

ECONOMÍA DEL AMBIENTE

Philippe Bontems
Gilles Rotillon

**ECONOMÍA
DEL AMBIENTE**

Segunda edición revisada

Ediciones Abya-Yala
2002

Economía del ambiente

Philippe Bontems, Gilles Rotillon

1a. Edición Ediciones ABYA-YALA
12 de Octubre 14-30 y Wilson
Casilla: 17-12-719
Teléfono: 562-633 / 506-247
Fax: (593-2) 506-255
E-mail: admin-info@abyayala.org
editorial@abyayala.org.
Quito-Ecuador

Impresión Docutech
Quito - Ecuador

ISBN: 9978-04-589-9

Traducido por Ma. Teresa Jiménez M., de la versión francesa: *Économie de l'environnement*, Éditions La Découverte, París, 1998.
Collection Repères, ISBN 2-7071-2906-2. Con las debidas licencias.

La traducción de esta obra fue posible gracias al aporte del Ministerio de la Cultura y de la Comunicación de Francia.

Impreso en Quito-Ecuador, 2002

INDICE

Introducción	7
I / El enfoque económico sobre el ambiente	11
1. <i>Las principales causas del deterioro ambiental</i>	11
El ambiente en los países en desarrollo	12
El ambiente en los países industrializados	15
2. <i>El ambiente como bien público</i>	16
3. <i>Las responsabilidades de los mercados y del Estado en el deterioro del ambiente</i>	21
Los fallos del mercado	23
Las disfuncionalidades del Estado	25
II /La valoración de los bienes ambientales	27
1. <i>Los principios de valoración</i>	28
Valor de opción, valor de herencia o legado, valor de existencia	28
2. <i>Los métodos de valoración</i>	33
Los métodos indirectos.....	33
El método directo: la valoración contingente	43
3. <i>La valoración en las decisiones públicas</i>	47
Los principios del análisis costo-beneficio	48
El análisis costo-beneficio en la decisión.....	49
III / Los instrumentos de la política ambiental	53
1. <i>Medios para mitigar la presencia de externalidades</i>	53
¿Cómo internalizar las externalidades?.....	53
El óptimo de contaminación.....	54
La reglamentación.....	55
Las soluciones privadas de internalización	58
2. <i>Los problemas de la instrumentación de una política ambiental</i>	60

La elección de los instrumentos de política ambiental.....	60
Vigilancia y sanción de los fraudes	64
La evasión de los controles y sus consecuencias	67
3. <i>De la teoría a la práctica</i>	70
Los impuestos en la práctica	72
Los permisos negociables de descargar desechos.....	72
Las estrategias adoptadas por los contaminadores	74
El debate sobre los impuestos ecológicos	75
IV / La dimensión internacional de los problemas ambientales	79
1. <i>¿Son antinómicos el libre comercio y la protección del ambiente?</i>	80
2. <i>El impacto de las políticas ambientales nacionales sobre la competitividad</i>	82
Las medidas <i>antidumping</i> ecológico	86
Los impactos sobre los flujos de inversiones.....	89
3. <i>Políticas ambientales nacionales y barreras no tarifarias a los intercambios comerciales</i>	90
4. <i>Contaminaciones transfronterizas y problemas globales</i>	93
V / El desarrollo sustentable	97
1. <i>¿Qué es el desarrollo sustentable?</i>	98
Las principales concepciones del desarrollo sustentable.....	98
Un enfoque económico del desarrollo sustentable	101
2. <i>El principio de precaución</i>	105
La precaución y el derecho	106
El enfoque económico del principio de precaución	107
Conclusión	111
Referencias bibliográficas	113

INTRODUCCIÓN

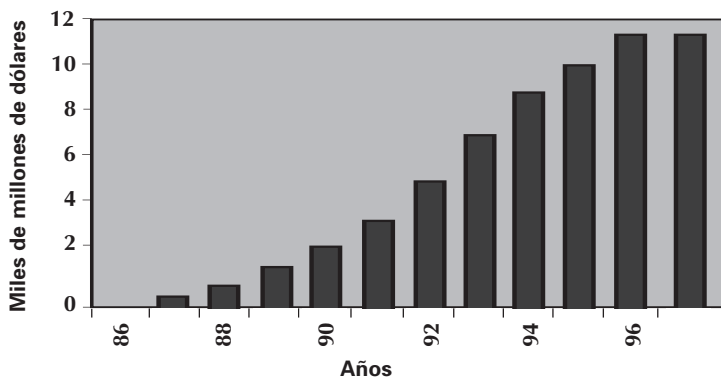
Los veinte años que median entre la primera conferencia mundial sobre el ambiente, de Estocolmo (1972), y la de Río de Janeiro (1992), marcaron sin duda la toma de conciencia general respecto al ambiente y las amenazas que se ciernen sobre él. La acumulación y la magnitud de diversas catástrofes ambientales –cuyas causas directas fueron las deficiencias existentes o el mismo funcionamiento del sistema de producción– favorecieron dicha toma de conciencia.

Los graves accidentes tecnológicos ocurridos en Bhopal (1984), Seveso (1986) y Chernobyl (1986); las catástrofes ecológicas del *Torrey Canyon* (1968) y del *Amoco Cádiz* (1978); el “agujero” en la capa de ozono, el efecto invernadero, las lluvias ácidas y la destrucción de la selva amazónica son otros tantos ejemplos que han conmovido a la opinión pública y contribuido al surgimiento de esta conciencia ambiental.

Paralelamente a este movimiento, se han desarrollado las organizaciones ecologistas, que actúan no sólo como grupos de presión, sino también directamente en el plano político.

Estas evoluciones se traducen igualmente en el espectacular auge del derecho ambiental, que pretende proteger a la vez el ambiente en el nivel local, nacional e internacional, y reparar los daños que ha sufrido. Por su lado, las instituciones supranacionales o internacionales –tales como Naciones Unidas, CEE, OCDE y Banco Mundial– cada vez más incorporan las consideraciones ambientales en sus decisiones (cf. gráfico siguiente).

PRÉSTAMOS DEL BANCO MUNDIAL EN APOYO
A LOS PROYECTOS AMBIENTALES



Fuente: Banco Mundial [1997].

Pero el aparato legislativo no puede funcionar bien sin apoyarse en los instrumentos económicos, y ello al menos por dos motivos. Por un lado, se necesita una valoración de los daños para fijar el monto de las indemnizaciones; y, por otro, la internacionalización de las legislaciones sigue creciendo, lo que plantea problemas de negociación, de procedimientos basados en incentivos y de coordinación que pertenecen al análisis económico. Así, en enero de 1991, la OCDE pidió a sus miembros un uso más coherente y consistente de los instrumentos económicos para mejorar la gestión del ambiente. Y en Estados Unidos, el Decreto Ejecutivo (*Executive Order*) 12251 de 1981 exige que los proyectos que conciernen al ambiente se sometan a un análisis costo-beneficio, así como, más recientemente, la Ley de Control de las Sustancias Tóxicas (*Toxic Substances Control Act*) y la Ley Federal de los Insecticidas, Fungicidas y Desratizadores (*Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act*) exigen evaluaciones que incluyan una relación costo-beneficio.

A los economistas se les plantea cada vez más una demanda específica y este libro se propone hacer un balance de las consiguientes ofertas. Es decir que, más que presentar un listado razonado de las teorías y de las escuelas más o menos antagonistas se aboga por *una economía del ambiente* en acción, cuyo objetivo es ayudar a la toma de decisiones públicas, sean de naturaleza preventiva (¿qué hay que hacer para impedir el deterioro de la capa freática de Alsacia?), de mitigación (¿es aceptable, con relación a los beneficios esperados, el costo de esta estación depuradora?) o reparadora (¿qué indemnización corresponde a estos daños?).

Pero quisiéramos evitar cualquier ingenuidad. Las condiciones en las que se desenvuelve el análisis económico aplicado al ambiente son difíciles. Ausencia de mercados y, por tanto, de precios; fuertes incertidumbres, irreversibilidades, conflictos de uso entre diferentes generaciones, consecuencias a muy largo plazo: son algunas de las características de las muchas cuestiones ambientales (por ejemplo, el efecto invernadero).

Por ello, este libro también quiere informar al ciudadano sobre los métodos que efectivamente se utilizan en los procesos de decisiones públicas, sus fortalezas y debilidades, para que no confíe en la argumentación de que la autoridad del estudio económico “garantiza” la decisión.

Sin embargo, no hay que descartar ni descalificar *a priori* el análisis económico ambiental a pretexto de las dificultades que presenta. Por el contrario, se considera que debe seguir siendo una etapa necesaria del proceso, que va desde la identificación de un problema ambiental hasta poner en marcha una solución. En todo caso, es eso lo que se intentará hacer ver al lector¹.

1. Agradecemos a Agnes Brun, Carlo Carraro, Jean-Paul Decaestecker, Emeric Fortin, Dorothee Manière, Bruno Menzio y, muy especialmente a Sylviane Gastaldo, por sus observaciones sobre diferentes partes de este libro.

Capítulo I

EL ENFOQUE ECONÓMICO SOBRE EL AMBIENTE

El aire de las grandes ciudades está cada vez más contaminado; decenas de millones de habitantes en el mundo; no pueden acceder al agua potable; las selvas se destruyen y las especies desaparecen; los recursos naturales a menudo se sobreexplotan; las catástrofes ecológicas se multiplican; las amenazas mundiales al ambiente (el efecto invernadero, el “agujero” en la capa de ozono, las lluvias ácidas) movilizan a los Estados... Cualquiera puede completar la lista de males, pues no faltan los ejemplos de deterioro ecológico, sean creados o solamente agudizados por el hombre, y la manifiesta dificultad para remediarlos.

Esta situación, de la que nada indica un mejoramiento a corto plazo, tiene consecuencias económicas evidentes, bien sean los costos que habría que comprometer para evitar esos deterioros o los que implica la reparación de los daños. Por esto, el gobierno de la India estima en 900.000 millones de francos franceses el monto de las inversiones a realizar en las zonas urbanas entre 1997 y 2021, para dotarlas de agua potable.

Por tanto, antes de implementar políticas ambientales eficaces, es importante diagnosticar apropiadamente las causas de este deterioro ambiental y las razones de su persistencia, lo cual es el tema de este capítulo.

1. Las principales causas de la degradación ambiental

Se pueden identificar esquemáticamente tres causas principales del deterioro ambiental, cuya respectiva importancia varía según el país. Estos tres factores son: el tamaño de la población (P), el nivel promedio de consumo individual (A) y la na-

turalidad de la tecnología (T). El papel de estos tres factores lo resumen Ehrlich y Ehrlich [1981]^{*} mediante la “ecuación de impacto”: $I = PAT$.

El ambiente en los países en desarrollo

El primer factor (P) es decisivo para los países en desarrollo, mientras que los otros dos son más importantes en los países industrializados.

El aumento de la población conlleva necesariamente una presión creciente en la explotación de los recursos o la ocupación del espacio y aumenta sensiblemente la emisión de los desechos. En 1998, la población mundial fue de aproximadamente 5.500 millones de habitantes y las previsiones son de 10.000 millones a finales del próximo siglo; la gran parte de este aumento tendrá lugar en los países menos desarrollados (cf. cuadro I).

Este crecimiento de la población en los países en desarrollo (PED) engendra necesidades cada vez mayores de alimentación y producción de calor, que conducen en particular a una deforestación cada vez más importante.

En la época de la revolución agrícola, los bosques tenían una extensión de unos 6.000 millones de hectáreas en la superficie terrestre. En 1998, aquellas cubren menos de 4.000 millones, y más de la mitad de esta disminución ha tenido lugar durante el último medio siglo.

Esta deforestación se debe especialmente a la necesidad de cultivar nuevas tierras y a la creciente demanda de madera como combustible de calefacción, que es la principal fuente de energía para más de la mitad de la población mundial.

* Las fechas entre corchetes remiten a la bibliografía al final de este libro

Cuadro I
CRECIMIENTO PROMEDIO ANUAL
DE LA POBLACION EN DIFERENTES REGIONES (%)

Región	1973-1980	1980-1990	1990-2000	2000-2030
Bajos ingresos	2,1	2,0	1,9	1,3
Ingresos medios	2,2	1,8	1,5	1,2
África subsahariana	2,9	3,1	3,0	2,4
Este asiático	1,7	1,6	1,4	0,9
Sudasiático	2,4	2,2	1,9	1,3
América Latina	2,4	2,0	1,7	1,1
América Central	3,0	3,2	2,9	2,2
Altos ingresos	0,8	0,6	0,6	0,2
El mundo	1,8	1,7	1,6	1,2

Fuente: Banco Mundial [1993]

Las consecuencias de este fenómeno son múltiples (pérdida de la biodiversidad, mineralización de los suelos, modificaciones climáticas, disminución de los recursos hídricos, reducción de la actividad forestal comercial y del turismo...) y originan costos que hacen de él un problema económico, no sólo para los PED involucrados, sino para el conjunto del planeta.

Pero la deforestación no es la única consecuencia del crecimiento de la población sobre el ambiente. También hay que mencionar el proceso de desertificación y de degradación de los suelos que tiene lugar esencialmente en los PED. Tucker *et al.* [1990] estiman que el Sahara y la zona de transición entre el Sahara y el Sahel han pasado de tener 8.633.000 kilómetros cuadrados en 1980, a 9.269.000 kilómetros cuadrados en 1989. La falta de lluvia no es la única responsable de este proceso, que se explica igualmente por la extensión de las tierras cultivadas; en particular, por el cultivo sobre campo quemado para abonarlo, que a menudo es la única tecnología disponible, y que conduce rápidamente a la disminución de las cualidades nutritivas del suelo. A esto se añade el desarrollo extensivo de la cría de ganado, que consume la hierba más rápidamente de lo que ésta crece y destruye así la vegetación por sus desplazamientos.

El valor económico de la biodiversidad

En el sentido biológico, esta expresión designa el número de genes que existen en un ecosistema dado, que aproximadamente es de 1.000 en una bacteria y de 100.000 en un mamífero. Ecológicamente, se añade a esto la consideración del número de especies. En 1998, se censan cerca de un millón y medio, pero las estimaciones de su número total varían entre 5 y 10 millones. La mayoría de estas especies son insectos y otros organismos más pequeños. No existen más de 43.853 vertebrados, y hay más de 50.000 especies de moluscos. Se considera que las selvas tropicales contienen cerca del 50% de las especies existentes y que el 50% de la biodiversidad mundial se concentra en seis países (Brasil, Colombia, Indonesia, Madagascar, México y Zaire).

El mantenimiento de una fuerte biodiversidad es esencial en varios sentidos y tiene un valor económico indiscutible, aunque no resulte fácil de evaluar.

Así, en 1986 existían 119 medicamentos derivados de menos de 90 especies de plantas, y se estima entre 250.000 y 750.000 el número de especies que quedan aún por estudiar. Todo lo que reduzca esta cantidad pone en riesgo el descubrimiento de futuros medicamentos. Lo cual explica, por ejemplo, el acuerdo entre el INBIO, un instituto de investigación en Costa Rica, y Merck & Company, la mayor empresa farmacéutica mundial. INBIO busca las plantas, los microorganismos y los insectos que podrían servirle a Merck para producir nuevos medicamentos, y Merck financia este esfuerzo de investigación y se compromete a compartir los futuros beneficios con Costa Rica. En otras palabras, Costa Rica hace producir sus derechos de propiedad sobre la información genética que contienen sus selvas. Shaman Pharmaceuticals, una pequeña empresa californiana, ha emprendido una iniciativa similar.

Otro ejemplo del valor económico del mantenimiento de la biodiversidad es el de la política de protección de las cepas de arroz silvestre por parte del International Rice Research Institute de Filipinas. El arroz efectivamente es uno de los cultivos más importantes en el mundo, y la aparición de un virus a principios de los años 70 constituyó una amenaza importante para el arroz asiático; amenaza que se pudo evitar gracias a la ingeniería genética, que permitió la transferencia al arroz de cultivo de un gen protector extraído de plantas de arroz silvestre.

En fin, cabe señalar que, si la presión demográfica es en gran parte responsable de los deterioros ambientales constatados en los PED, los otros dos factores, que son el nivel promedio de consumo (A) y la tecnología (T), jugarán en el futuro un papel

cada vez más importante. Si China, por ejemplo, adopta un comportamiento similar al de los europeos en materia de transporte, la contaminación del aire aumentará considerablemente.

El ambiente en los países industrializados

Como se mencionó, el deterioro ambiental tiene otras causas además del crecimiento poblacional.

De hecho, gran parte de los deterioros ambientales, especialmente los que conciernen a todo el planeta, tales como el efecto invernadero o el “agujero” en la capa de ozono, así como la sobreexplotación de los recursos naturales no renovables (el petróleo, el carbón, el gas...) o renovables (los bosques, el pescado...) se deben a los hábitos de consumo y de producción de los países industrializados. Estos tienen menos del 30% de la población mundial, pero consumen la mayor parte de los recursos naturales. Como promedio un habitante de un país industrializado consume nueve veces más energía fósil, seis veces más carne, veinte veces más aluminio, dieciséis veces más cobre y dos veces y media más madera que un habitante de los PED; alrededor de un 70% de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) y la mayoría de las de clorofluorcarbonados (CFC) se originan en los países industrializados.

Sin forzar las cosas, se puede decir que los países industrializados (el Norte) tienen un consumo excesivo de los recursos ambientales extraídos a un ritmo demasiado importante en los PED (el Sur).

¿Cuáles son las razones de esta situación? ¿Se la puede justificar con la teoría de Ricardo sobre el intercambio internacional, según la cual cada país se especializa en las actividades que le procuran ventajas comparativas? Un economista del Banco Mundial, Lawrence Summers, defendió en 1972 esta posición al proponer el desplazamiento de las industrias contaminantes hacia los países del Sur, debido a la supuesta ventaja que tendrían al aceptar las “industrias sucias”. En general, los PED deberían especializarse en la exportación de sus recursos naturales y/o de

productos que incorporen mucha mano de obra, mientras que los países industrializados les proporcionarían la tecnología y los bienes que incorporan mucho capital.

Esta visión del crecimiento económico, centrada en la explotación de los recursos naturales y el dominio de la naturaleza mediante la tecnología, tuvo consecuencias muy concretas, particularmente con los incentivos del Banco Mundial y del Fondo Monetario Internacional hacia los PED, al condicionar sus préstamos a la aceptación de este tipo de desarrollo.

En realidad, no existe ventaja comparativa, para los países del Sur, en especializarse en la sobreexplotación de sus recursos, pues éstos están completamente subvalorados lo cual refleja una diferencia de derechos de propiedad entre los países.

2. El ambiente como bien público

¿Por qué Honduras, un pequeño país con pocos recursos forestales, exporta madera a Estados Unidos, un país que posee algunos de los bosques más grandes del mundo? Y este ejemplo no es el único: más de dos tercios de los países de América Latina exportan sus recursos y la proporción es aún más importante en África.

La razón de estos comportamientos debe buscarse en la naturaleza de los derechos de propiedad que caracterizan a estos recursos. Para la mayoría, son *recursos comunes*, es decir, sin propietario definido pero, de hecho, propiedad de un grupo más o menos determinado. Este grupo puede ser una institución particular, como el tribunal de las aguas de Valencia, España, con más de mil años de antigüedad y que sigue reuniéndose cada semana para repartir los usos de la red de agua regional; o un Estado, como Honduras, que nacionalizó sus bosques.

Antes de la industrialización, los recursos comunes eran muy numerosos y, a menudo, explotados de manera satisfactoria. La *tragedia de los bienes comunes* que Hardin [1968] puso en evidencia todavía no era de actualidad, porque el grupo que los

administraba era lo suficientemente estable y reducido como para poder castigar eficazmente los hábitos antisociales, inclusive al considerar los intereses de las futuras generaciones.

El caso de los países del Este

En la ex Unión Soviética y sus países satélites, el deterioro del ambiente ha sido particularmente espectacular.

En las zonas urbanas, el aire está tan contaminado como en la megalópolis del oeste, con una circulación automotriz mucho menor. La contaminación del agua es igualmente muy importante y las necesidades de irrigación agrícola causaron catástrofes ecológicas, como la del mar de Aral, que perdió el 60% de su agua entre 1960 y 1990 y se transforma progresivamente en un desierto de sal. En 1986, el accidente de Chernobyl demostró la falta de fiabilidad de la planta nuclear.

