

culos y, por lo tanto, sus costos de control, son necesariamente más altos porque no cuentan con alternativas de transporte público y porque los beneficios ambientales en sus áreas son modestos. En la Enmienda de 1990 a la Ley del Aire Puro (Congreso de los Estados Unidos, 1990), los estándares para la emisión de los vehículos se hicieron más estrictos sólo para las ciudades más contaminadas y esto de alguna manera podría reducir los costos para los hogares que se benefician menos. Tal diferenciación hace que el control de la polución sea más difícil de administrar pero tal vez más eficiente si los daños por unidad de emisión son menores en las áreas menos contaminadas. Como en el caso de la contaminación del agua en los países en desarrollo, es claro que los más ricos pueden protegerse a sí mismos de la exposición a la contaminación. Los hogares que pueden pagar por ellos, tienen acceso a pozos privados, acueductos o agua embotellada, dejando a las familias más pobres la vulnerabilidad a las condiciones del agua superficial.

La incidencia de los costos de políticas alternativas depende de la habilidad de los contaminadores para trasladar los costos a los con-

sumidores, a otros productores (si se producen bienes intermedios) y a los trabajadores. Así, hay que analizar las elasticidades de la demanda y de la oferta en la producción y en el consumo, junto con el monto del gasto de los hogares pobres en bienes contaminantes. Un mayor impuesto a la gasolina, por ejemplo, tendrá muy poco efecto sobre los habitantes de los suburbios que no tienen carro y no emplean el transporte público. Un aumento en el precio del diesel puede afectar a los viajeros habituales y a las comunidades rurales; la vulnerabilidad dependerá de la disponibilidad de sustitutos. La intervención reguladora puede también tener efectos distributivos si afecta el costo de hacer negocios y éste puede ser transferido hacia adelante o hacia atrás a los precios o al trabajo y al capital. Los pobres pueden ser especialmente vulnerables a los incrementos selectivos de precios y a un mayor riesgo de desempleo si una industria se torna no competitiva (Yu e Ingene, 1982; Yohe, 1979).

Los cambios en los costos y en las prácticas pueden afectar la incidencia en industrias para las cuales las regulaciones son muy costosas. Por ejemplo, si el trabajo

es un sustituto para los insumos contaminantes (trabajo y energía son a menudo sustitutivos), las políticas de abatimiento pueden llevar a incrementar la intensidad del trabajo en la producción, mejorando así el empleo o la remuneración del trabajo. Otra situación aparece cuando el abatimiento no cambia la combinación de insumos, sino que aumenta los costos de la industria. Foster (1983) emplea una estructura muy simple de equilibrio general, suponiendo precios flexibles, para mostrar que el factor más intensivamente empleado en el sector contaminador podría perder remuneración, mientras que los otros factores ganarían más. El empleo de supuestos alternativos, tales como la introducción de rigideces precio-salario (y posible desempleo) o la inmovilidad de los factores, afectarían los resultados.

Muchos de los estudios empíricos que incorporan la incidencia de los costos no comparan explícitamente instrumentos alternativos. Pearson y Smith (1990) encuentran que los impuestos al carbón, suficientes para reducir las emisio-

nes en el Reino Unido en 20%, recaudarían 800.000 millones de libras en el corto plazo, y serían altamente regresivos, pues reducirían el ingreso de los muy pobres hasta en un 2.7 por ciento en comparación con sólo 0.4 por ciento para los muy ricos.⁷ Concluyen, naturalmente, que si todos los ingresos obtenidos del impuesto al carbón fueran redistribuidos a los pobres, el esquema terminaría siendo progresivo.

Debido a que los pobres gastarán probablemente una mayor parte de su ingreso, los aumentos de precio tenderán generalmente a tener un efecto regresivo (Gianessi, Peskin y Wolff, 1979; Dorfman, 1975), si bien este puede ser un fenómeno transitorio. Más allá de esto, Yan y otros (1975) no encuentran una pauta de regresividad o progresividad resultante de los precios aumentados a consecuencia de políticas ambientales. El tratamiento de la contaminación del agua, el cual es financiado típicamente de manera parcial por cargos e impuestos, aparece como progresivo en algunos casos y como regresivo en otros.

7 El cálculo es una burda aproximación obtenida mediante el uso de la identidad de Roy y una medida monetaria de la utilidad.

De los estudios empíricos en países en desarrollo, se pueden extraer lecciones acerca de los impuestos presuntivos pigouvianos sobre bienes y servicios transables. Un estudio interno del Banco Mundial acerca de Indonesia, encuentra que el hogar promedio gasta de 4.2 a 4.5 por ciento de su ingreso en combustibles, y de 0.2 a 0.3 en transporte. Entre las industrias manufactureras, ninguna tiene una elasticidad al precio de los combustibles mayor de 9 por ciento (la mayoría se encuentran en el rango de uno a tres por ciento), y el trabajo es un sustituto para la energía. Otro estudio interno del Banco Mundial, acerca de México, encuentra que los hogares más ricos gastan una porción mayor de sus presupuestos en transporte y comunicaciones, lo cual sugiere una buena base impositiva para propósitos distributivos.

B. Economía política y aplicación de las políticas

Si algunos instrumentos son mejores que otros (por ejemplo, los instrumentos basados en el mercado mejores que los de dirección y control, los directos mejores que los indirectos), ¿por qué no son más aplicados en la práctica? Muchos

investigadores han probado que los resultados de las políticas están influidos, no tanto por las ganancias netas de la sociedad, sino por quién gana y quién lleva el peso de las diferentes estrategias (véase Hahn, 1989, para una breve revisión e interpretación; también Baumol y Oates, 1979, 1988; Dewees, 1983; Buchanan y Tullock, 1975). Si un grupo que prefiere un instrumento a otro puede influir en las decisiones políticas, es posible que se escoja una política que no minimice los costos. Por ejemplo, Buchanan y Tullock (1975, pags. 141-142) comparan la regulación con un impuesto sobre los efluentes, y anotan:

La regulación es menos deseable para propósitos de eficiencia [...] pero este instrumento será preferido por aquellos cuyo comportamiento está sujeto a uno u otro de los instrumentos de política [...] por su propio interés privado, los propietarios de empresas industriales, junto con sus empleados, se opondrán al impuesto (a los efluentes). Bajo regulaciones por el contrario, las empresas bien pueden asegurar ganancias pecuniarias de la imposición de controles directos que

reduzcan el producto total de la industria. [...] Esta elección política [...] es el caso típico en que un grupo pequeño, concentrado, identificable e intensamente interesado puede ejercer más influencia sobre la elección política que una mayoría mucho más grande.

Así, un impuesto a las emisiones es impopular entre las industrias contaminantes influyentes que, para un determinado nivel de esfuerzo de abatimiento, prefieren fuertemente no pagar por las emisiones restantes. Es probable que la agencia reguladora establezca, por su parte, cualquier solución que sea consistente con sus metas de calidad ambiental. Quienes pagan el costo de la intervención ineficiente son los ciudadanos en conjunto, quienes a menudo están mal organizados en comparación con la industria en cuestión. Además de los problemas de ineficiencia ya mencionados, las políticas de dirección y control en el mundo real, tienden a ser selectivas y, por tanto, muy susceptibles al comportamiento de búsqueda de rentas.

La economía política -estudio de cómo los efectos distributivos afectan las decisiones- puede ser

también importante en el establecimiento de prioridades entre los problemas ambientales. Dixon (1991) argumenta que los más ricos pueden evitar privadamente las consecuencias de la contaminación del agua en mayor medida de lo que pueden evitar la contaminación del aire y, como resultado, el control de la polución del agua será aislado en el proceso político.

V. Implicaciones para la reforma de la política

¿Cuáles instrumentos de política serán más eficientes, prácticos y equitativos, bajo las restricciones que enfrentan los gobiernos de los países en desarrollo? ¿Qué tipo de investigación daría mejores respuestas a los interrogantes propuestos?