Durante el periodo estalinista (1928-1953), la colectivización de la agricultura y la industrialización acelerada se efectuaron sin ningún cuidado de las limitaciones del medio natural y de los costos económicos y humanos, como lo muestra el carácter gigantesco de los proyectos. Por eso, en 1948 se adoptó un plan de transformación de la naturaleza que consistía, por un lado, en transferir una parte del agua de las riberas del norte hacia las regiones áridas de sur de Rusia y de Asia central; y por el otro, en crear bosques enteros en la Rusia europea.

Esta ideología sobre el hombre que puede imponer su ley a la naturaleza no está finalmente tan alejada de la concepción del crecimiento centrado en la explotación de los recursos naturales asociada a una confianza absoluta en el progreso técnico. El funcionamiento centralizado muy burocrático, que caracterizó a los países del Este, le confirió una cierta especificidad, pero sin modificar fundamentalmente sus consecuencias ambientales.

Con la industrialización, los desplazamientos de la población facilitan los usos individualistas de un bien común y hacen más difíciles las medidas de represión. El recurso común se convierte en un recurso de *libre acceso*, que cada cual puede llegar a explotar bajo el principio de “el primero que llega, es el primero que lo utiliza”. Y este proceso conduce a la tragedia advertida por Hardin.

La tragedia de los bienes comunes

Esta expresión quiere simbolizar el deterioro del ambiente que proviene del uso por parte de muchos individuos de un recurso común de libre acceso. Hardin lo ilustra mediante la estrategia racional de un ganadero que obtiene un beneficio directo de la cría de sus propios animales que pastan en un campo común, pero que también debe pagar un costo en razón de la escasez de la hierba, costo que crece con la cantidad de sus animales. Sin embargo, como comparte sus costos con los otros ganaderos mientras que el rédito sólo proviene de su ganado, tiene interés en aumentar su rebaño y apacentar cada vez más animales. Como cada ganadero tiene el mismo interés, esta estrategia lleva a una creciente escasez de hierba, es decir, a la desaparición del recurso común.

Esta metáfora no debe ocultar la importancia del fenómeno. El problema general de la sobrepoblación, la hambruna de 1970 en el Sahel, la sobreexplotación de la pesca en aguas internacionales, los incendios forestales en los PED, la incapacidad del Congreso de Estados Unidos para limitar sus gastos, la criminalidad urbana o las relaciones entre el sector público y el privado son ejemplos, entre muchos otros, de la tragedia de los bienes comunes.

Una evolución así se produce cuando cada individuo no considera más que sus costos y beneficios privados, bajo la hipótesis de que sus propias acciones no tienen una influencia significativa en los recursos globales.

Cuando un bosque es de libre acceso, el único costo que se toma en cuenta para explotarlo es el de la tala de los árboles. En cambio, no se consideran el costo de su sustitución —que permitirá al bosque perpetuarse—, la pérdida de la biodiversidad o la influencia del bosque sobre el clima. Esta subestimación de los costos implica una sobreestimación de los beneficios netos lo que, sin importar cuál sea el precio del mercado, conduce a explotar más un recurso de libre acceso que un recurso privado.

Por lo mismo, la calidad del aire es un recurso común que compartirán las futuras generaciones, y el efecto invernadero resulta de la subestimación de los costos que soportarán debido a nuestros hábitos actuales.

La supuesta ventaja comparativa de los países del Sur no proviene entonces de una relativa abundancia de recursos

(Estados Unidos, que posee el 50% de los combustibles fósiles del planeta es, sin embargo, uno de sus mayores importadores), de una diferencia de productividad o del precio menor de los factores productivos, sino de causas históricas e institucionales: la falta de derechos de propiedad de los recursos comunes. Por este motivo, esos países exportan demasiado sus recursos para ser eficientes (es decir, para minimizar los costos), a precios inferiores a los costos sociales que esa sobreexplotación engendra. Con lo cual su situación no se mejora y tampoco la del planeta.

Este diagnóstico sugiere cuál es el remedio que se debería prescribir: definir derechos de propiedad sobre todos los bienes ambientales. Eso es lo que hizo Costa Rica con el acuerdo entre INBIO y Merck & Company, o el Ecuador al dar a los indios huaorani títulos de propiedad de una parte de la Amazonía tan grande como la extensión del Estado de Connecticut. Sin embargo, una situación así no deja de encontrar serios obstáculos. Por un lado, la creación de esos derechos supone un marco legal y medios administrativos y de control que pueden estar fuera del alcance de los países más pobres. Por otro lado, incluso al suponer que sea posible atribuir estos derechos para todas las clases de bienes involucrados, ¿con qué criterio debe hacerse esa distribución? Esto parece aún más difícil cuando se trata de considerar no sólo los intereses de los habitantes y de los países actuales, sino también los de las futuras generaciones.

Al problema de la eficiencia económica, expuesto, se añade ahora el de la equidad. Para la teoría económica convencional, estos dos problemas son totalmente distintos, y sólo el primero es de incumbencia del economista. Pero esta separación sólo se observa en un marco de mercados competitivos, donde los únicos bienes que se intercambian son bienes privados. Estos satisfacen el principio de rivalidad: no pueden ser consumidos por más de una persona a la vez y en cantidades independientes.

Pero no todos los bienes son privados; también hay bienes llamados públicos que no satisfacen el principio de rivalidad y todo el mundo puede consumirlos en la misma cantidad. Mu-

chos bienes ambientales son bienes públicos, como la concentración, relativamente estable y uniforme, de CO_2 en la atmósfera, lo que hace que cada uno de nosotros esté sometido a los mismos efectos. Otros ejemplos son la biodiversidad a escala planetaria, o aún, a nivel local, la calidad del agua de un río para los habitantes de una ciudad cercana.

Por lo demás, hay una calidad común importante a numerosos bienes públicos ambientales, a diferencia de los otros bienes públicos: son producidos de forma descentralizada. Mientras que una autoridad central decide una carretera o una infraestructura ferroviaria, la concentración de CO_2 atmosférico depende de múltiples decisiones individuales (por ejemplo, las de los conductores de automóviles y de los productores de electricidad por medio del carbón). Esta situación implica restricciones en cuanto a las posibles distribuciones de derechos de propiedad.

Hay entonces obstáculos importantes en el establecimiento de derechos de propiedad que lleven a una mejor gestión del ambiente, lo que plantea el problema de las posibilidades de acciones dentro de nuestro alcance, y lleva a interrogarse sobre el papel respectivo de los mercados y del Estado en este proceso.

La producción óptima de un bien público

Un bien privado tiene un precio único que se impone a los consumidores y se consume en cantidades variables (por ejemplo, una cerveza), mientras que un bien público existe en una cantidad fija, pero el precio que cada consumidor está dispuesto a pagar (su disposición marginal al pago, según la jerga de los economistas) es variable (por ejemplo, una red de autopistas).

El productor de un bien privado elegirá producir la cantidad de este bien que iguale su precio (su beneficio marginal) y su costo marginal de producción. En efecto, mientras el precio de un bien (que es un dato para el productor) sea superior al costo marginal, la producción de una unidad suplementaria proporciona una ganancia (marginal) igual a la diferencia entre los dos, y dicha diferencia disminuye conforme el costo marginal aumenta con la cantidad producida.

Por el contrario, producir una unidad suplementaria de un bien público permitirá que todos los consumidores lo aprovechen, y el beneficio marginal es entonces igual a la suma de las disposiciones marginales al pago por parte de todos los individuos. Este mismo razonamiento demuestra entonces que la producción óptima de un bien público está dada por la igualdad de esta suma y su costo marginal.

Esta es la condición de Bowen-Lindahl-Samuelson (BLS). Cuando no se verifica dicha condición y cada agente decide sólo en base a su propio interés, no se produce suficiente bien público, pues no se considera el efecto benéfico sobre los demás.

3. Las responsabilidades de los mercados y del Estado en el deterioro del ambiente

Como se vio, aunque la mayoría de los recursos naturales son objeto de intercambio mercantil, opera en esos mercados una amplia subvaloración de sus precios y eso hace que sean sobreexplotados. Para otros bienes ambientales, como la calidad del aire o el ruido, no hay mercado, ni, por tanto, precio, lo que a menudo lleva a considerar estos bienes como gratuitos, y con ello también a sobreexplotarlos.

Este mal funcionamiento de los mercados, que fracasan en proteger el ambiente, proviene de la subestimación de los costos que implican las decisiones de los actores involucrados. Dichas decisiones (cuánto producir y, por tanto, qué cantidad de contaminación, o ir o no en auto al desplazarse), se toman efectivamente sobre la base de los costos en que incurre directamente quien decide, sin considerar los costos que ocasiona a la sociedad en su conjunto (producir contaminando menos cuesta más caro al productor, ir en auto puede conllevar pérdida de tiempo a todos los que toman esta decisión por los embotellamientos que origina...).

El economista se refiere a una *externalidad* para designar estas situaciones, donde las decisiones de un agente económico afectan a otro agente sin que el mercado intervenga.

Por lo demás, hay que subrayar que hablar de mercado no implica hacer referencia únicamente a una institución que funciona con precios. En general, hay *mercado* cuando existen medios de negociar sus acciones por parte de los involucrados. Los acuerdos bilaterales o multilaterales son otras formas de mercados diferentes de la forma competitiva. Más ampliamente, las normas sociales son contratos implícitos cuyo respeto no depende de una jurisdicción, sino de las conductas estratégicas de los actores que se refuerzan mutuamente. Este tipo de normas sociales jugaba un papel importante en la gestión de los recursos comunes en las sociedades tradicionales antes de la industrialización. Ostrom [1990] da múltiples ejemplos de comunidades que manejan esos recursos (la irrigación en Filipinas y en España, tierras de pasto comunal en Suiza o en Japón) durante muchos siglos, sobre la base de valores comunes como la honestidad o la prudencia.

Si los mercados tienen fallas a causa de su incapacidad para considerar el conjunto de consecuencias de las decisiones individuales, es natural volverse hacia un Estado que personaliza el interés general. De hecho, al menos en los Estados industrializados (los PED tienen otras prioridades que no son el ambiente), existen muchas instituciones a cargo de la protección de la natu-

raleza y varios modos de intervención (normas, impuestos, reglamentos diversos...). Y no por ello el Estado lo hace mejor que el mercado.

Las fallas del mercado

¿Cuál es la razón de estas fallas? ¿Qué es lo que explica la existencia de externalidades? Si es la divergencia entre costos privados y costos sociales, ¿por qué ésta persiste?

La respuesta a estas preguntas la dio Coase y reside en el concepto de *costo de transacción*, que traduce la existencia de costos específicos debidos a intentos de coordinación de los agentes. Si éstos pudieran ponerse fácilmente en relación cada vez que algunos de ellos son víctimas de las acciones de otros, podría abrirse un espacio de negociación conducente a una mejor situación para todos. En otras palabras, si existen externalidades es porque es más costoso —en términos transaccionales— hacerlas desaparecer que tolerarlas.

Un ejemplo muchas veces citado de negociación bilateral con miras a un acuerdo es el que enfrentó a la Volvo y a la British Petroleum en Suecia (Baumol y Oates [1988]). El constructor de automóviles, al constatar que sus carrocerías se corroían a causa de las emisiones de la refinería cuando el viento soplaba en dirección de su fábrica, logró que ésta última prosi-guiera con sus actividades corrosivas (debidas esencialmente a la refinación de un petróleo de baja calidad) sólo cuando el viento soplaba en dirección opuesta.

Si la localización cercana de dos industrias se considera un dato, puede invocarse este ejemplo como aplicación del “teorema” de Coase (*cf.* el anexo siguiente), que estipula que, en ausencia de costos de transacción, siempre es posible eliminar las externalidades con la negociación. Pero eso sería olvidar las consecuencias de la implantación de la refinería sobre la calidad del aire, lo que no interesa exclusivamente a las dos industrias.

Lo notorio en ese acuerdo es que excluye por completo a los habitantes de la ciudad vecina que sufren, sin poder interve-

nir, la degradación de la atmósfera. Debido a su gran número y, por tanto, a su débil capacidad de negociación individual, los habitantes no pudieron decir nada sobre la instalación de la refinería en la cercanía de la ciudad, y debieron soportar así los costos sociales que su actividad implicaba. Lo que de hecho ilustra este ejemplo es la dificultad de coordinación cuando se involucra un gran número de actores.

El teorema de «Coase»

Este teorema, que a pesar de su nombre no se debe a Coase, sino a Stigler [1966], enuncia que en un mundo donde los costos transaccionales son nulos y los derechos de propiedad bien definidos, es posible obtener una distribución óptima de los recursos sin intervención estatal.

Aplicado al ambiente, implica que las externalidades pueden eliminarse con el solo recurso de la negociación entre los contaminadores y los contaminados, según los acuerdos que se logren sobre las compensaciones necesarias.

El teorema de Coase es muy apreciado por los liberales partidarios de la no intervención estatal. Sin embargo, como todos los teoremas, sólo tiene valor si se validan las hipótesis que permitan demostrarlo. El mismo Coase rechaza la hipótesis de los costos de transacción nulos en el mundo real. Por lo tanto, su interpretación tiene siempre un aspecto ideológico. El lector interesado encontrará complementos informativos al respecto en el libro de François Lévêque [1998].

Otra causa de las fallas del mercado y de la persistencia del deterioro es lo que los economistas llaman la estrategia del *polizón* (*free-rider*).

Debido a su naturaleza de bien público, cada usuario individual de los bienes ambientales está interesado en subestimar su disposición marginal al pago. Efectivamente, siempre es posible beneficiarse del esfuerzo común por preservar la calidad del agua de un río, por ejemplo, aunque no se participe en ese esfuerzo. Pero si todos se comportan así, el esfuerzo total será insuficiente para mantener una calidad aceptable. Para caracterizar este comportamiento individualista, se habla de “polizón”.

Finalmente, una tercera causa de disfunción se debe a la imposibilidad de que exista un mercado, como pasa en las situaciones donde las generaciones futuras están implicadas. Aquí no puede haber negociaciones simplemente porque falta una de las partes.

Las dificultades son aún mayores por la gran incertidumbre respecto al valor futuro de los bienes considerados, sea porque este valor no puede medirse con precisión (como los beneficios que se esperan de la lucha contra el efecto invernadero), sea porque las preferencias de las futuras generaciones pueden cambiar.

Las disfuncionalidades del Estado

Estas fallas del mercado conducen naturalmente a un examen de la intervención del Estado, ya que éste último tiene por función especial estimular a los agentes económicos a adoptar comportamientos más acordes con el interés colectivo que los que adoptarían sin este incentivo legislativo o fiscal.

Pero aunque, de hecho, los gobiernos intervienen cada vez más en la gestión de los recursos naturales o para intentar resolver múltiples problemas del ambiente, como los efectos de la contaminación del aire o del ruido sobre la salud, el control de los desechos, la calidad de las aguas..., no tienen más éxito que el mercado. Esta situación puede explicarse por tres tipos de razones.

Primero, las deficiencias pueden derivarse de la ausencia de una política adecuada y debe ser posible remediarla. Por eso, la exterminación de los elefantes en algunos países africanos está muy relacionada con los escasos recursos invertidos en la protección de sus parques nacionales. Durante la década de los años 80, Tanzania, Zambia, Sudán y Zaire perdieron 750.000 elefantes —una suma igual a la de todos los otros países africanos—, y los gastos de vigilancia en sus parques eran respectivamente de 20 dólares, 11 dólares, 12 dólares y 2 dólares por kilómetro cuadrado. En el mismo período, Zimbawe gastaba 277 dólares /km² y

veía aumentar la cantidad de sus elefantes en un 1%. Los grupos de interés que practican el cabildeo influyen igualmente en algunas decisiones, como la subvención al uso de pesticidas para aumentar la producción agrícola o, como en América Latina, el apoyo a la expansión de la producción bovina con préstamos de bajo interés. En estos ejemplos, el Estado no considera las externalidades sobre el ambiente que sus propias decisiones originan.

En segundo lugar, hay problemas más difíciles de resolver, relacionados con el carácter de bien público de muchos bienes ambientales globales. Ningún Estado puede resolver por sí mismo tales problemas, y seguirán las mismas consecuencias que las que provocan los fallos de los mercados para el mismo tipo de situación.

Las negociaciones internacionales a propósito del efecto invernadero son otro ejemplo de la tragedia de los bienes comunes y más de un gobierno tiene la tentación de comportarse como un polizón. En general, para todos los problemas globales que conciernen al conjunto del planeta, la inexistencia de instituciones internacionales con prerrogativas reconocidas por todos, lleva a tomar decisiones ineficaces.

En tercer lugar, la solución de muchos problemas, desde la erosión de los suelos hasta la deforestación pasando por los diversos tipos de contaminación o la gestión de los recursos marinos, requiere enormes cantidades de información disponibles sólo de manera muy dispersa, lo que vuelve muy difícil la acción de una administración central. Incluso al estar disponibles, estas informaciones pueden ser objeto de interpretaciones distintas en el marco de teorías científicas opuestas, lo que a veces puede obligar a actuar antes de conocer, con el riesgo de tomar una mala decisión.

Al término de este primer capítulo, podría ser que este diagnóstico sobre el estado general del ambiente y las causas de su deterioro hayan desalentado al lector respecto de los medios de acción que existen para mejorar la situación. Se espera que lo que sigue muestre que estos medios sí existen, que se utilizan y que han demostrado ser eficaces.

Capítulo II

LA VALORACIÓN DE LOS BIENES AMBIENTALES

En el capítulo anterior se señaló que una de las causas importantes del deterioro ambiental era la subestimación del valor de los bienes ambientales. Para muchos de ellos, como la calidad del aire, el ruido, la visibilidad, la belleza de un paisaje u otros, incluso no existe ningún mecanismo institucional, privado o público, que conduzca a atribuirles directamente un valor. Estos bienes parecen entonces gratuitos y corren el riesgo de sufrir una sobreexplotación.

Por lo demás, la creciente toma de conciencia de los atentados contra el ambiente y la constitución de un derecho específico, condujeron a investigar progresivamente ante los tribunales, la responsabilidad de dichos atentados. Pero una vez establecida esa responsabilidad, ¿a qué nivel hay que fijar la enmienda correspondiente si el bien deteriorado aparentemente no tiene valor? E incluso antes de cualquier daño, ¿cómo considerar el impacto ambiental de un proyecto industrial que se justifica por un análisis prospectivo de rentabilidad? Si se hace caso omiso de esos costos, la rentabilidad no puede más que sobreestimarse, lo que lleva a mantener proyectos muy dañinos para el ambiente. La catastrófica situación del mar de Aral, ya mencionada, es lamentablemente un buen ejemplo.

Así pues, sea para proteger el ambiente, fijar el monto de la reparación de los daños o fundamentar más aún las decisiones públicas o privadas, es necesario buscar una mejor valoración de los bienes ambientales.

1. Los principios de valoración

Antes de presentar los métodos preparados por los economistas para esta valoración, hay que precisar lo que se busca medir y según qué principios se hará esa medición.

Valor de opción, valor de herencia o legado, valor de existencia

Un bien ambiental –como por ejemplo, un bosque– puede prestar muchos servicios de distinta naturaleza, todos los cuales conforman su *valor económico total*.

Se distinguen, por una parte, valores de uso, ligados a los diversos servicios que puede prestar el bien; y por otra, valores de no uso, que se remiten sea a usos futuros que hay que preservar, sea a la existencia misma del bien que se desea proteger independientemente de todo uso presente o futuro.

El bosque tiene un valor de uso en cuanto permite realizar paseos, lo que desde un punto de vista económico es un consumo de ocio (disfrute del tiempo libre). También se puede utilizar su madera y ésta será un factor de producción. Y finalmente, puede capturar CO₂ y contribuir a mejorar el clima.

Como valor de no-uso, será en diez años un espacio de paseo para nosotros o para nuestros bisnietos y hasta mucho después, si lo sabemos conservar –además, cuando los bienes ambientales desaparecen nos damos cuenta de su valor–. En el primer caso, se dice que el bosque tiene un *valor de opción*, mientras que en el segundo se habla de *valor de herencia o legado*, y se distingue así lo que se refiere a un uso futuro para nosotros o para las futuras generaciones. Finalmente, el *valor de existencia* se vincula al mantenimiento del bien independientemente de sus usos presentes o futuros.