Las restrictivas condiciones presupuestales de los países en desarrollo, probablemente tensionen de forma considerable la discusión acerca del empleo de instrumentos basados en el precio o basados en la cantidad, particularmente si los instrumentos están relacionados sólo indirectamente con los daños o con las emisiones.

Aún cuando las intervenciones basadas en la cantidad (tales como

los permisos negociables) pueden incorporar aspectos de incentivos basados en el mercado, requerirán en muchos casos nuevos sistemas administrativos. Para los instrumentos indirectos, muchos gobiernos tienen ya formas de gravar los bienes relevantes y la capacidad administrativa para manipular los precios relativos domésticos está generalmente bien establecida. Lo que las intervenciones basadas en el precio y los permisos tienen de común es que ambas generan ingresos. Pero es probable que el potencial de ingresos generados por los instrumentos de control de la polución sea pequeño con relación a las necesidades generales de la tesorería, si se exceptúa el caso de los impuestos a los combustibles el cual puede generar amplios ingresos.

En un mundo con incertidumbre, los instrumentos basados en el precio dan una mayor certidumbre acerca de los costos del abatimiento. Tales instrumentos son superiores cuando hay temor de que la subestimación de los costos de lugar a controles "demasiado estrictos" y a una calidad ambiental "demasiado alta", temores que seguramente preocupan a quienes toman las decisiones de política en muchos países en desarrollo.

El costo del seguimiento de las emisiones individuales y de hacer cumplir el abatimiento puede ser alto, particularmente en los países en desarrollo, por razones institucionales y tecnológicas. Los impuestos indirectos o los subsidios para insumos y productos comercializados, son alternativas deseables porque dependen menos del costoso y vulnerable seguimiento y de la capacidad de hacer cumplir las normas. Pero estos instrumentos también implican costos adicionales porque sólo pueden simular imperfectamente los impuestos sobre emisiones y daños monitoreados. La elección de los bienes que se van a gravar y las tasas que se van a emplear, debería ser sensible a las relaciones de demanda, las cuales juegan un papel en la reducción de las emisiones y en la probable incidencia. Estos asuntos empíricos deberían ser tema de investigaciones futuras.

Las consideraciones planteadas en este artículo no significan que instrumentos tales como los permisos negociables no deban ser intentados, sino que debería pensarse en instrumentos menos sofisticados cuando pudiera lograrse mucha parte del trabajo en una forma más fácil de llevar a la práctica y de más bajo costo. Entonces, el monitoreo y

la capacidad de hacer cumplir las normas pueden desarrollarse y establecer prioridades para los restantes sectores con problemas o contaminadores. También deberían considerarse esquemas que estimulan el autocumplimiento, tales como los sistemas de fondos reembolsables.

Referencias

La palabra "procesado" describe trabajos informalmente publicados que no se encuentran normalmente disponibles en bibliotecas.

Anderson, Dennis. 1990. "Environmental Policy and the Public Revenue in Developing Countries." Environment Department Working Paper 36. World Bank, Washington, D. C. Procesado.

Atkinson, Scott E., and T. H. Tietenberg. 1982. "The Empirical Properties of Two Classes of Designs for Transferable Discharge Permit Markets." *Journal of Environmental Economics and Management* 9: 101-21.

Asch, Peter, and Joseph J. Seneca. 1978. "Some Evidence on the Distribution of Air Quality."

Land Economics 54: 278-97.

Balcer, Yves. 1980. "Taxation of Externalities, Direct Versus Indirect." *Journal of Public Economics* 13: 121-29.

Ballard, C. L., J. B. Shoven, and John Whalley. 1985. "General Equilibrium Computations of the Marginal Welfare Costs of Taxes in the United States." *American Economic Review* 75: 128-38.

Bawa, V. S. 1988. "On Optimal Pollution Costs of Policies." In Baumol and Oates 1988.

Baumol, William J., and Wallace E. Oates. 1979. *Economics, Environmental Policy and the Quality of Life*. Englewood Cliffs, N. J.: Prentice Hall.