Valor de opción en base a información

En materia ambiental, a menudo existen decisiones cuyas consecuencias pueden tener un carácter irreversible. Es lo que pasa cuando se decide construir un dique, porque, una vez construido, no será posible la restauración de la flora y la fauna en su estado inicial. En general, se dirá que una decisión es irreversible si el conjunto de las elecciones futuras es reducido, una vez adoptada la decisión, en relación al que sería accesible con otra decisión, que se llamará flexible.

Para el economista del ambiente, se trata frecuentemente de comparar la rentabilidad de dos proyectos, como la conservación de un lugar en su estado o su aprovechamiento –construcción de un dique, una autopista, un canal...–. Si la elección se hace a partir del cálculo de la rentabilidad de cada uno de los proyectos, está claro que la conservación en su estado –una decisión flexible, porque deja abierta la posibilidad de instalar más tarde– es poco rentable comparada a la de su disposición.

Sin embargo, esta rentabilidad es generalmente incierta, y se fundamenta en previsiones que pueden revelarse no fundamentadas. Una vez que el dique se construye, la demanda de electricidad puede ser inferior a la prevista inicialmente. La decisión irreversible vuelve desaprovechable cualquier información futura que hubiera mostrado la inutilidad de la instalación.

Una decisión así presenta entonces un costo específico que, si no se toma en cuenta en la evaluación de la rentabilidad de un proyecto, favorece la elección de las decisiones irreversibles. Es el llamado *efecto de irreversibilidad* que Claude Henry pone en evidencia [1974].

Este costo de la decisión irreversible también es una ganancia de la decisión flexible, que permite la posibilidad de utilizar la información futura, pues se preserva el conjunto de las elecciones. Esta ganancia, llamada *valor de opción* por Claude Henry, y *valor de cuasi-opción* por Kenneth Arrow y Anthony Fischer [1974], representa el valor condicional de la información (condicional a la elección de la decisión flexible).

Por eso, proponemos llamarla *valor de opción en base a información* (cf. Decaestecker y Rotillon [1996], para referirnos a la medida de este valor).

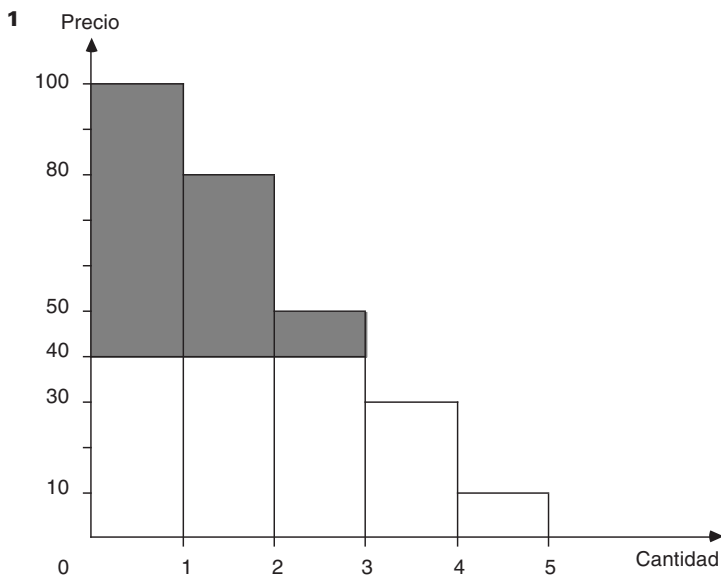
Aunque desde un punto de vista conceptual siempre es posible distinguir estos diferentes tipos de valores, y hasta añadir otros como el valor de *cuasi-opción* (ver el recuadro anterior), desde una perspectiva operativa hay que sumarlos prudentemente para obtener el valor económico total, pues es imposible –e inútil– garantizar medidas independientes entre sí.

El conjunto de estos valores traduce en teoría la ganancia (o el costo) vinculado con una mejora (o deterioro) de la situación de un agente económico, tras una modificación de la calidad de los servicios prestados por un bien ambiental.

Su evaluación se hace al medir la variación del *excedente económico* del agente que resulta de esta modificación.

• *Del concepto de excedente a su medición.* Supóngase que la demanda de un consumidor sea representada con la figura siguiente:

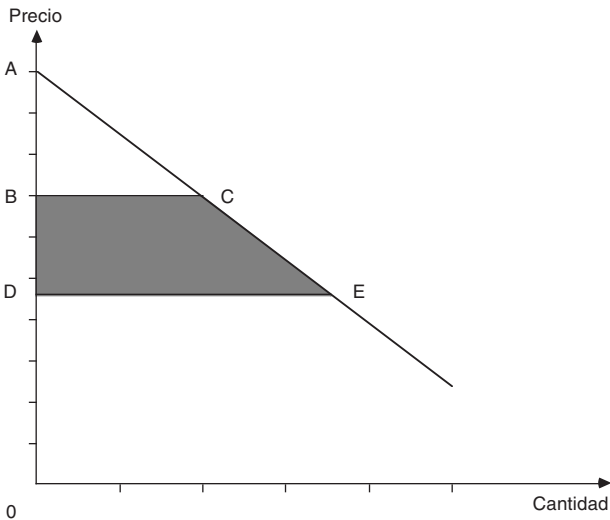
FIGURA



Si compra una unidad del bien, el individuo está dispuesto a pagarla en 100 francos, pero si compra dos unidades, el precio máximo de la unidad cae a 80 francos, luego a 50 francos por una compra de tres unidades, y hasta 10 francos por cinco. Si el precio del mercado es de 40 francos, su compra será de tres unidades, lo que da un gasto de 120 francos. Como estaba dispuesto a pagar 100 francos por la primera unidad y sólo ha pagado 40 francos, obtiene un beneficio cuyo equivalente monetario es de 60 francos. Por lo mismo, este beneficio es de 40 francos y luego de 10 francos para las siguientes unidades, lo que da un beneficio total de $60 + 40 + 10 = 110$ francos, que corresponde a la superficie sombreada en la figura. Se denomina *excedente del consumidor* a esta diferencia entre el gasto máximo que el consumidor estaba dispuesto a pagar y el que realmente hizo.

En este ejemplo, el bien no podía comprarse más que por unidades –un bien indivisible–; el mismo razonamiento se aplica para un bien divisible como aquel cuya función de demanda se representa con la figura 2.

FIGURA 2



Para un precio igual a OB, el excedente del consumidor se mide con la figura ABC, y si el precio disminuye en BD, el excedente aumenta y es igual al área ADE; de lo cual resulta una variación de excedente positivo que corresponde al área sombreada BCED de la figura 2. Si, por el contrario, el precio pasase de OD a OB, esta misma variación de excedente se hubiera considerado negativamente.

Este concepto de excedente conduce a diferentes medidas que no son equivalentes.

Considérese, por ejemplo, a una persona que viva cerca de una fábrica. Esta es una fuente de emisiones contaminantes, pero es posible mejorar la calidad del aire al modificar la tecnología de producción.

Se trata de comparar dos situaciones: la inicial (I), en la que el aire está contaminado, y la situación final (F), en la que lo está menos. Al tomar como referencia la situación inicial, se llama disposición a pagar (DAP) la suma máxima que el consumidor está dispuesto a dar para alcanzar la situación F. Dicho de otro modo, se supone que para él es igual estar en la situación I y en la situación F al haber gastado DAP. Si por el contrario, se toma a F como referencia, se denomina disposición a recibir (DAR) a la suma mínima que el consumidor aceptaría para quedarse en I. Lo cual viene a suponer que le da lo mismo F que I + DAR.

Este razonamiento descansa en la hipótesis de que I era menos buena que F; evidentemente, se puede considerar lo contrario, que I' es mejor que F'; en este caso, hay que comparar I' y F' + DAR' o I' + DAP' y F'.

Todas estas posibilidades se resumen en el cuadro siguiente:

Naturaleza del cambio	Situación de referencia	
	Inicial	Final
Mejoramiento	DAP	DAR
Deterioro	DAR'	DAR'

Source: POINT (1996)

Si se tiene en cuenta la simetría de las situaciones, hay igualdad entre la disposición a pagar ($DAP = DAP'$) y a recibir, pero esta última es superior.

¿Qué medida de excedente se debe mantener entonces? La teoría económica señala que las diferencias entre las dos medidas son débiles cuando I y F son situaciones cercanas. Lamentablemente, esto no es ni mucho menos, siempre el caso, y hay que reconocer que no hay consenso entre los economistas ambientalistas sobre esta cuestión. Cada estudio aplicado hace una elección que se esfuerza en justificar lo mejor posible, y el lector debe estar consciente de la parcialidad que, para valorar los resultados, puede resultar de ello.

2. Los métodos de valoración

Generalmente los métodos de valoración se clasifican en dos categorías. Por un lado, los métodos indirectos, basados a menudo en la observación de los hábitos para deducir de ellos una medida del excedente; y por el otro, un método directo que consiste en interrogar a las personas acerca de sus preferencias, en cuanto a su capacidad de pago (o disposición a recibir).

Los métodos indirectos

En este grupo hay que distinguir el enfoque basado en las funciones de daño (o de dosis-respuesta), que evalúa, en primer lugar, los daños en términos físicos, para luego monetarizarlos; y los otros enfoques, que utilizan datos monetarios, proporcionados por la observación de mercados ya organizados.

- *Las funciones de daño.* Este método que no hace ninguna referencia a los hábitos de los agentes económicos (y especialmente no evalúa el excedente), comprende dos fases sucesivas. En la primera, se establece un vínculo cuantitativo de causalidad entre una modificación del ambiente (por ejemplo, la contaminación atmosférica) y sus consecuencias (por ejemplo, sobre la salud). Es la función de daño, estimada estadísticamente al rela-

cionar una serie de niveles diarios de un indicador de contaminación atmosférico, y una serie de indicadores de salubridad. A partir del estudio ERPURS, realizado en Ile-de-France, se pudo evaluar que una variación de la concentración de dióxido de nitrógeno (NO_2) de 22 a 43 mg/m^3 aumentaba en un 3,4% el número de hospitalizaciones por asma.

En la segunda fase, se trata de asociar un valor monetario al vínculo que se pone en evidencia en la primera etapa. Un agravamiento de la contaminación atmosférica se traduce en costos suplementarios para las personas involucradas, especialmente los costos médicos del tratamiento de las enfermedades y las pérdidas de salarios debidas a la incapacidad de trabajar.

Se puede utilizar varias técnicas en esta segunda fase. Por ejemplo, en su estudio sobre la evaluación de los costos de la contaminación atmosférica sobre la salud en Ile-de-France, Marc Willinger y Serge Masson [1996] contabilizan los gastos efectivamente comprometidos para cada uno de los cinco indicadores de salubridad de ERPURS (humos negros, partículas en suspensión de un diámetro inferior a los 13 μm , dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y ozono), en relación con cinco indicadores de salud (decesos, hospitalizaciones, consultas a las urgencias pediátricas, visitas médicas a domicilio y ausentismo profesional o laboral).

Al establecer en 1,2 millones de francos el costo de una vida humana (ver el recuadro siguiente), y saber por la función de daño que una variación de humos negros de 11 a 26 mg/m^3 conlleva un aumento promedio de la mortalidad de un poco más de dos muertos, se puede calcular que el costo diario del aumento de la mortalidad en este caso es del orden de los 3 millones de francos. Esta misma variación es responsable de un cierto número de días de hospitalización, cuyo costo diario puede estimarse en cerca de 360.000 francos, según el presupuesto de financiamiento de la Asistencia Pública y Hospitales de París. El mismo tipo de evaluación se hace para cada uno de esos cinco indicadores de salubridad, lo que permite calcular, por adición, el costo médico social diario total de esta variación, que se eleva a cerca de 3.730.000 francos.

El valor de la vida humana

Al pretender evaluar “el precio de la vida humana”, los economistas en realidad buscan calcular la disposición a pagar para lograr una reducción del riesgo de mortalidad. Se trata entonces del valor de una vida estadística (anónima) definido como el valor de una variación del riesgo de deceso para una población referencial. Para ello se puede utilizar los métodos descritos en este capítulo, particularmente los precios hedónicos aplicados a los diferenciales de salarios en profesiones peligrosas, o la evaluación contingente.

También es posible recurrir al llamado enfoque del “capital humano”, que considera que el costo del deceso de una persona es igual a la pérdida de producción futura que eso implica. Este método se utiliza con frecuencia –aunque no deja de suscitar fuertes críticas– pues requiere únicamente datos estadísticos disponibles en los sistemas de contabilidad nacional (tablas de mortalidad por edad, sexo y profesión, ingresos profesionales, indicadores macroeconómicos).

Primeramente, su carácter es reduccionista si se considera que una persona sólo tiene valor si es productiva, lo que excluye teóricamente de su campo de aplicación a los económicamente inactivos (jubilados, desempleados, amas de casa, acogidos a la beneficencia ...). Como éticamente es difícil atribuirles un valor nulo, se les asigna más o menos arbitrariamente un salario (por ejemplo, uno igual al de los económicamente activos de bajos ingresos). Una segunda dificultad es identificar el valor productivo y el salario, lo cual supone, en teoría, un perfecto funcionamiento del mercado de trabajo, en particular la ausencia de desempleo que no sea el coyuntural. Finalmente, para las personas que aún están lejos de la jubilación, el valor calculado es muy sensible a las hipótesis sobre las tasas de crecimiento y de actualización. Una economía en recesión implicará salarios futuros a la baja, mientras que estarán al alza si se anticipa una expansión.

En consecuencia, según los estudios, se obtendrán valores muy diferentes. En Europa, en el campo de la seguridad vial, se estiman entre 0,64 millones de francos (MF) para Luxemburgo y 10,7 MF para Finlandia, con un valor de 3,3 MF en Francia. Nótese que en su informe para la l'ADEME, Marc Willinger y Serge Masson establecen un valor de 1,2 MF, y considerando la diferencia de la población en cuestión. En efecto, los accidentes viales involucran sobre todo a las personas entre 20 y 40 años con un valor productivo futuro netamente superior al de la población de más de 60 años principalmente afectada por la contaminación atmosférica.

Con un nivel de concentración de humos negros de 26 mg/m³ ciento ochenta días por año, se dedujo un costo anual de la correspondiente variación de 671 millones de francos (3,73 x 180).

Aunque este método se utiliza más en los estudios sobre el vínculo entre contaminación y salud, también se ha aplicado a los efectos de la contaminación sobre los inmuebles o los materiales, la erosión de los suelos y los ecosistemas naturales.

- *Los gastos de protección.* Más que de un método como tal se trata de constatar el hecho de que las unidades familiares hacen gastos para protegerse de un deterioro de su ambiente: trabajos de aislamiento fónico, compra de purificadores de agua, consumo preventivo de medicamentos... Como observan Desaignes y Point [1993], “la observación de una disminución de estos gastos de protección no puede considerarse como una medida correcta de un mejoramiento de la calidad del ambiente”.

Pero, aunque la contabilización de estos gastos (que a menudo lleva a valores nada despreciables) no permite valorar el conjunto de la disposición a pagar de los individuos, sí es un medio sencillo de valorar el beneficio *mínimo* que se relaciona con el mejoramiento del ambiente.

- *Los precios hedónicos.* La técnica de los precios hedónicos reside en la hipótesis de la existencia de un vínculo entre el precio de un bien y sus diferentes características. Así pues, el precio de un apartamento dependerá del número de habitaciones que tenga, su área, su orientación, su localización...

Para viviendas comparables en todo pero situadas en zonas donde la contaminación del aire no es la misma, esta diferencia ambiental debería determinar precios distintos. Por eso, el estudio de la demanda observable en los bienes inmuebles da una indicación directa sobre el precio que los compradores otorgan implícitamente a su ambiente.

El método de los precios hedónicos

Consiste en dos fases. En un primer momento, se busca estimar un precio (implícito por estar fuera del mercado) para las características que diferencian los bienes de una misma naturaleza; la dificultad viene del hecho de que cada bien es una específica combinación de características, ninguna de ellas completamente disociable.

En un segundo momento, se pueden utilizar estos precios implícitos para estimar una función de demanda por el mejoramiento de una de las características ambientales, y deducir de ella el excedente del consumidor que corresponde.

La determinación de un precio implícito

Para una vivienda v , se plantea la hipótesis de que su precio depende de sus características físicas S (superficie o área, número de piezas...), ambientales Q (calidad del aire, ruido...) o incluso del "vecindario" V (tipo de habitantes, escuela cercana o no, servicios...).

Formalmente, su precio P_v , está en función del conjunto de estas variables, $P_v = f(S_v, Q_v, V_v)$. Esta función de precio hedónico puede estimarse econométricamente, a partir del conocimiento de los precios de las viviendas de la región en cuestión y de sus características.

El precio implícito de una variable ambiental particular Q_{iv} está dado entonces por la derivada parcial de la función f en relación a Q_{iv} .

La determinación de la demanda de ambiente se obtiene a partir de las observaciones realizadas para algunos individuos, al extrapolar el gusto que toda la población total tiene por esa característica ambiental.

Uno de los estudios clásicos que utilizan esta técnica es el de Brookshire *et al.* [1981]. Los datos conciernen a 719 unidades familiares que ocupan viviendas en 14 barrios de la costa sur de California. Estos barrios han sido acoplados de modo que sólo se diferencian los de un mismo par por la calidad del aire. La función de precio hedónico comprende 17 variables, entre ellas (aparte de la concentración de NO_2 que representa la calidad del

aire) la fecha de venta, el número de salidas de escape de incendio, la distancia hasta la playa más cercana, los gastos per cápita para seguridad pública o el índice de criminalidad. El cuadro a continuación atribuye el correspondiente coeficiente de la función de precio hedónico para cada una de estas variables; en esta función, el precio de la vivienda se expresa en logaritmo.

Concentración en NO ₂	-0,001
Fecha de venta	0,018
Salidas de escape de incendio	-0,104
Distancia hasta la playa	-0,014
Gastos de seguridad pública	0,0003
Índice de criminalidad	-2,279

Así, un aumento de una parte por centena de millones de la concentración de NO₂ se traducirá en una baja de precio de un dólar aproximadamente.

Entonces, la estimación de una función de demanda y el cálculo de la variación de excedente permite a los autores estimar que las unidades familiares, según sus características, están dispuestas a pagar entre 20 y 150 dólares al mes por una reducción de la contaminación del orden de 30%. En muchas ciudades se hicieron estudios similares y el cuadro a continuación ilustra el impacto que un crecimiento del 1% de la contaminación tiene sobre el precio de las viviendas (última columna).

Los órdenes de magnitud obtenidos son bastante parecidos y traducen la influencia del ambiente sobre el valor económico de la calidad del aire.

Este método también se ha utilizado para el ruido, la calidad del agua, el acceso a las costas, el clima y las consecuencias del accidente de Three Mile Island.

Ciudad	contaminación	% de baja en los precios
San Luis	sulfatos partículas	0,06 - 0,10 0,12 - 0,50
Chicago	sulfatos y partículas	0,20 - 0,50
Washington	partículas oxidantes	0,05 - 0,12 0,01 - 0,02
Toronto/Hamilton	sulfatos	0,06 - 0,12
Filadelfia	sulfatos partículas	0,10 0,12
Pittsburg	polvos y sulfatos	0,09 - 0,15
Los Angeles	polvos y oxidantes	0,22

Fuente: OCDE [1989].

Aunque sea frecuente cuando hay datos disponibles (particularmente en Estados Unidos), el recurrir a esta técnica de valoración no deja de plantear numerosos problemas; entre los más importantes, se puede citar la elección de las variables pertinentes y la hipótesis de un funcionamiento perfecto del mercado inmobiliario. El omitir una variable clave o, por el contrario, la presencia de variables inútiles, pueden plantear problemas de estimación que eliminan toda significación a los coeficientes explicativos del precio. Por lo demás, el vínculo que se postula entre el ambiente y el precio de la vivienda sólo tiene sentido si las unidades familiares son perfectamente conscientes del mismo. Para aceptar pagar más cara una vivienda parecida a otra, hay que saber que se encuentra en una zona menos contaminada. Ese era el caso del estudio de Brookshire *et al.*, donde el público californiano estaba informado desde hace mucho tiempo –sobre todo con la publicación en la prensa de mapas de iso-contaminación– sobre la calidad del aire. Además, se considera que las unidades familiares eligen en función de sus posibilidades financieras la vivienda que prefieren, y consideran la combinación de sus características, lo que implica especialmente la existencia de esa vivienda ideal.