-----, 1988. *The Theory of environmental Policy*. Cambridge and New York: Cambridge University Press.

Bernstein, Janis D. 1991. "Alternative Approaches to pollution Control and Waste Management: Regulatory and Economic Instruments." Urban Management Program Discussion Paper 3. World Bank, Washington, D. C. Procesado.

Binswanger, Hans P. 1989. "Brazilian Policies That Encourage

Deforestation in the Amazon." Environment Department Working Paper 16. World Bank, Washington, D. C. Procesado.

Bohm, Peter. 1981. "Deposit-Refund Systems: Theory and Applications to Environmental, Conservation, and Consumer Policy." Published for Resources for the future. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press.

Bohm, Peter, and C. S. Russell. 1985. "Comparative Analysis of Alternative Policy Instruments." In Allen V. Kneese and James L. Sweeney, eds., Handbook of Natural Resource and Energy Economics. Vol. I. Amsterdam: North Holland.

Buchanan, James M. 1969. "External Diseconomies, Corrective Taxes and Market Structure." American Economic Review 59, no. 7 (March): 174-77.

Buchanan, James M., and Gordon Tullock. 1975. "Polluters' Profit and Political Response: Direct Control Versus Taxes." American Economic Review 59, no. 7 (March): 139-47.

Christiansen, G. B., and T. H. Titerberg. 1985. "Distributional

and Macroeconomic Aspects of environmental Policy." In Allen V. Kneese and James L. Sweeney, eds., Handbook of Natural Resource and Energy Economics. Vol. I. Amsterdam: North Holland.

Coase, Ronald. 1960. "The Problems of Social Costs." Journal of Law and Economics 3: 1-44.

Dales, J. H. 1968. Pollution, Property and Prices. Toronto: University of Toronto Press.

Deweese, Donald N. 1983. "Instrument Choice in Environmental Policy." Economic Inquiry 21 (January): 53-71.

Dixon, J. A. 1991. "The Social Costs of Urban Pollution in Latin America: Incidence and Implications." World Bank, Latin America Technical Department, Washington, D. C. Procesado.

Dixon, John, and G. Hodgson. 1988. "Loggins Versus Fisheries and Tourism in Palawan: An Environmental and Economic Analysis." EAPI Occasional Paper 7. East/West Center, Honolulu, Hawaii. Procesado.

Dorfman, N. S. 1975. "Who Will Pay for Pollution Control? The Distribution by Income of the National Environmental Protection

Program, 1972-1980." *National Tax Journal* 28: 101-15.

Eskeland, Gunnar, and Emmanuel Jimenez. 1991. "Choosing Policy Instruments for Pollutin Control: A Reviw." Policy, Planning, and Research Working Paper 624. World Bank, Country Economics Department, Washington D. C. Procesado.

Farrel, Joseph. 1987. "Information and the Coase Theorem." *Journal of Economic Perspectives* 1, no. 2: 113-29.

Forster, Bruce A. 1983. "The Backward Incidence of pollution Control: A dual Approach." *Journal of Environmental Economics and Management* 11: 14-47.

Frech, H. E., III. 1973. "Pricing of Pollution: The Coase Theorem in the Long Run." *The Bell Journal of Economics and Management Science* 4, no. 1: 316-19.

Gianessi, L. P., Henry M. Peskin, and Edward Wolff. 1979. "The Distributional Effects of Uniform Air Pollution Policy in the United States." *Quarterly Journal* 91: 654-74.

Gil Diaz Francisco. 1987. "Debt Accumulation and Distorted Growth though Subsidized Public

Sector Prices." Banco de Mexico. Procesado.

Gollop, Frank M., and Mark J. Roberts. 1983. "Environmental Regulations and Productivity Growth: The Case of Fossil-Fueled Electric Power Generation." *Journal of Political Economy* 91, no. 4: 654-74.

Green, Jerry, and J. J. Laffont. 1979. *Individual Incentives in Public Decision Making*. Amsterdam: North Holland.