Ilustración del método del costo de viaje

Una encuesta sobre la frecuencia de visitas, ha permitido obtener los resultados de las tablas que siguen, los mismos que indican al número de personas que han visitado un lugar (vis/an) durante el año, procedentes de cuatro regiones diferentes, caracterizadas por su distancia promedio respecto al sitio y su población (pobl. en miles), así como el costo del viaje por persona (costo/p). La ultima columna presenta la tasa de visitas por mil personas de la región respectiva.

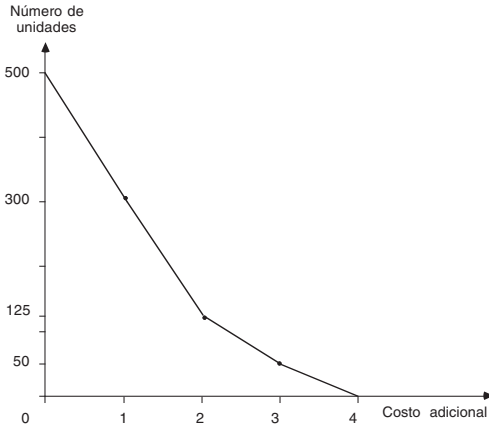
Regiones	costo/p	Pop.	Vis/an	o/oo
1	1	10	200	20
2	2	5	75	15
3	3	20	200	10
4	4	5	25	5

Los datos permiten estimar una relación -tasa de visitas/costo de viaje según la fórmula $T = 25 - 5C$. La hipótesis es que esta relación ofrece la tasa de visitas de los habitantes de una región, cualquiera que sea el costo de su viaje. Por ejemplo, si los habitantes de la región 1 tenían un costo de viaje de 2, su tasa de visitas sería de 15 por mil, de aquí un número de visitas de 150. Aumentando el costo (lo que corresponde a un derecho de entrada ficticio) de la misma forma para cada región, hasta que la tasa de visitas llegue a ser nula, se obtiene la tabla que aparece a continuación:

Número de visitas en función del costo adicional

Zonas	0	1	2	3	4
1	200	150	100	50	-
2	75	50	25	-	-
3	200	100	-	-	-
4	25	-	-	-	-
Total	500	300	125	50	

Se obtiene así una curva de demanda que indica cómo varía el número de visitas, en función del costo de viaje.

FIGURA 3

Calculando la superficie debajo de la curva, compuesta de tres trapecios y de un triángulo, se podrá verificar que el excedente total es de 725.

Todas estas dificultades en conjunto deben conducir a que las evaluaciones propuestas se consideren como órdenes de magnitud.

- *El costo de viaje.* Este método parte de la constatación de que a un agente deseoso de ejercer un cierto uso del ambiente se le hace consumir bienes económicos complementarios a ese uso. Así, para contemplar un bello paisaje, tendrá que comprar zapatos para caminar y, sobre todo, llegar hasta esos lugares.

Una encuesta sobre la frecuencia de visitas a ese paraje permite recolectar información sobre el lugar de residencia de los visitantes, su tiempo de viaje, el medio de transporte utilizado, el número de visitas anuales y, eventualmente, otras características socioeconómicas, tales como los ingresos y el nivel de educación. Se puede, entonces, repartir a los visitantes en zonas más o menos alejadas de ese sitio y calcular un costo de viaje y una tasa de frecuencia de visitas para cada zona. El resultado no es sorprendente: cuanto más lejos se habite, más elevados son los

costos de viaje y menos se frecuenta ese lugar. Así se obtiene una tasa de frecuencia de visitas que es una función decreciente de ese costo.

La siguiente hipótesis consiste en considerar que la persona es indiferente entre una modificación marginal de su costo de viaje y el pago de un derecho de entrada al sitio. Por consiguiente, y a partir de la relación precedente, se puede estimar la variación de la tasa de visita a consecuencia de un derecho de entrada ficticio, que representa el precio de la frecuencia de visitas al sitio y que vendría a añadirse a los costos de viaje. Al conocer la distribución de la población en las diferentes zonas, se puede deducir una curva de visitas en función de los derechos de entrada, lo cual es, de hecho, una función de demanda que permite calcular el excedente que obtienen las personas de su visita al sitio.

Por simple que pueda parecer, y tan empleado como sea, este método encuentra en la práctica muchos problemas que hay que considerar para apreciar las valoraciones realizadas.

– *La medición de los costos*: el costo se compone de dos elementos; por una parte, los gastos relacionados directamente con el transporte (gasolina, peaje...) y, por otra, el valor del tiempo empleado en viajar. Se considera efectivamente que este tiempo se hubiera podido destinar, al menos en parte, a otros usos más remunerativos y que de él resulta un costo para el viajero que los economistas denominan costo de oportunidad. El problema es valorarlo y no hay consenso sobre dicha valoración. Algunos recomiendan tomar entre un cuarto y una mitad del salario; otros recalcan que, para quienes aprecian los viajes, el tiempo que le dedican es más un beneficio que un costo.

– *Las visitas múltiples*: cuando un individuo visita varios lugares durante el día, sus costos de viaje pueden elevarse, pero sólo una parte debe relacionarse con un sitio dado. Es difícil evitar algo de arbitrariedad en esta descomposición de los costos.

– *Los sitios sustitutivos*: si dos personas recorren la misma distancia para visitar un sitio, una –proveniente de la ciudad A, cercana a muchos sitios equivalentes–, porque aprecia ese sitio

en particular, y la otra, que habita en B, porque es el único destino accesible, se les acreditará el mismo valor recreativo por el método de los costos de viaje, lo que evidentemente no es correcto. Sin embargo, es posible considerar la existencia de sustitutos, siempre y cuando se disponga de suficiente información.

– Los *visitantes que no pagan*: los costos de transporte son nulos para quienes van a pie, mientras que ellos pueden tener una gran valoración del sitio. Es también el caso de quienes aprecian de tal forma el lugar que deciden instalarse allí. No considerar estas categorías de visitantes lleva a subestimar el valor de ese sitio. También es posible que algunos de los no visitantes le atribuyan un valor –de existencia– positivo.

Finalmente, hay que notar que este método sólo se utiliza para medir valores relacionados a las actividades recreativas.

El método directo: la valoración contingente

El principio del método es extremadamente simple: ya que los individuos se benefician de una mejoría de su situación, medida por su disposición a pagar (DAP) [o a recibir por un deterioro (DAR)] tras una modificación de la calidad de los servicios ofrecidos por un bien ambiental, sólo hay que solicitarles explícitamente su monto. Este método es, además el único utilizable para los valores de no uso, y el único que pudiera integrar la incertidumbre (una dimensión esencial de muchos problemas ambientales) al evaluar un valor de opción.

Por estas razones, a las que hay que añadir una relativa facilidad de ubicación, los estudios de valoración contingente son cada vez más numerosos, y en 1993 se contaron más de 1.100 de ellos en Europa y Estados Unidos.

La valoración contingente es un sondeo que se desarrolla en seis etapas.

- *La construcción del escenario de referencia*. Al buscar valorar una variación del bienestar de la persona, la valoración contingente se refiere necesariamente a la diferencia entre la si-

tuación actual de la persona interrogada y su situación probable si se hubiera producido la modificación del ambiente. De ahí el nombre del método.

Se trata entonces de hacer posible para la persona interrogada, una situación ficticia en la que tendría que pagar por dicha modificación. Por ejemplo, por la preservación de la calidad del agua de una capa freática, la restauración de un edificio histórico, el mantenimiento de un nivel aceptable de visibilidad, de ruido, de olor o incluso la protección de una especie amenazada.

En cada caso, la información del público puede ser muy fragmentada y es necesario explicar, lo más sencillamente posible, no sólo la naturaleza del bien por el cual se solicita a la persona su disposición a pagar, sino también, por coherencia, la forma de pago correspondiente. Por ejemplo, no sería creíble sugerir que el mejoramiento de la calidad del agua pueda pasar por un aumento en la factura eléctrica.

- *La revelación de los valores.* Se puede comenzar la encuesta una vez construido el escenario. Esto puede hacerse ya sea directamente con una entrevista, ya indirectamente, por correo o por teléfono. La ventaja de la entrevista es obvia: aparte de conseguir más respuestas, permite explicitar mejor el escenario y reforzar su credibilidad. Así, según el problema, el encuestador puede enseñar fotos, hacer oler o escuchar ruidos. A continuación viene la respuesta a la pregunta sobre el DAP de la persona para ese mejoramiento en cuestión.

Esta pregunta puede ser abierta (sea dejando la elección de la respuesta completamente libre, sea proporcionando una carta de pago donde se indiquen varios montos) o cerrada (“¿Aceptaría Ud. pagar X francos por...?”). En caso de una entrevista también puede tomar la forma de una subasta ascendente o descendente con el encuestador que propone un primer monto, y luego, si se acepta, otro más alto y así sucesivamente hasta que se presente la negativa a pagar.

- *El cálculo de una DAP (o DAR) media.* Aunque técnicamente el cálculo del promedio de las respuestas no plantea problemas, es necesario decidir el tratamiento que se debe dar a las DAP nulas. Algunas son más que una valoración, una respuesta de protesta ante el ejercicio que se propone, por ejemplo, por razones éticas. El cálculo generalmente se hace tras haber eliminado estos “falsos ceros”. Cuando, acto seguido, la DAP promedio se multiplica por la población total para obtener la evaluación buscada, se justifica la importancia de esta fase para el resultado.

- *La búsqueda de variables explicativas.* Esta etapa pretende vincular las respuestas con un cierto número de características socioeconómicas (edad, sexo, ingresos, estudios...), que también se piden en el cuestionario. Se apoya en técnicas econométricas y sirve para probar la validez del estudio. Por lo demás, se obtienen resultados más altos para las mujeres, o crecientes con el nivel de estudios y de ingresos.

- *La agregación de los resultados.* Se hace al multiplicar la DAP promedio por la población total, o econométricamente, cuando se ha podido establecer una relación entre DAP y variables explicativas y observables. Es fácil determinarla cuando se quiere evaluar un valor de uso (directamente involucrado), pero lo es menos para un valor de no uso (definido ya en el numeral 1 de este capítulo, en el apartado “valor de opción, valor de legado y valor de existencia”). En este caso, habrá que decidir especialmente el nivel adecuado de extensión (local, regional o nacional), para evitar sufrir el efecto de inclusión (cf. infra). Finalmente, como la DAP promedio se obtiene a partir de la encuesta, es necesario que ésta última se haga sobre la base de una muestra representativa de la población total.

- *La evaluación del estudio.* Se efectúa al juzgar las condiciones de realización de la valoración. ¿Hay muchos “falsos ceros”? ¿Se comprendió bien la situación y su desarrollo previsible? ¿Las personas interrogadas estaban familiarizadas con el proble-

ma? ¿La evaluación que se obtiene es comparable con otros estudios?

¿Son confiables las valoraciones obtenidas por este método? La respuesta a estas preguntas implica determinar los potenciales errores inherentes al proceso de evaluación, denominados sesgos. Mitchell y Carson [1989] procedieron con su análisis sistemático y aquí sólo se retoman los principales.

- *El sesgo estratégico.* Al ser un bien público, el bien ambiental se somete al problema del “polizón”, con interés en subestimar la disposición a pagar por cada bien. Se puede aislar dicho sesgo con la aplicación del cuestionario. Por ejemplo, si se indica a la persona que pagará un monto igual al promedio establecido a partir de las respuestas. Por consiguiente, no es posible influenciar el resultado sin tener informaciones suplementarias sobre las respuestas de todos los demás entrevistados.

- *Los sesgos vinculados a la aplicación del cuestionario.* Entre estos sesgos resaltan los vinculados a la elección del modo de revelación del valor: el sesgo de la subasta inicial, que hace que la respuesta esté en función del primer monto propuesto o el sesgo relacionado con la estructura de la carta de pago. De igual naturaleza que el primero, sugiere al entrevistado un orden de magnitud de respuestas “razonables”.

También hay un sesgo debido al modo de pago. Un derecho de entrada de X francos a una reserva natural no es equivalente a una donación de X francos a una fundación.

Finalmente, hay que mencionar el efecto de contexto, que implica que la respuesta esté en función de la manera en que se formula la pregunta. Cualquier ciudadano que conoce sobre la discusión de los políticos acerca de la elección de fórmulas de un referendo conoce el desafío que plantea este problema.

- *El efecto de inclusión.* Este es indudablemente uno de los más graves sesgos a los cuales se somete la valoración contingente. Surge cuando la DAP es la misma, cualquiera sea la escala en

la que se considere el bien ambiental. Así, la persona propondrá la misma suma, sea que se trate de mejorar la calidad de agua del río local, de la del departamento o provincia o de la del conjunto de los ríos franceses o europeos. Es como si la persona interrogada, cualquiera sea la pregunta, indicase la máxima cantidad que pudiera emplear en la protección del ambiente.

La fase de descripción del escenario, con parámetros predecibles es esencial para reducir este sesgo.

- *El sesgo hipotético.* Ante una situación ficticia (o contingente), las personas generalmente carecen de referencias, esto es, de experiencia y de información completa. Por consiguiente, sus respuestas corren el riesgo de ser arbitrarias y no coherentes con respecto a las verdaderas alternativas. Bishop y Heberlein [1979] pusieron en evidencia este sesgo. Una evaluación contingente dirigida a los cazadores de patos salvajes de Wisconsin proporcionó una DAP de 101 dólares por permiso, mientras que la organización de un mercado donde los cazadores tenían la posibilidad de vender sus permisos condujo a un precio promedio de 63 dólares, lo que subraya la subvaloración de la DAP.

3. La valoración en las decisiones públicas

Valorar un bien ambiental no es un fin en sí mismo, y uno de los principales objetivos de esta valoración es la consideración del ambiente en las decisiones públicas.

Estas se construyen por múltiples procesos y se apoyan en numerosos criterios de decisiones en los que no siempre interviene la economía. En cambio, especialmente cuando el impacto financiero de las decisiones es importante, es natural que se busque al economista para apreciar mejor todas las consecuencias de dicho impacto.

Aquí sólo se tratará el análisis costo-beneficio (ACB), que es el método más empleado para fundamentar económicamente una decisión, y para una presentación más detallada del papel

del cálculo económico en las decisiones públicas se remite al lector al libro de Bernard Walliser [1990].

Los principios del análisis costo-beneficio

Una decisión se justifica económicamente mediante un análisis costo-beneficio si la suma de los beneficios que procura es superior a la suma de sus costos.

El asunto Exxon

El 24 de marzo de 1989, el Exxon Valdez derramó su cargamento de petróleo cerca de las costas de Alaska. Se realizó una evaluación de los daños, en base a una valoración contingente, y el 8 de octubre de 1991 se condenó a Exxon a pagar 1.000 millones de dólares al Estado de Alaska y al gobierno federal, de los cuales 100 millones de multa y el resto repartido en 11 años sin intereses.

Pero el asunto no terminó ahí. A partir de abril de 1991, Exxon contrató economistas para realizar una serie de estudios empíricos y teóricos sobre la confiabilidad del método de valoración contingente, y organizó un seminario sobre estos estudios el 2 y el 3 de abril de 1992 en Washington. Aunque estuvieron presentes los economistas que participaron en la evaluación de los daños de la marea negra de 1989, la mayoría de los participantes eran jueces o funcionarios gubernamentales y los únicos oradores eran los consultores de Exxon. Los estudios presentados se distribuyeron apenas se abrió el seminario; no se proporcionaron los datos que utilizaban los estudios empíricos y las preguntas del auditorio se controlaron severamente, con lo cual el encuentro resultó más un ejercicio de relaciones públicas que un coloquio científico. La conclusión de los consultores era clara: hacer una valoración contingente correcta no es posible, y ni siquiera debe intentarse hacerla.

En la misma época, Exxon llevaba a cabo un intenso cabildeo dirigiéndose a la administración Bush, y especialmente a la National Oceanic & Atmospheric Administration (NOAA), a la que el Congreso había delegado en 1992 la tarea de precisar los procedimientos lícitos de valoración de los daños vinculados a las mareas negras. Una semana después del seminario, la NOAA anunció la constitución de un panel de científicos –presidido por dos premios Nobel de Economía, Kenneth Arrow y Robert Solow– para juzgar sobre la pertinencia del método de valoración contingente. La conclusión de este panel subrayó el interés del método a condición de respetar una serie de reglas precisas.

Lo anterior supone haber podido identificar los efectos de la medida y haberlos expresado en francos para que puedan agregarse como una ganancia neta vinculada a la decisión.

Por ejemplo, un impuesto sobre el diesel tendrá consecuencias negativas para las utilidades de los transportistas y los constructores de automóviles o para el consumo en los hogares, pero tendrá también efectos positivos para las finanzas públicas y la calidad del aire.

Generalmente, una decisión pública arbitra entre intereses particulares a menudo divergentes, y cualquier dificultad del ACB proviene de esa diferencia máxima entre la complejidad de lo real y la –falsa– simplicidad de la única cantidad que produce.

Se puede resumir el principio de un ACB con la fórmula siguiente, donde B_i designa el beneficio del grupo de interés i y C_i su costo.

La decisión es colectivamente deseable si $\sum_i (B_i - C_i) > 0$.

Las diferentes fases del ACB darán lugar así a debates sobre la realidad de los efectos, su definición o su medición. Por eso, un impuesto es un costo para unos pero un ingreso para el Estado; por tanto, se trata de una transferencia que no aparece en el balance. Si la medida tiene consecuencias para los hogares/consumidores, entonces hay que medir la variación de su excedente. Los precios de mercado deben ser “depurados” de la inflación para considerar únicamente los precios relativos, deducidos del efecto inflación.

El análisis costo-beneficio en la decisión

Se puede identificar, esquemáticamente, dos posiciones extremas en la utilización del análisis costo-beneficio:

- Una posición tecnocrática, en la cual el estudio económico es la estimación de un experto que sirve para justificar una decisión, y,
- Una posición democrática, en la que al contrario, es más un momento de debate entre los actores involucrados

(público, expertos y quienes toman las decisiones) que la consecuencia de un proceso.

La primera posición se enfrenta, por una parte, con la creciente sensibilización del público respecto a los problemas ambientales; y, por otra parte, con la reconsideración del peritaje, particularmente sobre estos problemas.

En una visión tradicional, el experto está a medio camino entre la institución científica productora de conocimiento, y la sociedad civil. Es a la vez pedagogo y consejero, y se encarga de establecer el vínculo entre la ciencia y la política, entre el conocimiento y la decisión.

Pero, como subraya Philippe Roqueplo [1991], en vista de la necesidad de actuar, la emergencia de las políticas ambientales tiene lugar ahora a un nivel eminentemente político. Ahora bien, las decisiones se enfrentan a la complejidad de los fenómenos considerados. Aparece entonces una contradicción entre el largo plazo que necesita la búsqueda científica y el corto plazo que requiere de una decisión concreta. Si, por lo demás, los expertos son científicos, “su integración en el proceso de decisión les fuerza [...] a volverse formales [...], a transformar las controversias en conflictos en los que puedan comprometerse en tanto que científicos” (P. Roqueplo [1991], p.51). A esto hay que añadir que el costo del peritaje se reserva a quienes tienen los medios (los gobiernos, las grandes empresas, etc.), lo que lleva a riesgos de manipulación y subraya la importancia de eventuales contrapoderes, tales como los oficios parlamentarios de evaluación.

Sería preferible la segunda posición según la cual el cálculo económico y el ACB son, en principio, medios para organizar información en un marco coherente, para estructurar los debates y administrar la respuesta pública. Este es el punto de vista de Claude Henry [1984] sobre la microeconomía como lenguaje de negociación y el de François Ewald [1991], que considera que el peritaje debe proporcionar un lenguaje para un nuevo debate social sobre los valores.

El ACB y el tiempo

Las consecuencias de una medida pueden a veces durar mucho tiempo, y especialmente en los casos en los que está involucrado el ambiente, el cálculo de la ganancia neta implica sumar beneficios (y costos) que se obtendrán en épocas diferentes. Se considera que los individuos prefieren el presente que los lleva a obtener una ganancia inmediata, antes que en el futuro (lo contrario para con los costos). Esta preferencia por el presente no se relaciona con el valor monetario de los bienes en cuestión, como se puede notar dándole la posibilidad a un sediento en el desierto entre beber un vaso de agua inmediatamente o después de dos horas.

Cuando los bienes se valoran monetariamente los individuos toman la forma de la *actualización*, en la que un valor futuro vale menos que un franco valor actual. Se puede medir esta pérdida de valor poniendo de relieve que si se tiene un franco hoy y se lo coloca a un interés r , se tendrá mañana $(1 + r)$ francos. El valor actualizado del franco futuro (es decir su valor hoy) es igual a la suma que se podrá colocar hoy al interés r , para tener ese franco en futuro, es decir $1/(1 + r)$.

Se puede ahora resumir un ACB con la fórmula arriba señalada, donde B_t (respecto a C_t) representa los beneficios (respecto a los costos) del conjunto de los grupos involucrados en la fecha t .

La decisión es colectivamente deseable si $\sum_t (B_t - C_t)/(1 + r)^t > 0$.

Este método de actualización presenta esencialmente dos problemas. El primero es el de la elección de la tasa de actualización r sobre la que no hay consenso sobre su procedimiento de cálculo. El segundo es la rápida disminución de las sumas actualizadas que hace que aparezcan insignificantes las consecuencias más allá de cincuenta años, al punto que algunos economistas, como Kaldor, veían en eso la "victoria de la rapacidad sobre la razón".

En la medida en que el ACB se fundamenta en un enfoque revelador de las preferencias individuales, y no en el punto de vista de un interés particular, el ACB puede contribuir a facilitar el acceso del público a los procesos de decisiones. Puede permitir tomar conciencia del valor social de los bienes y servicios no mercantes, y puede atraer la atención sobre el eventual reparto de los beneficios y los riesgos.

Por ejemplo, se piensa que no valorar monetariamente los beneficios que rinden los bienes ambientales no permite intro-

ducirlos en un ACB y corre peligro de adoptar decisiones poco relevantes respecto del ambiente. Por el contrario, al buscar a cualquier precio desacreditar la valoración contingente, la posición de Exxon muestra lo que está en juego con la evaluación de los daños.

Asímismo, y pese a los numerosos sesgos potenciales inherentes a los métodos de evaluación, éstos continúan siendo indispensables, para integrar el ambiente, durante todo el proceso que va desde la toma de conciencia de un problema hasta la decisión política. Al principio, porque es una de las mejores garantías de que el ambiente es tomado en consideración, y al final, porque la difusión pública de la información producida es una de las condiciones para hacer posible una decisión democrática.

Capítulo III

LOS INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL

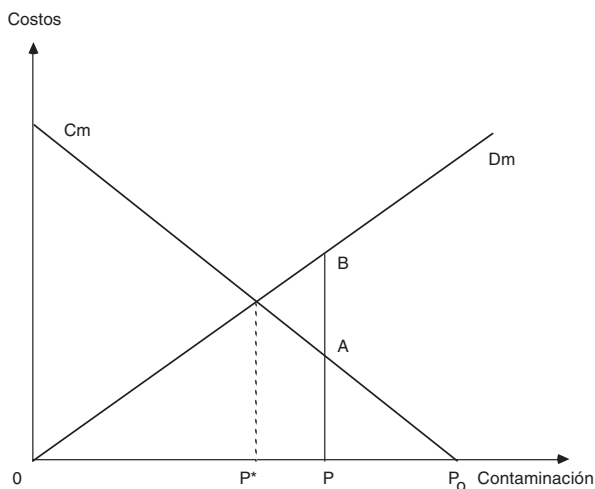
El análisis económico de la intervención pública en materia ambiental implica reevaluar el concepto de externalidad central en las explicaciones de los economistas sobre la existencia de muchos problemas ambientales. En el capítulo I se ha definido la *externalidad* como una situación en la que las decisiones de un agente económico afectan a otro agente fuera del mercado. Así, el sistema de precios no toma en cuenta la externalidad y ésta no se integra en las decisiones de su agente responsable. ¿Hay medios de reducir y hasta de eliminar las causas de esas externalidades? Y, ¿hay que buscar hacerlo necesariamente? Si ése es el caso, ¿hay medios más eficaces que otros? Finalmente, ¿hay límites para su uso? Estas son las interrogantes que se analizarán aquí.

1. Medios para mitigar la presencia de externalidades

Tradicionalmente suele distinguirse entre dos grandes categorías de instrumentos para modificar el comportamiento de los individuos causantes de externalidades. Por un lado, los que limitan la acción de los agentes económicos al darles un poco más de flexibilidad y, por el otro, los que por el contrario apuntan a encontrar sus propias soluciones para mejorar el ambiente. Ambas se presentarán más adelante, después de explicitar su marco teórico referencial.

El óptimo de contaminación

Para afinar los conceptos, supóngase la siguiente situación: una empresa contaminadora deteriora la calidad del agua de un lago, lo que perjudica al conjunto de los habitantes de las riberas. La figura 4 describe la situación que aparece cuando no se corrige la externalidad negativa que ejerce la empresa sobre los ribereños:

FIGURA 4

La recta, D_m representa la evaluación monetaria del daño marginal de los ribereños relacionado con la cantidad de desechos contaminantes, que determina la calidad del agua del lago. Cuanto más elevada es la contaminación, más aumenta ese daño. La recta C_m describe el costo marginal de reducción de la contaminación para la empresa. Cuando no hay ningún esfuerzo de descontaminación, el costo es nulo y la cantidad de contaminantes que se ponen en circulación es la máxima, igual a P_0 , mientras que cuanto menos contamina la empresa, más difícil —y, por tanto, costoso— es descontaminar, de la misma forma que es más difícil perder un kilo cuando se está cerca del peso ideal

que cuando se está muy por encima de él. Por tanto, C_m decrece con la contaminación. Si la empresa no está sujeta a restricción y, como busca minimizar sus costos, va a producir de tal manera que el nivel de contaminación sea el máximo. En este caso, efectivamente, la empresa no asume ningún costo por descontaminación.

Esta situación no es, sin embargo, la mejor desde la perspectiva del interés general, pues los ribereños sufren un daño máximo. Asimismo, el *óptimo* social se determina por la minimización de la *suma* del daño y del costo de reducción de la contaminación. Esta suma es igual a $PA + PB$ para un nivel de contaminación fijo cualquiera P y es, por tanto, mínima cuando A y B se confunden, sea para P^* , que es la contaminación obtenida por la igualación del daño marginal y del costo marginal de reducción de los desechos. Un corolario de este resultado es que el *óptimo* económico generalmente no implica ausencia total de contaminación.

Por lo demás, intuitivamente se comprende que, si una contaminación nula implica claramente ausencia de daños, también exige gran esfuerzo de reducción.

Si en su cálculo económico la empresa tomara en cuenta el daño que sufren los ribereños, no existiría más externalidad, y la contaminación se fijaría en P^* . En el lenguaje económico, se dice que la externalidad se internalizó. Se sugieren a continuación varios medios para internalizarlos.

La reglamentación

Esta forma de internalización supone la intervención de un agente particular, garante del interés general, y que modificará la percepción de otros agentes sobre el problema ambiental. En la práctica, es una institución específica la que asume ese papel –tal como las agencias francesas del agua en su esfera de competencia o la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés). A lo largo del libro se denominará como *ente regulador*, según la proposición de François Lévêque [1998].

Como se indicó, ese ente regulador puede recurrir sea a la acción de la fuerza, o a la adopción de mecanismos incentivos; por tanto, deja un alto grado de libertad para los agentes.

- *Las normas.* El primer medio de conseguir el *óptimo* de contaminación es aquel según el cual el ente regulador obliga a la empresa a no contaminar más que hasta el nivel P^* . Esta norma, definida por una cantidad máxima de desechos, establece penalidades disuasivas para cometer cualquier infracción y permite restaurar el *óptimo* social.

En la práctica, puede adoptar diferentes formas, según la tecnología utilizable (norma de proceso), los criterios que deben respetar los productos nocivos para el ambiente (norma de producto), las características de los medios receptores (norma de calidad) o el umbral máximo de contaminación aceptable (norma de emisión).

Promulgar una norma que restaure el *óptimo* social presupone el conocimiento de P^* , es decir, la de los daños y los costos de descontaminación. La primera condición puede cumplirse al utilizar los métodos de evaluación que se presentaron en el capítulo anterior, aunque hay que subrayar que, sólo pueden proporcionar una aproximación de la realidad de los daños. La segunda condición presupone que el ente regulador tenga acceso a información generalmente reservada a las empresas, especialmente en lo concerniente a las tecnologías utilizadas. Por ambas razones, la norma impuesta es generalmente diferente de la que permitiría alcanzar el *óptimo* social.

- *Los impuestos.* Una segunda solución, calificada de pigouviana, pues fue preconizada por Pigou [1932], consiste en imponer a la empresa un impuesto t^* por unidad de desechos igual al costo marginal de reducción de la contaminación [$t^* = C_m(P^*)$]. Así, la empresa elige de modo descentralizado verter en el lago la cantidad óptima P^* de desechos, pues ajusta el nivel de desechos para minimizar el costo de descontaminación incrementado por los impuestos a pagar al Estado. Se plantea enton-

ces el problema de la redistribución de estos impuestos, que debe realizarse de tal forma que los agentes eviten considerar los efectos sobre el ingreso de sus decisiones.

Implícitamente, esta solución significa otorgar el derecho de propiedad sobre el ambiente a los contaminados, y la resultante distribución de los ingresos entre ellos y los contaminadores es evidentemente menos favorable para éstos últimos que en el caso de la norma.

Por lo demás, Baumol y Oates [1988] mostraron que resultaba ineficaz compensar a los individuos involucrados, por la contaminación óptima que sufren, además de penalizar con impuestos a los contaminadores: eso no estimularía a los ribereños a tomar las medidas necesarias contra los efectos de la contaminación.

Por supuesto, la fijación del nivel óptimo del impuesto se enfrenta a los mismos problemas de información que en el caso de la norma.

El principio "quien contamina paga"

Se señaló (cap. I, numeral 3.) que las externalidades nacen de la diferencia entre los costos privados, que los agentes económicos toman en cuenta en el momento de sus decisiones, y los costos sociales que estas decisiones causan a la colectividad. El principio "quien contamina, paga" es un principio de internalización de los costos, que consiste en hacer que el contaminador pague esta diferencia entre el costo social y el costo privado. Así, el contaminador considerará el costo social de sus decisiones, lo que llevará al óptimo de contaminación –por supuesto, a condición de una justa evaluación de este costo social–.

Contrariamente a lo que designa su denominación de "políticamente correcto", no se trata de un principio jurídico de equidad, sino de un principio de eficacia económica. Se traduce en un aumento del precio del bien vendido por el contaminador –que repercute en el aumento de sus costos, y, por tanto, en una baja de la demanda de ese bien, lo que lleva a producir menos del mismo y, por consiguiente, a disminuir la contaminación. Así, la existencia de externalidades es asumida, en principio, por el contaminador y, luego, internalizada por los consumidores –a través de los precios–.

Las soluciones privadas de internalización

Aunque no siempre excluyen la intervención de un ente regulador que fije el marco general dentro del cual se podrá evaluar a los agentes, las soluciones privadas ponen en primer plano las decisiones voluntarias de las partes involucradas.

- *La negociación directa entre los contaminadores y los contaminados.* Aunque el fenómeno de la contaminación involucra sólo a un pequeño número de agentes, Coase [1960] sugirió que ninguna institución es verdaderamente necesaria para quienes logren una asignación eficaz de los recursos que puedan negociar directamente.

La distribución de la ganancia total de los participantes depende de la relación de fuerzas en el procedimiento de negociación, pero la asignación de los recursos obtenida siempre es óptima, sea cual sea el reparto inicial de los derechos de propiedad sobre el ambiente. Así, pues, en el ejemplo, aunque los ribereños tienen derecho al agua pura ($P = 0$), entre el nivel cero de desechos y el *óptimo* P^* , la empresa tiene interés en obtener el acuerdo de los ribereños para derramar P^* al pagar una compensación superior al daño infligido, pero inferior al ahorro realizado en términos de costos de descontaminación. Esto es posible pues, entre 0 y P^* , el costo marginal de reducción de las emisiones es superior al daño marginal. La negociación se detiene en el punto donde ya no hay más ganancia colectiva que compartir, es decir, P^* . A la inversa, si la empresa tiene el derecho de contaminar el lago, el mismo razonamiento lleva entonces a los ribereños a compensar a la empresa para que establezca sus desechos al nivel P^* en vez de al nivel máximo P_0 .

También hay que subrayar que esta solución de internalización de las externalidades sólo permite alcanzar el *óptimo* social bajo condiciones restrictivas que generalmente no se verifican en la práctica. En particular, es necesario que los costos de transacción entre los actores de la negociación sean nulos, lo cual, como se indicó en el capítulo I, no es una hipótesis realista.

- *La fusión de las partes involucradas.* En el ejemplo de la empresa contaminante a los ribereños, el supuesto es que se permitiría integrar el daño y el costo de reducción de los desechos en el cálculo del *óptimo* privado de la empresa. En otros casos, si la externalidad que sufre una empresa la causa otra, la fusión de las dos conlleva la elección del nivel de contaminación *óptimo* P^* , pues ahora se considera el conjunto de las consecuencias de las decisiones adoptadas.

- *Los mercados de derechos de contaminación.* Puesto que las disfuncionalidades de la economía relacionadas con la presencia de externalidades se explican a menudo por la ausencia de un mercado, que fijaría un precio a la externalidad, varios economistas preconizan la instrumentación de un mercado bursátil donde las partes puedan intercambiar títulos de propiedad de los recursos ambientales (Dales [1968]). El Estado fija entonces un objetivo de contaminación (P^* en nuestro ejemplo), y distribuye o concede a la empresa y a los ribereños (por medio de subasta, por ejemplo) el monto correspondiente de derechos de contaminación. La empresa debe poseer un número de derechos al menos igual a los desechos eliminados; si posee más de los necesarios, puede decidir revenderlos a los ribereños, o a la inversa, comprárselos si no tiene suficientes. Al comprar derechos, los ribereños disminuyen el stock de permisos disponible para las empresas reduciendo, proporcionalmente la contaminación. El establecimiento de este mercado crea un precio de equilibrio para los derechos de contaminación, y restablece el *óptimo* de las decisiones de la empresa, pues al costo de reducción de la contaminación se añade el precio de los permisos. Si el objetivo de contaminación es P^* , el precio unitario de equilibrio se establece en t^* , es decir, al nivel del costo marginal de reducción de los desechos determinados en el *óptimo*, con lo cual la propiedad de eficacia del equilibrio obtenido no depende de la concesión inicial de los derechos de contaminación entre las diferentes partes. Finalmente, se necesita que el mercado de los derechos de conta-

minación sea competitivo, lo que en la práctica impone la participación de un elevado número de agentes. Por supuesto, el mercado sólo permite alcanzar el *óptimo* social si éste se conoce por anticipado, y tal como se describió, se somete a las mismas restricciones de información similares a las soluciones anteriores.

2. Los problemas de la instrumentación de una política ambiental

La existencia de numerosos medios de internalización plantea la cuestión de su comparación, incluso sin ser siempre compatibles entre sí. Además, generalmente no basta con promulgar una norma o de establecer un impuesto para que la contaminación cese bruscamente. La elección de un instrumento que sea realmente eficaz para disminuir la contaminación plantea, por tanto, problemas suplementarios de ejecución que no dejan de tener influencia sobre la misma elección.

La elección de los instrumentos de política ambiental

Teóricamente, en un mundo donde el funcionamiento de los mecanismos de coordinación entre agentes (negociaciones, mercado de derechos de contaminación, fusión) son sin costos, y donde los gastos de ejecución de una reglamentación (sobre la base de impuestos o de normas) son mínimos, hay varias formas equivalentes para eliminar las ineficacias que engendran las externalidades.

El problema de la elección entre los diferentes mecanismos de internalización que implican la intervención de las autoridades públicas (normas, impuestos, mercados de derechos de contaminación para la fijación del objetivo) sólo se plantea, entonces, cuando el ente regulador se enfrenta a la imposibilidad de calcular el *óptimo* de contaminación P^* . Como ya se indicó, esto puede provenir de una falta de información a dos niveles: la

evaluación de los daños y la falta de datos sobre los costos de reducción de los desechos de los diferentes contaminadores.

- *La falta de información sobre la evaluación de los daños.*

Aquí se supone que el ente regulador está perfectamente informado de los costos de descontaminación. Evidentemente, se puede utilizar los métodos de evaluación presentados en el capítulo II para medir los daños, pero se vio que dichos métodos no proporcionan más que valores aproximados, que no garantizan alcanzar el *óptimo* de contaminación. Algunos economistas, como Baumol y Oates [1988], reformularon el problema al considerar el objetivo de desechos a lograrse como un dato exógeno que resulta, por ejemplo, de decisiones políticas (protección de intereses económicos) o que se fundamenta sobre requisitos de salud pública. Es, por ejemplo, el caso de las normas estadounidenses sobre la contaminación atmosférica establecidas en los años 70 bajo los auspicios del *Clean Air Act*. En este marco, se considera que los impuestos son más eficaces que los instrumentos cuantitativos, como las normas. Supóngase que el objetivo consista en que la suma de las contaminaciones individuales no supere un monto determinado. Las autoridades públicas se enfrentan entonces a la necesidad de repartir de manera eficaz el esfuerzo de reducción de los desechos entre los diferentes tipos de contaminadores.

Si se crea un impuesto, éste incita a que cada contaminador disminuya sus desechos hasta el punto en que el costo marginal de reducción de los desechos iguale el impuesto unitario a pagar. En efecto, más vale pagar el impuesto que descontaminar a un costo superior; e inversamente, es preferible descontaminar que pagar el impuesto cuando éste es más elevado que el costo (marginal) de la descontaminación. La distribución del esfuerzo es eficaz entonces, pues el costo total de reducción de la contaminación se minimiza igualando los costos marginales con respecto al impuesto. A los contaminadores con costos de des-

contaminación más reducidos también se les incentiva a reducir sus emisiones en mayor medida que a los demás.

En cambio, si se adopta una norma uniforme para todos los contaminadores, el reparto de los esfuerzos entre las fuentes es necesariamente ineficaz, si los costos marginales respectivos difieren (lo que evidentemente sucede en realidad). Las empresas más capaces de reducir sus emisiones –costo marginal reducido– descontaminan muy poco, mientras que las empresas con costos marginales altos efectúan esfuerzos elevados. Para alcanzar un mismo objetivo de descontaminación, una norma resulta más costosa que un impuesto.

Por su lado, los mercados de derechos minimizan los costos, como lo hace el impuesto, porque el precio de equilibrio del mercado se establece al nivel del impuesto óptimo.

- *La falta de información sobre los daños y los costos de descontaminación.* La situación “normal” es aquella en la que el ente regulador no tiene la información necesaria acerca de los daños ni acerca de los costos de descontaminación. Por eso es incapaz de alcanzar el *óptimo* de contaminación de información perfecta si no se puede comunicar con los agentes económicos. Weitzman [1974] demostró que, en ese caso, la elección entre un instrumento de cantidad, como la norma, y un instrumento de precio, como el impuesto, depende de las características de las empresas y de la función del daño. Se prefieren las normas más que los impuestos si la inclinación de la curva de daño marginal (en valor absoluto) es más importante que la del costo marginal de reducción de los desechos.