Groves, Theodore, and John O. Ledyard. 1977. "Optimal Allocation of Public Goods: a Solution to the 'Free Rider' Problem." *Econometrica* 45: 783-809.

Hahn, Robert W. 1989. "Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders." *Journal of Economics Perspectives* 3, no. 2 (Spring): 95-114.

Hamrin, Robert. 1991. "Monitoring and Enforcement of Pollution Control-Lessons from the U. S. Experience." World Bank, Country Economics Department, Washington D. C. Procesado.

Harrison, David, Jr. 1975. *Who Pays for Clean Air: The Cost and*

Benefit Distributon of automobile Emission Standards. Cambridge, Mass.: Ballinger.

Hertzman, Clyde. 1990. "Poland: Health and environmental in the Context of Socioeconomic Decline." Internal Document 13. University of British Columbia, Vancouver, Procesado.

Jack, W. G. 1990. "Power Sharing and Pollution Control: Coordinating Policies among Levels of Government." Policy, Planning, Research Working Paper 887. World Bank, Country Economics Department, Washington D. C. Procesado.

Johansson, Per-Olov. 1987. The Economic Theory and Measurement of environmental Benefits. Cambrige: Cambrige University Press.

Kohn, Robert E. 1988. "Efficient Scale of the Pollution-Abating Firm." Land Economics 64, no. 1 (February): 53-61.

Kolstad, Charles. 1986. "Empirical Properties of Economic Incentives and Command-and-Control Regulations for Air Pollution Control." Land Economics 62, no. 3 (August): 250-68.

Kolstad, C. D., T. S. Ulen, and G. V. Johnson. 1990. "Ex Post Liability for Harm Versus Ex Ante Safety Regulation: Subtitutes or Complements?" American Economic Review 80 (September): 888-901.

Lyon, Randolph M. 1989. "Transferable Discharge Permit Systems and Environmental Management in Developing Countries." World Development 17, no. 8: 1299-1312.

Mahar, Dennis J. 1989. Government Policies and Deforestation in Brazil's Amazon Region. Washington, D. C.: World Bank.

Margulis, Sergio. 1992. "Back-of-the-Envelope Estimates of Enviromental Damage Costs in Mexico." Working Paper 824. World Bank, Latin America and the Caribbean-Country Department II, Agriculture Operations Division, Washington, D. C. Procesado.

McCleary, William. 1991. "The Earmarking of Government Revenue: A Review of Some World Bank Experience." World Bank Research Observer 6, no. 1: 81-104.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). 1975. The Polluter Pays Principle. Paris.

Opschoor, J. P., and Hans Vos. 1989. *The Application of Economic Instruments for Environmental Protection in OECD Member Countries*. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development.

Pearson, M., and Smith S. 1990. "Taxation and Environmental Policy: Some Empirical Evidence." *Commentary* 19. Institute for Fiscal Studies, London. Procesado.

Pigou, A. C. 1920. *The Economics of Welfare*. London: Mcmillan.

Plourde, Charles, and David Yeung. 1989. "A model of Industrial Pollution in a Stochastic Environment." *Journal of Environmental Economics and Management* 16: 97-105.

Posner, Richard A. 1986. *Economic Analysis of Law*. 3rd ed. Boston: Little, Brown.

Repetto, Robert, and Malcolm Gillis, eds. 1988. *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*. Cambridge and New York: Cambridge University Press, with World Resources Institute.

Ringleb, Al H., and Steven N. Wiggins. 1990. "Liability and Large-Scale, Long-Term Hazards."

Journal of Political Economy 98, no. 3: 574-95.

Roberts, Marc J., and Michael Spence. 1976. "Effluent Charges and Licenses under Uncertainty." *Journal of Public Economics* 5: 193-208.

Russell, Clifford S. 1990. "Monitoring and Enforcement." In Paul R. Portney, ed., *Public Policies for environmental Protection*, Washington, D. C.: Resources of the Future.