Intuitivamente, si el daño marginal es muy sensible a cualquier variación del nivel de contaminación, el nivel óptimo de contaminación es relativamente independiente de las condiciones de costos, y se preferirá instrumentar una norma antes que un impuesto lo que, según el costo marginal efectivo, terminará en un nivel de descontaminación demasiado alto o demasiado reducido, con elevadas pérdidas de eficacia. Una regulación cuan-

titativa se justifica, por tanto, en presencia de riesgos de daño grave o irreversible que requieren de una acción rápida. Y a la inversa, si el costo marginal de descontaminación tiene una fuerte inclinación, mientras que el daño marginal evoluciona en función del nivel de contaminación, se preferirá el impuesto a la norma.

Al autorizar la comunicación entre la empresa contaminante y el ente regulador, es posible hacer mucho más. Se trata de la aplicación de la teoría de la firma (Laffont-Tirole [1993]) a los problemas de contaminación. Si es posible incentivar a los agentes a revelar su auténtico costo de descontaminación, el ente regulador puede hacer depender la política de control de las informaciones que se le comunican. Lamentablemente, los agentes tienen todo el interés en manipular la información que comunican a las autoridades públicas, de manera que se minimice el costo privado de la reglamentación.

Una reglamentación con un solo instrumento, norma o impuesto, no puede inducir a revelar la información que los agentes poseen. En efecto, aunque las empresas preveen que el ente regulador establecerá un impuesto sobre los desechos, están totalmente interesadas en subestimar su costo marginal de descontaminación, de forma que el impuesto sea lo más bajo posible. Y al contrario, si preveen una norma, sobrestiman sus costos para asegurarse una norma elevada. Los agentes pueden garantizarse, por tanto, *rentas de información*, gracias a la información oculta de que disponen.

Para asegurar una revelación correcta de los costos de descontaminación, hay que introducir más de un instrumento. Imagínese, por ejemplo, que el ente regulador no conoce un parámetro de la función de costo de descontaminación de una empresa. Sin embargo, puede proponer un conjunto de contratos a la empresa, con un objetivo de esfuerzo de reducción de los desechos asociado a una transferencia monetaria para cada valor posible de ese parámetro, y sin empujar hasta la quiebra a la empresa. Para incentivarla a elegir el contrato correspondiente a su auténtico costo de descontaminación, el ente regulador debe asegurar-

le como mínimo, por medio de la transferencia, la renta que ganaría al ocultar los verdaderos costos.

El problema, entonces, es construir mecanismos que minimicen no sólo el daño y el costo de descontaminación, sino que también limiten las rentas por pagar en razón de los efectos redistributivos, una fuente de distorsiones. La idea general de la teoría de la firma es que los mecanismos óptimos que permiten limitar las rentas de información por pagar necesitan que haya una cierta pérdida de eficacia de la política de control de la contaminación, al asignar esfuerzos de reducción de los desechos diferentes de los de la situación de información perfecta.

Vigilancia y sanción de los fraudes

En la práctica, una política eficaz de control de la contaminación no se limita a la definición del nivel óptimo del impuesto o de la norma que respetar. En efecto, dadas las dificultades técnicas vinculadas a un control continuo y preciso de las emisiones contaminantes, en muchos casos el fraude puede involucrar a una parte no despreciable de los contaminadores dada la ausencia de mecanismos de inspecciones y enmiendas suficientemente disuasivos.

Los contaminadores pueden no respetar la reglamentación por dos razones principales: para evitar costos suplementarios de ajuste o porque existe una dimensión aleatoria en el control de las emisiones. Este componente aleatorio puede ser intrínseco al proceso de emisión de los desechos contaminantes (la contaminación de un río depende de su caudal, el cual varía con los fenómenos aleatorios climáticos), pero igualmente puede provenir del carácter imperfecto del método de medición del ente regulador (el número de receptores que miden la calidad del aire en la región parisina aun no bastan para tener una idea precisa de la contaminación atmosférica). En consecuencia, una política de dominio de la contaminación debe comprender un dispositivo de control *a posteriori* de las decisiones de los agentes,

Las contaminaciones difusas

En un cierto número de contaminaciones, el regulador puede enfrentarse al grave problema de medir los rechazos contaminantes, que constituyen la base de la reglamentación, trátase de normas o impuestos. Es el caso de las contaminaciones difusas, como, por ejemplo, la contaminación de aguas superficiales y subterráneas por actividades agrícolas (nitratos). En esta esfera, la principal dificultad tiene que ver con la naturaleza difusa de los rechazos en el sentido físico del término. Es imposible localizar y, por lo tanto, medir los restos de contaminantes a nivel individual. Añádase el gran número de contaminadores potenciales que hacen extremadamente difícil investigar las responsabilidades individuales en el nivel de contaminación global que se puede constatar.

Si el nivel de rechazos está perfectamente correlacionado, por ejemplo, con el nivel de consumo (abonos químicos en el caso de los nitratos) o de producción de un bien, es razonable fundar la reglamentación sobre dicho nivel. En realidad, estas cantidades a menudo se correlacionan de manera imperfecta por incertidumbres en el proceso de producción, de suerte que estas políticas indirectas no son sino sustitutos imperfectos del control directo de los rechazos. Por otro lado, debido a la multiplicidad de contaminaciones y sustituciones entre insumos, el control de un insumo particular puede llegar a aumentar otras fuentes de contaminación. Por ejemplo, la restricción del empleo de pesticidas puede modificar las prácticas culturales y aumentar la erosión de los suelos, otra fuente de daño para la colectividad.

Esta situación ha llevado a ciertos economistas a proponer el manejo de los problemas de contaminación difusa al estilo de un gerente que incita a los miembros de su empresa a coordinar esfuerzos con el fin de producir juntos la mayor cantidad de un bien. El problema viene cuando los agentes contaminantes pueden disimular sus niveles efectivos de residuos creando una situación de *riesgo normal*. De este modo se califican las relaciones entre agentes cuyas partes, al menos algunas de ellas, disponen de información privada sobre las acciones que pueden emprender (existe pues una asimetría en la información).

Segerson (1988) ha demostrado que es posible construir una política de impuestos basada en el nivel de contaminación global constatado, lo que incita a cada agente contaminante a optar por un nivel eficaz de rechazo.

con sanciones adecuadas para cualquier violación de la reglamentación vigente. La eficacia de este dispositivo condiciona las oportunidades de éxito de la política ambiental. En estas condiciones, ya no se aplica la regla convencional según la cual debería eliminarse la contaminación hasta el punto de equiparación del daño marginal y los costos marginales de control de la contaminación. Efectivamente, conviene añadir a éstos los costos marginales de control al acotarse la reglamentación.

La magnitud de los desechos puede ser objeto de una evaluación por parte del ente regulador o si no, ser las empresas mismas las obligadas a declarar su grado de conformidad (por ejemplo, al hacer conocer su nivel de emisión, lo que acto seguido permitirá a la agencia responsable definir un impuesto regulador). Sea cual fuese la solución que elija el ente regulador, debe tener costos específicos. En caso de evaluación directa, se tratará de costos de peritaje que se presentarán, aunque todas las empresas estén en conformidad, mientras que la autodeclaración de las empresas implica, a su vez, el recurso a otro mecanismo que les incentive a no ocultar su situación real. Downing y Watson [1974] demuestran que los costos específicos implican un nivel óptimo del control de la contaminación, inferior al que se habría elegido si esos costos no se hubieran tomado en cuenta.

Los instrumentos que el ente regulador tiene a su disposición son, en primer lugar, la frecuencia de los controles y, después, las multas que enfrentan los defraudadores. Esas multas pueden depender de la importancia de la violación o del daño causado, de los ahorros de costo realizados al no estar en conformidad o, incluso, del pasado de la empresa en este campo. No se reducen solamente a las multas que disponen las leyes o reglamentos, sino que pueden referirse igualmente a la responsabilidad futura de la empresa, a su obligación de efectuar pruebas costosas sobre el proceso de producción o hasta del valor económico del impacto negativo en términos de reputación perdida especialmente ante los consumidores.

El análisis histórico de las políticas de reglamentación, tanto en Europa como en Estados Unidos, sugiere que estos problemas a menudo se han ignorado ampliamente, al menos hasta una fecha reciente, a pesar de su importancia (Harrington [1988], Russell [1992]).

La definición de los controles y sus consecuencias

Es necesario definir en qué consiste la frecuencia de inspección y el nivel de multa, pues el principio de una política de control *a posteriori* reside en estos dos parámetros. Además, la consideración de la necesidad de un control de la eficacia de la política ambiental conduce a retomar la cuestión de la elección de los instrumentos.

• *¿Cómo elegir la frecuencia de inspección y las multas?* Las multas monetarias son transferencias que no implican ningún costo para la sociedad, mientras que el mantenimiento de una frecuencia de inspección verosímil es, por el contrario, una fuente de gastos. Es necesario, para minimizar los costos de estos controles, que sean lo menos frecuentes posibles y que la multa, en cambio sea, lo más alta posible, limitada solamente por las posibilidades de pago de los agentes o por los topes que fije la ley. Por eso hay que penalizar con fuerza pero no frecuentemente.

Esta prescripción parece natural e intuitiva, pero, en realidad, las sanciones que se implementan efectivamente casi nunca son las mayores. En principio, porque no todos los agentes tienen la misma capacidad de pago y después, porque, en general, es necesario asegurar una cierta progresividad en las multas, que debe reflejar la importancia de la no conformidad, a falta de lo cual cualquier contaminador que haya decidido defraudar contaminaría en el máximo grado. Finalmente, la imposición de las sanciones también puede originar gastos para el ente regulador, de suerte que el arbitraje entre la frecuencia de control y la importancia de la sanción se determine por el examen de sus respectivos costos. Es el caso, especialmente, de las sanciones penales que

contemplan la prisión, las cuales implican, de un lado, un costo directo (el costo de la prisión), y, del otro, pérdidas de bienestar para los condenados, que no se equilibran automáticamente con ganancias para otras partes. Este es el caso de las multas.

También existen controles *a posteriori* que no se fundamentan en inspecciones, pero que utilizan mecanismos de declaración de irrespeto a los reglamentos por parte de los contaminadores, especialmente respecto a la contaminación de las aguas en Estados Unidos y en Francia (las agencias del agua). La idea es recompensar las inconformidades anunciadas y hacer pagar un impuesto menor al que correspondería si esa violación se hubiera detectado tras una inspección, lo que ofrece la doble ventaja de economizar costos de inspección y obtener información oportuna si hay que reparar los daños con rapidez.

Aparte de los incentivos que pueden adoptar las autoridades públicas para el respeto de las reglamentaciones ambientales, hay otras posibilidades de sanción por parte del mercado, como el boicot de los consumidores hacia los productos de las empresas contaminadoras, la pérdida de reputación o la sanción por parte de los mercados bursátiles.

Por lo demás, hay una amplia gama de motivaciones que pueden explicar una decisión de conformidad en ausencia de políticas de inspección creíbles, como por ejemplo, las normas sociales, los valores morales, el sentido profesional, etc. Estos incentivos a respetar los reglamentos pueden ser importantes en la práctica, y a pesar que los economistas las subestiman, siguen siendo difíciles de identificar. Por tanto, sí es verosímil que la decisión de estar o no en conformidad es el fruto de complejas motivaciones de las cuales sólo algunas son previsibles, racionales o fundamentadas económicamente.

• *Política de control a posteriori y elección de instrumentos.*
Aquí se supone que la multa por fraude se fija y aumenta con la intensidad de la violación que se comete. Este enfoque se justifica con la práctica o, muy a menudo, la forma y el tamaño posibles de las multas que provienen del aparato judicial o legislativo.

vo, y no tanto de la agencia encargada del control. Uno de los primeros resultados que se obtienen con el análisis económico es que la inclusión en el objetivo del ente regulador de los costos de supervisión modifica la elección de instrumentos entre impuesto, norma y mercado de derechos de contaminación, cuando se trata de realizar al menor costo un objetivo dado de descontaminación (Malik [1992]). Efectivamente, no son idénticas las reglas de decisión de un ente regulador que busca determinar la frecuencia de control y el reparto del esfuerzo de descontaminación para un conjunto heterogéneo de contaminadores, de forma que se minimice el costo de supervisión o bien el costo de reducción de los desechos.

Este conflicto entre las reglas de minimización de los costos de supervisión y de descontaminación explica por qué, en ciertos casos, una norma uniforme puede ser más eficaz que un impuesto: aunque se lleve a cabo un ahorro en términos de costos de descontaminación al utilizar un impuesto, una norma uniforme puede muy bien implicar una reducción del costo de supervisión más elevado. De hecho, la posibilidad de modular el respeto de una norma al ajustar los parámetros de la política de inspección vuelve a dar cierta flexibilidad a los instrumentos de tipo reglamentario.

En el mundo real, donde la información se comparte de manera desigual, y donde cada una de las soluciones de internalización implica sus propios costos de funcionamiento y de ejecución, la elección debe hacerse sobre la base, por ejemplo, de un análisis costo-beneficio, caso por caso. No sólo porque la solución a la que se llegue debe minimizar los costos de transacción, sino también porque los beneficios esperados deben exceder los costos. Por consiguiente, es absolutamente posible que cada una de las soluciones que aquí se presentan sea más costosa que una política de “dejar-hacer” que no busque eliminar la externalidad.

3. De la teoría a la práctica

La influencia de la teoría se manifiesta a través del creciente uso de los instrumentos económicos en las políticas ambientales, especialmente en los países miembros de la OCDE, a pesar de que las normas aún sean lo más frecuente.

Mientras que los países europeos (y, entre ellos, especialmente los anglosajones y los nórdicos) favorecen los impuestos, el rechazo a imponer al sector productivo impuestos suplementarios lleva a que Estados Unidos elija más bien el sistema de derechos de contaminación (llamados con más frecuencia “permisos negociables”). Estos instrumentos tienen, para ellos, la ventaja de devolver una cierta flexibilidad a las empresas en las decisiones de reducción de los desechos, en relación con la rigidez que conlleva la aplicación de normas sobre los procedimientos o las cualidades ambientales. Pero su superioridad respecto a las normas no se garantiza más que en condiciones precisas.

Los mercados de derechos e impuestos están contrapuestos en cuanto a que difiere la naturaleza del instrumento; es decir, la cantidad para el primero y el precio para el segundo. El sistema de leyes fiscales deja una cierta incertidumbre acerca del impacto en materia ambiental, mientras que los efectos sobre los costos de los contaminadores son conocidos; por el contrario, con un mercado de derechos se está seguro del resultado sobre la calidad del ambiente, ya que la contaminación es igual al número de derechos emitidos, pero el gravamen para los contaminadores es incierto y depende del precio que se establecerá en el mercado.

Las agencias del agua en Francia

En Francia, la gestión de los recursos agüíferos se confía principalmente a dos organismos. El territorio se divide, según límites naturales, en seis grandes cuencas hidrográficas. En cada cuenca, un comité define la política de intervención desarrollada e instrumentada por una agencia del agua que cuenta con medios financieros adecuados. Este financiamiento se otorga con el pago de cánones, vinculadas sea al uso de los recursos, sea a la contaminación. La base tributaria la determina el gobierno, mientras que las tasas las fija el comité, bajo control parlamentario. La misión de la agencia es ayudar al financiamiento de los trabajos que mejoran la calidad o la cantidad del recurso de agua, a la vez que se respeta una restricción de equilibrio presupuestario. Así pues, un industrial preocupado en reducir sus desechos contaminantes con la instalación de una estación de depuración de las aguas servidas se puede beneficiar de un préstamo financiero, financiado a su vez por las cuotas cobradas.

El establecimiento de cánones se hace básicamente a destajo. Cada industrial hace una declaración anual de producción que se transforma en volúmenes de efluentes a través de una nomenclatura constituida por coeficientes técnicos. El canon por concepto de contaminación bruta (antes de la depuración) se cobra al aplicar tasas unitarias por cada tipo de contaminante. Hay una cierta variabilidad geográfica de las tasas, en función de las zonas vulnerables. Luego, una prima por concepto de depuración (función de la tasa de rendimiento de la estación) se paga al industrial para considerar el esfuerzo de descontaminación que se realiza río abajo. Para algunos grandes contaminadores, la agencia evalúa la producción y la tasa de rendimiento al medir continua o regularmente. A veces, el sistema que se emplea es mixto, en base a mediciones y declaraciones. Recientemente, se ha introducido la posibilidad de modular la prima de depuración en función de características cualitativas observables que conciernen al procedimiento de depuración, con el fin de incentivar la reducción de los desechos. Así, este sistema complejo de cánones refleja dos tendencias opuestas. Una establece las cotizaciones en base a la producción, por razones de equidad, en el financiamiento de los proyectos de instalación de nuevas estaciones de depuración con un mayor desempeño. Cada una paga entonces proporcionalmente, según su tamaño. La otra consiste en volver los cánones incentivantes al hacerlos depender de las medidas de los desechos efectivos de los industriales. El obstáculo del costo de las medidas se supera en parte al no medir más que variables cualitativas. El lector interesado encontrará información complementaria en F. Salanié y A. Thomas [1994].

Los impuestos en la práctica

La aplicación de un impuesto requiere definir su base, para que se lo vincule estrechamente con la externalidad y a la vez, los costos de administración y de control no resulten demasiado altos. La fijación del impuesto varía, en la práctica, entre un alto impuesto de incentivo destinado explícitamente a modificar el comportamiento de los contaminadores, y un impuesto bajo, destinado sobre todo al cobro de fondos para la recolección de los desechos, la actividad de depuración y hasta cualquier proyecto sin necesaria relación con el ambiente. El enfoque fiscal se utiliza más a menudo en Europa, dentro de un objetivo financiero puramente incentivante. Este es el caso de los cánones a cobrarse por contaminación de las aguas dentro de la gestión de las agencias francesas del agua (cf. recuadro de la página anterior).

Los permisos de descargas negociables

Las modalidades de la instrumentación de los mercados de derechos de contaminación son complejas en apariencia, sobre todo porque los ejemplos de aplicación son aún poco numerosos. Buscan, en primer lugar, identificar los agentes titulares de los derechos (los industriales involucrados, eventualmente los particulares o las asociaciones de ecologistas) y la duración de esos derechos. En segundo lugar, interviene la asignación inicial de los derechos, que puede hacerse mediante una distribución gratuita, una subasta o una venta a precio fijo, lo que conlleva consecuencias redistributivas muy diferentes. Después, hay que especificar la delimitación de los intercambios comerciales realizables: por ejemplo, limitaciones geográficas para contaminaciones locales (“burbujas”). Finalmente, debe examinarse el tratamiento de los que ingresan en el mercado, sea para no prohibir la entrada, o sea, por el contrario, para exigir esfuerzos más importantes al requerir la compra de más permisos que los necesarios.

En ciertas experiencias se ha observado a veces una falta de liquidez del mercado, lo que puede tener varias causas: muy pocos actores, la posición dominante de algunos o la falta de costumbre de negociación entre los participantes. Por lo demás, los costos de transacción –que pueden ser altos– justifican recurrir a corredores para disminuirlos.

En Estados Unidos se implementó un sistema de permisos de emisiones de SO_2 con el objetivo de reducir en el año 2000 más de la mitad de las emisiones totales del sector de las centrales eléctricas respecto al nivel alcanzado en 1980, es decir, con un objetivo de reducción de aproximadamente 10 millones de toneladas de SO_2 por año. Los participantes en el mercado son las centrales eléctricas (70% de las emisiones totales) y éstas pueden realizar intercambios entre sí a nivel nacional. Para alimentar el mercado, la Agencia Americana del Ambiente (EPA, por sus siglas en inglés) pone a subasta, cada mes de marzo, permisos con la fecha de emisión, que pueden utilizarse en ese mismo año o bien ser guardados y utilizados en años futuros. Cada permiso corresponde al derecho de emitir una tonelada de SO_2 en la atmósfera. Aunque al principio de esta experiencia –en 1993– el número de permisos vendidos en subasta excedía al que se intercambiaba en el mercado entre los productores de electricidad y otros diferentes actores (150.000 contra 130.000), no pasaba lo mismo en 1997, cuando, si se vendieron en subasta 300.000 permisos, más de 5 millones de ellos se intercambiaron en el mercado. En total, en cinco años, se transaron unos 13 millones de permisos (11.8000.000 en el mercado), lo que da fe de un cierto dinamismo.

Es el gran número de centrales, que por lo demás tienen la costumbre de negociar entre sí, lo que lleva a las autoridades a adoptar tal enfoque, en lugar de uno reglamentario. Las estimaciones del ahorro de costo realizado respecto al empleo de las normas van desde los 500 millones a varios miles de millones de dólares.

En Suecia se decidió lo contrario para una contaminación idéntica, es decir, un impuesto a los desechos. Allí la gran diversidad de fuentes posibles, además de las centrales eléctricas, justifica el empleo de un instrumento de precio. En cambio, en Francia, el monopolio EDF se comprometió a reducir sus emisiones de SO_2 a través de un programa de acciones específicas para cada lugar dentro del marco de un acuerdo contractual negociado con el Estado. En todo caso, la heterogeneidad de los costos de reducción de los desechos entre las fuentes de emisiones condujo a la introducción de instrumentos más eficaces que una norma uniforme.

Las estrategias adoptadas por los contaminadores

El surgimiento de las preocupaciones ambientales también va acompañado de un cierto número de estrategias que desarrollan los industriales para ir más allá de las exigencias de la reglamentación. Muchas empresas avanzan hacia la creación de sellos verdes, por un lado, y por el otro, hacen campañas publicitarias sobre el tema de la protección del ambiente, con un abanico de compromisos en la materia. Al mismo tiempo, se han creado direcciones ambientales en un cierto número de empresas, especialmente en vista de la necesidad de adoptar normas siempre más restrictivas. Pero estos compromisos voluntarios de las empresas plantean el problema de su credibilidad frente a los consumidores. El caso del proyecto canadiense *Responsible Care* (Cuidado responsable), creado en 1984, es un ejemplo aparentemente convincente (Borkey y Glachant [1997]). Los industriales químicos, reunidos en una asociación nacional, implementan un programa de buena gestión del ambiente, cuyo respeto, en parte, lo controlan terceros. La sanción en caso de inconformidad consiste en la exclusión de la asociación, con las consecuencias de posibles procedimientos judiciales, así como una pérdida de reputación frente a los consumidores, y hasta un boicot. Los industriales tienen interés, por una parte, en la valorización comercial de su compromiso hacia el ambiente, y por otra, en el ahorro de

costo realizado si el Estado no impone impuestos o normas rígidas en razón de los compromisos suscritos. Un control independiente y frecuente permite entonces mantener la credibilidad de la empresa, al limitar los comportamientos oportunistas. Sin embargo, parece dudoso que todos los casos conocidos de compromisos voluntarios de las industrias respeten este principio de base.

Finalmente, los sellos verdes dan, sobre todo a los industriales, una posibilidad suplementaria de diferenciarse y evitar los nefastos efectos de una competencia de precios demasiado fuerte. Lamentablemente, la proliferación de los sellos y otras certificaciones perjudica mucho la buena información de los consumidores. Lo anterior lleva a una intervención pública tendiente a clarificar las reglas de etiquetar los productos y de la publicidad informativa.

El debate sobre los ecoimpuestos¹

A finales de los años 80, cuando la baja de las deducciones obligatorias se convierte en un credo de la ortodoxia económica, la instauración de nuevos impuestos no es nada fácil, aun cuando surjan motivadas por un mejoramiento ambiental. Lo cual, indudablemente, supone un rehacer general de lo fiscal, como lo hicieron Finlandia, los Países Bajos, Dinamarca y Suecia. En Francia, la política ambiental se apoya especialmente en la reglamentación, y el recurso a los impuestos ecológicos sigue siendo modesto, salvo con respecto al régimen tributario de los productos petroleros, que por lo demás tiene una finalidad menos ambiental que financiera.

Pero en Francia, y generalmente en la Comunidad Europea, las preocupaciones ambientales no son las únicas justificaciones de una reforma fiscal. La persistencia de un desempleo masivo incita a poner en funcionamiento sistemas fiscales más

1. Esta sección debe mucho a BUREAU et HOUCARDE [1998].

favorables al empleo. En este sentido, el Consejo Europeo Extraordinario de Luxemburgo, en noviembre de 1997, sugería a los Estados miembros que analizaran la introducción de un impuesto a la energía o a las emisiones contaminantes, para aligerar las deducciones obligatorias sobre el trabajo.

Pero hay muchas objeciones a una reforma fiscal “verde”: desde dudas sobre su eficacia económica y ambiental hasta temor a impuestos suplementarios que serían neutralizados por una baja de los impuestos existentes, pasando por los riesgos de pérdida de competitividad o de aislamiento de las empresas involucradas. En el próximo capítulo se analizará el efecto de las políticas ambientales sobre la competitividad de las empresas; aquí nos limitamos al debate sobre los impuestos ecológicos, concerniente a sus efectos sobre el ambiente y el empleo.

Instrumento	Monto	Impacto
Impuesto al azufre (Suecia)	53 F/Kg	Disminución en 6% de las emisiones totales: la cantidad de azufre de los productos petroleros se redujo cerca de 40% en 2 años
Diferencial de la fijación de impuestos a la gasolina sin plomo (Suecia)	Este diferencial pasó de 0,132 F en 1986 a 0,67 F en 1992	El plomo se eliminó entre 1988 y 1995
Diferencial impositivo al diesel “más limpio” (Suecia)	Descuentos fiscales de 603 F/m ³ y de 343F/m ³ para los diesels de clases 1 y 2 (el estándar es de clase 3)	En 4 años, aumento espectacular del mercado del diesel “más limpio”, reducción del 75% de las emisiones de azufre para vehículos a diesel
Impuesto al óxido de nitrógeno (Suecia)	53 F/Kg de NO _x	Las emisiones de NO _x se reducen en 2 años en 35%
Impuesto parafiscal a la contaminación del aire (TPPA) (Francia)	180 F/t para las emisiones de: SO ₂ (1985), NO _x (1990), HCl (1990)	En promedio, las reducciones anuales fueron de 251.841 t de SO ₂ , 21.000 t de NO _x y 14.000 t de HCl.

Fuente: BUREAU et HOURCADE [1998]

Este debate se focalizó sobre todo con ocasión de las discusiones sobre el efecto invernadero en la llamada cuestión del *doble dividendo* (concepto propuesto por los partidarios de una política fiscal con fines ambientales para subrayar las ganancias que podían resultar en respuesta a quienes sólo veían en ella costos suplementarios). El primer dividendo se obtuvo con la modificación de los comportamientos lo que condujo a mejorar el ambiente, y el segundo, provino del impacto macroeconómico del reciclaje de las recaudaciones así obtenidas. Si en Estados Unidos la opción privilegiada es la de la disminución de la imposición al capital, en Europa es la baja del desempleo que es puesta en evidencia como segundo dividendo posible.

• *El primer dividendo: la reducción de los daños ambientales.* Este es, por supuesto, el objetivo esencial de un impuesto ecológico, que sólo se alcanzará si su carácter de incentivo es suficiente, es decir, si el monto del impuesto refleja correctamente el costo de las externalidades para modificar los comportamientos de producción y/o de consumo de manera perdurable.

En este capítulo se ha discutido teóricamente acerca de los efectos de un impuesto y de su eficacia, en comparación con los otros instrumentos disponibles, así como de las dificultades informativas de su aplicación. Asimismo, más que retomar esta discusión, cabe presentar algunos ejemplos exitosos de impuestos ambientales incentivantes, que demuestran así su operatividad (ver el cuadro anterior).

• *El segundo dividendo: ¿un mejoramiento del empleo?* Una vez asegurada la eficiencia económica y ambiental del impuesto ecológico —es decir, un mejoramiento del ambiente a un costo mínimo—, cabe analizar el nuevo destino de las recaudaciones fiscales así obtenidas.

En general, y aunque produzca ingresos para las finanzas públicas, un impuesto también tiene un costo social, y entre dos impuestos que producen un mismo monto de recauda-

ciones, se preferirá naturalmente aquel con el costo social más bajo.

De esta sustitución entre dos impuestos de rendimientos equivalentes, pero de costos sociales diferentes, nace el concepto de *doble dividendo* con ocasión de un asunto climático, cuando se vio que los ingresos que produce un impuesto al carbono, de carácter realmente incentivante, serían netamente superiores a las necesidades de financiamiento de los programas de reducción de las emisiones.

A priori, hay muchas posibilidades de reciclaje de este excedente, tales como una baja del IVA, del impuesto a la renta o a los beneficios de las empresas. La persistencia del desempleo y los problemas de financiamiento de la protección social llevaron a la idea de una disminución de las cargas sociales sobre el trabajo (particularmente el menos cualificado), debido a la competencia del excedente que produjo el impuesto ecológico, con la esperanza de un aumento del empleo, una consecuencia de la baja de los costos salariales, que enseguida desembocaría en un relanzamiento del consumo y del crecimiento.

Pero este círculo virtuoso sigue siendo teórico y a finales de 1998, ningún país se había lanzado aún en esta política de sustitución entre impuestos, al ser la existencia misma de un doble dividendo objeto de debate entre economistas de tendencias contrarias.

Sin embargo, aunque el impacto en el empleo de una política ambiental de impuestos ecológicos no se haya definido aún claramente², y cualquiera que sea el tema de dicho debate, persistiría el primer dividendo, y bastaría para justificar el uso de instrumentos económicos con fines de protección ambiental.

2. A finales de 1998, los efectos sobre el empleo que evalúan los modelos más detallados son positivos pero débiles.

Capítulo IV

LA DIMENSIÓN INTERNACIONAL DE LOS PROBLEMAS AMBIENTALES

Durante mucho tiempo los aspectos ambientales se des-cuidaron ampliamente en las relaciones internacionales y espe-cialmente en las relaciones comerciales. Así, ni en los primeros acuerdos del GATT (siglas en inglés del Tratado General sobre Aranceles y Comercio), en 1947, ni en el Tratado de Roma, que establecía las reglas del Mercado Común Europeo, en 1957, se trató explícitamente del ambiente. El punto de vista general en-tonces era considerar la protección ambiental como un factor no económico, aunque desde los años 70 se habían expresado algu-nos temores a propósito de los posibles efectos negativos de las políticas ambientales nacionales sobre los intercambios comer-ciales.

Sin embargo, desde finales de los años 80 el debate se am-plió considerablemente, como da fe el aumento de los conflictos comerciales motivados por los problemas ambientales. Una de las razones esenciales de ello es el acrecentado desarrollo de las políticas ambientales nacionales, y paralelamente la multiplica-ción de los intercambios comerciales. El conflicto más famoso es el que enfrentó a Estados Unidos con México en 1991, cuando se prohibieron las importaciones de atún mexicano en Estados Unidos, con el pretexto de que la captura de los atunes con redes a la deriva causaba la muerte de muchos delfines y no respetaba la ley vigente en Estados Unidos sobre la protección de los ma-míferos marinos.

Simultánea e independientemente de las cuestiones co-merciales, el surgimiento de los problemas ambientales globales, como el recalentamiento climático, la disminución de la capa de

ozono o el impacto de la deforestación sobre la biodiversidad, suscitó la negociación y la firma de muchos acuerdos multilaterales. A finales de 1997 se cuentan 180 acuerdos de este tipo, tales como el protocolo de Montreal para la protección de la capa de ozono (1987) o, incluso, la Convención de Basilea sobre el comercio de desechos peligrosos (1992). Una gestión global del ambiente también implica inevitablemente la introducción de elementos ecológicos en la gestión internacional de los intercambios comerciales.

Esta evolución plantea un cierto número de preguntas. ¿Cuál es el efecto de las políticas de liberalización de los intercambios comerciales sobre la calidad ambiental? Y recíprocamente, ¿qué influencia tienen las políticas ambientales nacionales sobre los flujos comerciales y los flujos de inversiones, a través de los impactos en la competitividad de los países y las empresas? ¿Las políticas ambientales son capaces de bloquear el acceso a los mercados? Y finalmente, ¿cuáles son las especificidades debidas a la dimensión internacional de las externalidades, tales como las contaminaciones que sobrepasan las fronteras nacionales o los problemas globales?

1. ¿Son antinómicos el libre comercio y la protección del ambiente?

Los intercambios comerciales y las políticas de liberalización del comercio internacional tienen necesariamente efectos positivos y negativos sobre el ambiente, debido a que modifican la naturaleza, el volumen y el reparto geográfico de las actividades de producción y de consumo. Sin embargo, pocos estudios empíricos permiten tener una visión clara de dichos efectos. En realidad, el asunto es fuente de muchas polémicas entre los adversarios y los partidarios del libre comercio y movimientos ecologistas, como da fe la controversia que sostuvieron en 1993, en la revista *Scientific American*, los economistas Herman E. Daly y Jagdish Bhagwati.

Mientras que Daly, un economista del Banco Mundial, critica los nefastos efectos de una desregulación del comercio internacional sobre el ambiente, Bhagwati sugiere que se puede encontrar una vía que permita a la vez liberalizar los intercambios comerciales y respetar el ambiente. Ahora bien, ¿cuáles son los argumentos presentados?

En primer lugar, a corto plazo, se dice a menudo que la liberalización de los intercambios comerciales puede afectar negativamente al ambiente, si el país en cuestión no tiene una ventaja comparativa en las industrias contaminantes. De hecho, y como se explicó en el capítulo I, no hay ventajas comparativas sino diferencias en los derechos de propiedad sobre el ambiente, que pueden explicar, por ejemplo, ciertas especializaciones en los sectores contaminantes.

Por lo demás, el ejemplo de la agricultura demuestra que los efectos del proteccionismo igualmente pueden ser la fuente de deterioros ambientales. Hay una fuerte correlación entre las subvenciones a la producción agrícola y el índice de uso de abonos químicos y de pesticidas por hectárea (Anderson [1992]). La protección conlleva una rentabilidad mayor de tierras de menor calidad y que requieren un uso intensivo de abonos. En ese sentido, las restricciones a las importaciones de vehículos japoneses en Estados Unidos durante los años 80 forzó a los constructores japoneses a exportar vehículos de mayor cilindraje, y por tanto, más contaminantes, para aumentar el beneficio por unidad vendida. En este caso, el abandono del proteccionismo podría contribuir a reducir el monto de las emisiones de contaminantes.

A largo plazo, el temor más común es que las políticas de libre comercio agravan los problemas ambientales, pues éstas tienden a aumentar la tasa de crecimiento. El incremento de la producción y del consumo resultante contribuyen a acentuar los fenómenos de contaminación. Así, por ejemplo, para el año 2000, la creación de un gran mercado mediante el Acta Unica Europea de 1986 debe resultar en un aumento del 30% al 50% del tráfico de camiones transfronterizo. Asimismo, los desechos

urbanos *per cápita* tienden a crecer con el ingreso *per cápita*. En cambio, la tasa de población con acceso a agua potable siempre crece con el ingreso, y Grossman y Krueger [1993] demuestran que la contaminación de las zonas urbanas por el dióxido de azufre (*per cápita*) decrece cuando aumenta el ingreso *per cápita*, salvo en los países donde es inferior a los 5.000 dólares, lo que hace pensar que habría un nivel mínimo de riqueza que permite conciliar el crecimiento y el ambiente. Estos ejemplos, entre otros, indican una relación ambigua entre el crecimiento y la calidad del ambiente, pues ésta última conlleva múltiples facetas, que no siempre guardan una correlación negativa con el crecimiento.

La expansión de los intercambios comerciales puede entonces traducirse en ciertos impactos negativos sobre el ambiente, en ausencia de correcciones de las fallas de los mercados o de las políticas vigentes. Pero la liberalización del comercio internacional también puede considerarse como un medio para mejorar la calidad ambiental, pues cuanto más rico se es, mayor capacidad se tiene de gastar dinero para proteger el ambiente. Efectivamente, el excedente de crecimiento que origina el comercio internacional podría favorecer la aplicación de políticas ambientales. De hecho, a menudo se oye decir –no sin razón– que el ambiente es un lujo de los países ricos, lujo que no pueden permitirse (aún) los países que no llegan a satisfacer las necesidades básicas de sus poblaciones.

2. El impacto de las políticas ambientales nacionales sobre la competitividad

Aunque no se conoce bien el impacto de las políticas de liberalización de los intercambios comerciales sobre la calidad ambiental, merecen mucha atención los efectos recíprocos de las reglamentaciones ambientales sobre los flujos comerciales. A este respecto, una cuestión importante para los gobiernos y los industriales es la del mantenimiento de la competitividad de las

empresas, que las medidas ambientales pueden hacer peligrar. En efecto, está claro que los impuestos, los cánones, las normas o los reglamentos motivados por consideraciones ecológicas, pueden constituir una amenaza para la competitividad de las industrias nacionales, debido al crecimiento inducido de los costos de producción. En realidad, lo que más importa son las excesivas desigualdades de las políticas ambientales entre los diferentes países, que pueden causar distorsiones en la competencia.

Así pues, a los industriales de los países que tienen políticas ambientales estrictas les inquieta la competencia proveniente de países más permisivos en este campo. Y a su vez, buscan que esas políticas se modifiquen a su favor. Por lo demás, debido a estas presiones, y también por razones de estrategia comercial, en el empeño de mejorar los términos del intercambio comercial de su país, los gobiernos se preocupan igualmente de la competitividad de las industrias nacionales en los mercados mundiales y, por todo eso, pueden influir sobre el nivel de su regulación ambiental, sobre todo en ausencia de posibilidades de utilización de los instrumentos de política comercial proscritos por la Organización Mundial del Comercio (cuotas, derechos arancelarios, etc.). Así, el impuesto y la norma ambientales se fijarán de manera estratégica a niveles en los que el costo marginal de contaminación sea inferior al daño marginal. Eso se llama *dumping ecológico*, en referencia al debate similar sobre el *dumping* social que concierne en particular a las políticas de salarios mínimos y a las legislaciones laborales diferentes.

Entonces, la consideración de los imperativos de la competitividad en la formulación de las reglamentaciones ambientales nacionales puede ser una fuente de distorsiones, pero a nivel de la OMC difícilmente puede hacerse frente a dichas situaciones. En efecto, probar, por ejemplo, que una legislación ambiental es demasiado severa parece bastante arduo, debido a la gran información que se necesita recolectar para construir argumentos verosímiles. De ahí el temor de los ecologistas de que la liberalización del comercio mundial pueda conducir a ciertos países

a favorecer una reglamentación flexible desde el punto de vista ambiental, para reforzar la competitividad de las empresas locales. De hecho, durante la administración Bush, el Consejo del Comercio de la Casa Blanca supervisó las decisiones de la Agencia Americana del Ambiente (EPA, por sus siglas en inglés), para evitar cualquier deterioro de la competitividad respecto al exterior.

Los argumentos teóricos a favor del dumping ecológico

El análisis económico tradicional demuestra que, cuando las condiciones de la competencia perfecta se verifican, al menos en forma aproximada, raramente conviene a un país modificar sus flujos de intercambios comerciales con el resto del mundo. Sólo en la hipótesis en que el país tenga un poder importante en el mercado mundial, el bienestar colectivo nacional puede aumentar, en detrimento de los países extranjeros, gracias a un impuesto sobre las importaciones o sobre las exportaciones, según la naturaleza de ese poder. Si dichos instrumentos no están disponibles debido a un Acuerdo de Libre Comercio, la política ambiental puede utilizarse como sustituto, pero es menos eficaz.

En ese contexto, la adopción de una política ambiental más estricta o más permisiva que el nivel de Pigou, definido por la igualación del costo marginal de descontaminación y del daño marginal, se desprende de la posición del país en el mercado mundial (exportador o importador neto). Así, no todos los países practican el *dumping ecológico*, y no hay ninguna razón de que el nivel global de calidad del ambiente sea menor en relación al nivel de Pigou. En cambio, cuando un bien se produce a nivel mundial de manera no competitiva, surge una renta oligopolista cuyo reparto entre los diferentes actores se hace en beneficio del país que practica la intervención más acertada frente a las firmas nacionales. Este concepto generó una voluminosa literatura sobre el comercio internacional estratégico (Brander [1995]), y a la cual se puede vincular la literatura sobre las políticas ambientales estratégicas (Ulph [1997]).

En un mercado donde la competencia se efectúa cuantitativamente (Cournot), cada país puede interesarse efectivamente en establecer normas permisivas para bajar los costos de sus empresas nacionales. El problema con este enfoque es que la fijación de la forma precisa de la intervención supone que el gobierno tenga mucha información sobre la estructura del mercado, las condiciones de costos y de demanda, lo que deja en el aire fuertes dudas sobre la importancia de las ganancias que en la práctica se pueden obtener al ajustar estratégicamente la política ambiental.