Sandmo, Agnar. 1975. "Optimal Taxation in the Presence of Externalities." *Scandinavian Journal of Economics* 77: 86-98.

----- . 1976. "Direct versus Indirect Pigouvian Taxation." *European Economic Review* 7: 337-49.

Schramm, Gunter, and Jeremy J. Warford, eds. 1989. *Environmental Management and Economic Development*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Sebastian, Iona. Forthcoming. "Issues in Urban Air Pollution: Mexico City Diagnostic Study." *Environment Department Working Paper*. World Bank, Washington D. C. Procesado.

Seskin, Eugene P., Robert J. Anderson, Jr., and Robert O. Reid. 1983. "An Empirical Analysis of Economic Strategies for Controlling Air Pollution." *Journal of Environmental Economics and Management* 10: 112-24.

Spulber, Daniel F. 1985. "Effluent Regulation and Long-Run Optimality." *Journal of Environmental Economics and Management* 12: 103-16.

Thomas, Vinod. 1981. *Pollution Control in Sao Paulo, Brazil: Costs, Benefits and Effects on Industrial Location*. Staff Working Paper 501. Washington, D. C.: World Bank.

----- . 1985. "Evaluating Pollution Control: The Case of Sao Paulo, Brazil." *Journal of Development Economics* 19: 133-46.

Tietenberg, T. H. 1988a. *Emissions Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy*. Washington, D. C.: Resources of the Future.

----- . 1988b. *Environmental and Natural Resource Economics*. 2nd ed. Glenview, III.: Scott, Foresman.

Tybout, R. A. 1972. "Pricing Pollution and Other Negative Externalities." *The Bell Journal of*

Economics and Management Science 3, no. 1 (Spring): 252-66.

----- . 1973. "Pricing of Pollution: Reply." *The Bell Journal of Economics and Management Science* 4, no. 7: 320-21.

U. S. Congress. 1990. *Clean Air Act Amendments*. Report S. 1630. 101st Cong., 2nd sess.

Weitzman, Martin L. 1974. "Prices vs. Quantities." *Review of Economic Studies* 41: 477-91.

Walley, Jhon, and Randall Wigle. 1991. "Cutting CO2 Emissions: The Effects of Alternative Policy Approaches." *Energy Journal* 12, no. 1 (January): 109-24.

Wijkander, Hans. 1985. "Correcting Externalities through Taxes on/Subsidies to Related Goods." *Journal of Public Economics* 28: 111-25.

World Bank. 1991. *Lessons of Tax Reform*. Washington, D. C.

Yan, Chiou-Shuang, Ah-Min Chung, Edward C. Kaziara, and Andrew G. Versilli. 1975. "Air Pollution Control Costs and Consumption Pattern Effects: A Regional Analysis." *Journal of Environmental Economics and Management* 2: 60-68.

Yohe, Gary W. 1979. "The Backward Incidence of Pollution Control-Some Comparative Statics in General Equilibrium." *Journal of Environmental Economics and Management* 6: 187-98.

Yu, E. S. H., and C. A. Ingene. 1982. "The Backward Incidence of Pollution Control in a Rigid Wage Economy." *Journal of Environmental Economics and Management* 9: 304-10.



Universidad de Antioquia
Facultad de Ciencias Económicas
Departamento de Economía
Centro de Investigaciones Económicas
-CIE-

*** Especialización en Política Económica**

Información: Facultad de Ciencias Económicas
Bloque 13, Oficina 408
Ciudad Universitaria
Teléfonos: 210 58 04 ó 210 58 20
A.A. 1226 Medellín, Colombia

*** Especialización en Evaluación Socioeconómica de Proyectos**

Información: Facultad de Ciencias Económicas
Centro de Investigaciones Económicas -CIE-,
Centro de Investigaciones y Consultorías Administrativas -CICA-, Departamento de Administración de Empresas.
Bloque 13, Oficina 422
Ciudad Universitaria
Teléfonos: 210 58 30 ó 210 58 32
A.A. 1226 Medellín, Colombia