Pero a nivel macroeconómico, se constata que, según los datos de la OCDE, los países que despliegan los mayores esfuerzos hacia el ambiente –Estados Unidos, Alemania, Países Bajos y Japón– también están entre los más competitivos. Por ejemplo, en Estados Unidos, la EPA estimó los costos ambientales de adaptación a la normativa en el 2,3% anual del PIB, es decir, aproximadamente 125 mil millones de dólares en 1992, y las proyecciones para el año 2000 consideran un 2,6% (Jaffe *et al.* [1995]). En cambio, países que dedican menos esfuerzos, como España, Portugal o Grecia, no obtienen un beneficio evidente a nivel de su comercio exterior. Pero cabe notar que las comparaciones internacionales son delicadas, dada la falta de datos confiables y los distintos métodos de cálculo que se emplean en cada país. Aunque los puntos de vista del Banco Mundial y la OCDE parece ser que, como los costos estimados de reducción de la contaminación sólo constituyen una pequeña parte de los costos de producción al nivel macroeconómico, la reducción de la producción relacionada a las medidas ambientales y el impacto sobre las exportaciones en general son insignificantes, salvo casos particulares como las industrias químicas, las refinerías de petróleo o incluso las industrias metalúrgicas.

Pero las consideraciones relativas al impacto de las medidas ambientales sobre la competitividad no dejan de preocupar al gobierno, tal como lo demuestra el Acuerdo de Libre Comercio para Norte América (ALENA, por sus siglas en francés) de 1984, entre Estados Unidos, Canadá y México, que contiene un programa específico para estos problemas, resultante en particular de la voluntad de Estados Unidos de evitar variaciones de competitividad relacionadas con la protección del ambiente. Según el tratado del ambiente adjunto al ALENA, se considera que todos los Estados signatarios deben respetar su propia legislación. En caso de violación repetida y significativa por uno de sus miembros, pueden establecerse sanciones comerciales por parte de los demás miembros. Por tanto, este tratado reconoce que ca-

da país debe contribuir a la protección ambiental, pero que cada cual puede hacerlo a su manera. Durante los años 90, esta misma preocupación marcó el debate europeo sobre el impuesto ecológico destinado a disminuir las emisiones de dióxido de carbono.

Las medidas antidumping ecológico

Si se considera la permisividad en la protección ambiental como un subsidio disfrazado, que favorece al país responsable, se puede buscar restablecer el equilibrio al autorizar al país que la sufre a tomar medidas de represalia contra otros países.

Pero este concepto choca contra las reglas de la OMC y parece difícil de realizar en ausencia de acuerdos sobre políticas ambientales mínimas que aplicar por parte de todos los socios comerciales. Austria lo ha experimentado ya: intentó introducir un impuesto compensatorio a la importación de maderas tropicales, así como condiciones estrictas de etiquetado que garanticen el origen de esas maderas importadas, pero se vio obligada a renunciar a este propósito después de que la Asociación de los países del sudeste asiático (ASEAN, por sus siglas internacionales en inglés) amenazara con represalias comerciales. Generalmente, los principios guías de la OCDE proscriben el recurso a las indemnizaciones comerciales para compensar el costo imputable a las normas ambientales más rigurosas, impuestas a las empresas nacionales en relación con las normas que observan sus competidores extranjeros.

Por lo demás, la adopción de estas medidas parece evidentemente difícil, como es a menudo imposible estimar las subvenciones implícitas de las cuales se benefician los competidores. Finalmente, según esta lógica, habría también que subvencionar a las empresas en razón de las diferencias de legislación laboral que poseen, de las desventajas naturales, los costos salariales o de las reglas de higiene y seguridad.

Aparte de las medidas de represalia de tipo comercial, y por las mismas razones, los gobiernos pueden flexibilizar sus re-

glamentaciones ambientales, no sólo al disminuir los impuestos a las emisiones contaminantes, al acordar exenciones fiscales o al levantar las normas vigentes, sino también al aumentar el monto de las subvenciones concedidas a las empresas para su adaptación a las nuevas restricciones ambientales. A menudo se sospecha que estas subvenciones a la descontaminación –que se aplican hasta en los países que han adoptado el principio de “quien contamina, paga”– crean obstáculos al libre comercio. Un ejemplo contundente es el del carbón alemán cuyo uso es subvencionado, y cuyas emisiones contaminantes resultantes de su combustión, son sujetas a gravamen fiscal. Así, pues, la OCDE recomienda que las medidas adoptadas en nombre del principio de “quien contamina, paga” no se acompañen de subvenciones “capaces de provocar distorsiones importantes en el comercio y las inversiones internacionales”. El Código de las subvenciones que establece el GATT (*Tokyo Round*, 1979) prohíbe, asimismo, las subvenciones que violen los intercambios comerciales, pero reconoce a las partes contrayentes el derecho de recurrir a subvenciones para reforzar sus industrias, con el fin de evitar problemas ambientales.

Así, tras las negociaciones sobre las subvenciones dentro del marco de la *Ronda Uruguay*, bajo ciertas condiciones, las ayudas financieras (donaciones, préstamos en condiciones favorables, amortizaciones aceleradas, disposiciones fiscales diversas), concedidas a título de la protección ambiental, pueden entrar en la categoría de ayudas públicas aceptables para todos, es decir, que no pueden dar lugar a reclamos a nivel de la OMC. Esta situación puede forzar a los gobiernos a buscar una armonización internacional de las políticas ambientales. Sin embargo, las políticas proteccionistas ambientales son fundamentalmente diferentes en cada país, pues varían en función del grado de desarrollo, de las presiones sobre el ambiente y de las preferencias de sus poblaciones. Desde esa perspectiva, la armonización internacional de las normas o impuestos ambientales para establecer una norma uniforme, por ejemplo, no es una solu-

ción económicamente eficaz, pues los costos marginales de descontaminación difieren también según los países (ver recuadro siguiente).

La ineficacia de una norma uniforme

Supongamos que, para descontaminar una unidad contaminante cuando existe una cantidad x de ella, el costo marginal sea de $C(x) = -50x + 3250$ para un país A, y de $C(x) = -40x + 5.000$ para un país B. Se busca que el depósito total de contaminantes no supere las 100 toneladas. Una norma uniforme implica, entonces, que cada país no supere las 50 toneladas. Cuando el depósito de contaminantes es de 65 toneladas en el país A, el costo marginal de descontaminación es nulo ($C(65) = 0$). Para respetar la norma, el país A deberá descontaminar 15 toneladas. Y habrá entonces 50 toneladas de contaminantes en el país A y el costo marginal será de $C(50) = 750$. De ahí un costo total de descontaminación de $(750 \times 15)/2 = 5625$. Un cálculo similar demuestra que el país B debe descontaminar 75 toneladas para un costo marginal de 3.000 y un costo total de 112.500. Finalmente, la norma uniforme implica un costo de descontaminación de 118.125.

Pero en vista de la gran diferencia de los costos marginales, se comprende que el país A pueda descontaminar a un precio mucho más barato que el país B. Por eso resulta económico pedirle que descontamine más de 15 toneladas, lo que permitiría al país B descontaminar menos de 75. En el caso en que el país A descontamine 40 contra 50 del país B, el stock de contaminación baja a 25 ($65 - 40$) en el país A y a 75 en el país B, es decir, un stock total de 100, que respeta la norma global. Un cálculo similar al precedente determina costos marginales iguales a 2.000 y da un costo total de descontaminación de 90.000, lo que demuestra la ineficacia de la norma uniforme.

En teoría, el costo mínimo se obtiene cuando los costos marginales de descontaminación son iguales, que es el caso en este ejemplo. El mismo resultado se habría alcanzado al utilizar un impuesto o una compra-venta de derechos.

Una estrategia alternativa a la disminución de las restricciones ambientales puede ser la adopción unilateral de regulaciones más restrictivas, pero capaces de convertirse, en fu-

turo próximo, en normas internacionales de manera que favorezcan consiguientemente a sus propios productores. Así, varias reglamentaciones alemanas se volvieron europeas al cabo de algunos años, lo que trae una ventaja comparativa para las empresas alemanas que se adaptaron a las normas con un cierto adelanto, como en el caso del catalizador para los automotores. Igualmente, en Estados Unidos, las leyes de California sobre la protección ambiental se convirtieron, al final, en la base de la normativa federal.

Los impactos sobre los flujos de inversiones

Finalmente, las políticas ambientales modifican no sólo la competitividad de las empresas, sino también la dirección y la importancia de los flujos de inversiones. Así, un argumento que se opone a menudo al libre comercio es la creación de “refugios de contaminación”, sobre todo en los países en desarrollo, donde irían a localizarse las industrias contaminantes. Este debate fue especialmente vivo en Estados Unidos durante la negociación de la ALENA, en 1993. Las organizaciones ecologistas y los sindicatos estadounidenses de asalariados temían que las empresas se aprovecharan para localizarse masivamente más allá de la frontera mexicana, con el fin de estar bajo una legislación ambiental menos severa. En retrospectiva, hay que admitir sin ambages que eso no sucedió. Sin embargo, aunque existiera un movimiento de cambio en la localización, y haya que reconocer que la parte de los productos procedentes de las industrias contaminantes de los países desarrollados disminuye lenta pero regularmente (aunque representen todavía el 75% del mercado mundial), es difícil hacer de la protección ambiental la causa única de esas tendencias. Los gastos anticontaminación son relativamente escasos en la industria, y los esfuerzos dedicados en materia de reducción de la contaminación no serían de tal magnitud como para orientar la localización geográfica de las empresas, incluso dentro de las industrias más sujetas a las restricciones ambientales. Por el momento, sin ninguna duda la calidad de la mano de

obra, los costos salariales o las ventajas fiscales parecen tener una mayor influencia en los procesos de cambio de localización de las actividades (Low y Yeats [1992]). También se puede pensar que los industriales prefieren países con fuertes restricciones ambientales, pero estables y previsibles, más que países con una administración incierta en este ámbito. La proximidad de los mercados, que sigue siendo básicamente la realidad de los países desarrollados, es además un factor importante del proceso de decisión de la localización de las empresas. Aparte del ya citado artículo, se encontrarán otras referencias al respecto en Jaffre *et al.* [1995].

3. Políticas ambientales nacionales y barreras no tarifarias a los intercambios comerciales

¿Justifica la protección ambiental las trabas al libre comercio? Este debate se relaciona con aquel sobre la utilización de los instrumentos de las políticas comerciales (derechos arancelarios, fijación de cupos a la importación o exportación de los productos, etc.) con fines ambientales, como, por ejemplo, las políticas que pretenden limitar las importaciones de bienes cuyo consumo es fuente de daños para el país importador. Este es especialmente el problema que presentan las diferencias internacionales de las normas ambientales sobre los productos. Estas normas se imponen en particular cuando el consumo de bienes importados –o productos en el lugar– se considera peligroso para la salud o la seguridad pública. El llamado caso de las vacas locas de los años 90 en Europa es un triste ejemplo de lo que puede pasar cuando dichas normas se promulgan demasiado tarde y/o cuando los controles se adoptan en función de un seguimiento insuficiente.

Así, pues, las políticas ambientales, nacionales o internacionales, tienen consecuencias sobre los intercambios comerciales, aunque sólo sea porque incluyen las medidas de naturaleza comercial dentro de su arsenal de instrumentos disponibles.

Por ejemplo, a nivel europeo, el Tribunal de Justicia de la Comunidad Europea consideró en un fallo en 1988 que la pro-

tección del ambiente podía constituir un argumento para limitar la aplicación de las disposiciones del Tratado de Roma respecto a los intercambios comerciales entre países miembros (artículo 30). Esta resolución descansaba en una ley danesa que instituía la obligación de vender las bebidas refrescantes en envases reciclables aprobados por una agencia pública, imponiendo limitaciones a la importación de envases no reutilizables. En su fallo, bajo la queja de la Comisión Europea, el Tribunal de Justicia condenó a Dinamarca, pero sólo por la forma, es decir, por la fijación de un cupo a las importaciones, y no por el fondo, la restricción a la libre circulación de las mercancías. En cambio, Bruselas rechazó el proyecto irlandés de prohibición a importar cervezas en lata, en razón de un proteccionismo disfrazado (que favorecía a la cerveza irlandesa).

También se acusó a Francia de poner trabas al libre comercio de bienes y servicios dentro de la Unión Europea, al negar la entrada a los desechos alemanes en 1992. Aunque Francia, efectivamente, busque proteger su ambiente al rechazar convertirse en el “basurero” de Alemania, su esfuerzo tiende, sobre todo, a defenderse de una competencia que considera desleal: los vertederos franceses consideran favorablemente los desechos alemanes porque los exportadores aceptan pagar tarifas superiores a las que se aplican en Francia. Este país también busca proteger a sus recolectores de papel que van a volcar en el país papeles viejos, con o sin costo, pues su incineración o su vertido está casi prohibido en Alemania. La protección alemana del ambiente juega entonces, en este caso, contra la protección francesa del ambiente.

Ciertas normas respecto a los procesos de producción tienen efectos similares cuando comprometen la composición del producto. Así, se obligó a los canadienses a importar periódicos viejos (escasos en Canadá) provenientes de Estados Unidos, para entonces poder exportar papel periódico hacia este último país, y cumplir así las leyes estadounidenses sobre la composición de ese producto, que imponen un grado mínimo de papel reciclado. Los productores canadienses se vieron, por tanto, desfavorecidos respecto a sus homólogos estadounidenses debido a la dificultad de

abastecerse de diarios usados, y disminuyeron así las exportaciones canadienses de papel periódico hacia Estados Unidos.

A nivel mundial, los principios del GATT estipulan que nada puede prohibir la adopción, por parte de un país signatario, de medidas ambientales unilaterales. Se puede derogar así los principios del GATT en materia ambiental: *Con la reserva de que estas medidas no se apliquen para constituir sea un medio de discriminación arbitraria o injustificado entre los países con las mismas condiciones, sea una restricción disfrazada al comercio internacional, en el presente acuerdo nada se interpretará como una prohibición a la adopción o la aplicación de medidas por parte de cualquier parte contratante* (artículo XX).

Sin embargo, la redacción del artículo XX es imprecisa como para que, en la práctica, las interpretaciones se multipliquen y contradigan. Además, sólo hace referencia a la protección de la salud, de los animales, de las plantas y de los recursos naturales. En realidad, lo que proscribe el GATT y después la OMC, son las acciones unilaterales que discriminan o establecen barreras no tarifarias y trabas técnicas al comercio.

A nivel de la OMC, no es posible entonces aplicar normas de conductas a los bienes importados, y no se puede rechazar la importación de un bien con el pretexto de que su proceso de fabricación no respeta las normas vigentes en el país importador. Lo anterior ilustra no solamente los temores de los movimientos ecologistas de que las leyes nacionales de protección ambiental se consideren como contrarias a los acuerdos del GATT, sino también las inquietudes de los países en desarrollo (PED) en cuanto a los peligros de “injerencia ecológica” por parte de los países desarrollados. Las preocupaciones de los PED se resumen en el artículo 12 de la Declaración de Río de Janeiro (1992), que estipula que *las medidas de políticas comerciales motivadas por las consideraciones relativas al ambiente no deberían constituir un medio de discriminación arbitrario o injustificable, ni una restricción disfrazada a los intercambios comerciales. Cualquier acción unilateral que pretenda resolver los grandes problemas ecológicos más allá de*

la jurisdicción del país importador debería evitarse. Las medidas de lucha contra los problemas ecológicos transfronterizos o mundiales deberían fundamentarse en lo posible en un consenso internacional.

El conflicto atún-delfines entre México y Estados Unidos

Entre los conflictos examinados por el GATT, el más famoso es el diferendo que, a finales de 1991, se presentó entre México y Estados Unidos a propósito del embargo estadounidense decretado unilateralmente a las importaciones de atún capturado con redes a la deriva y, por tanto, sin conformidad con la reglamentación estadounidense sobre la protección de los mamíferos marinos. La pesca con redes a la deriva tiene como consecuencia la captura de delfines cuyos bancos se encuentran por encima de los de atunes. La ley estadounidense condena explícitamente estas prácticas (1972, *Marine Mammal Protection Act*).

El grupo especial consultor al que el director general del GATT encargó dar su opinión al respecto, estimó que la medida adoptada por Estados Unidos era contraria a las reglas del Acuerdo General (artículo XI) y no se justificaba respecto al artículo XX, pues se trataba de restricciones cuantitativas, y que hay otros medios menos restrictivos y compatibles con los acuerdos del GATT, como el etiquetaje de los productos. Pero a finales de 1991, las conclusiones del grupo especial no se aplicaron, a petición de Estados Unidos y de México, que no querían comprometer el proceso de ratificación de la ALENA. Otros países reactivaron este conflicto, pues Estados Unidos había ampliado su embargo a varios países, entre ellos la Unión Europea, que compraban y transformaban atún proveniente de países que no respetaban las normas estadounidenses. La conclusión del segundo grupo especial, en 1993, retomó y completó la del primero, al ampliar la extraterritorialidad de las leyes de Estados Unidos, y al reconocer así un cierto derecho de éstos de proteger a los delfines fuera de su jurisdicción.

El caso atún-delfines demuestra que las instancias internacionales no aceptan el derecho de injerencia por motivos ecológicos en los asuntos de un tercero.

4. Contaminaciones transfronterizas y problemas globales

No todos los problemas ambientales son locales. Algunos, como el efecto invernadero, la destrucción de la capa de ozono o

la desaparición de especies animales o vegetales, conciernen prácticamente a todos los países del globo. Otros, como las lluvias ácidas provocadas por emisiones excesivas de SO_2 , sólo involucran a un pequeño número de países (Estados Unidos y Canadá o Europa del Norte).

Los problemas de cooperación entre países pueden verse como una variante de la tragedia de un bien común (ver p. 18). Si los países cooperan, ello conduce a un *óptimo* global; por ejemplo, al reducir de manera concertada la sobreexplotación de los recursos ambientales. Sin embargo, cada país tiene interés en adoptar un comportamiento de polizón, que consiste en no cooperar mientras no lo hagan los demás. Finalmente, todos los países tienen una estrategia dominante de no cooperación, que lleva a un resultado no óptimo.

Pero dicha ilustración describe el caso extremo donde ninguna cooperación es posible. En realidad, un cierto número de países pueden interesarse en cooperar y firmar un acuerdo, incluso si los otros países involucrados escogen quedarse fuera. Esta situación es la más corrientemente observada, en la práctica por muchos acuerdos. El problema, entonces, es encontrar los mecanismos que permitan aumentar el número de países que desean firmar un acuerdo ambiental.

Hay dos medios alternativos. Primeramente, puede ser conveniente establecer una amenaza verosímil de sanciones comerciales hacia los países no signatarios. Si el mecanismo de sanciones está suficientemente bien concebido, induce a los no signatarios a revisar su juicio y no se aplican las sanciones. En segundo lugar, puede convenir más utilizar la zanahoria que el garrote; por ejemplo, al transferir recursos o tecnologías, o hasta al establecer mecanismos de compensaciones de manera que se incentive a que se adecúen los países que, de otra forma, no cooperarían.

Las sanciones o las recompensas deben ser creíbles, pues los acuerdos se realizan entre países soberanos en ausencia de una tercera parte que podría obligarles a firmar. Por lo demás, para ser eficaces, también deben ser sustanciales. Lamentablemente, estas dos exigencias a menudo están en conflicto. Por

ejemplo, los signatarios de un acuerdo de reducción de las emisiones de contaminantes en la atmósfera pueden castigar a los países no signatarios al reducir sus actividades de descontaminación, pero ello también castiga a los países cooperantes. Asimismo, si se recompensa el acceso a un acuerdo mediante un aumento del esfuerzo de descontaminación por parte de los signatarios, ello se realizará al precio de un cierto costo para los países cooperantes.

Por eso la búsqueda de sanciones que penalicen más a los no signatarios que a los países signatarios llevó a la introducción de las sanciones comerciales en los acuerdos internacionales. Este es el caso especialmente del protocolo de Montreal sobre las sustancias que destruyen la capa de ozono (ver el recuadro siguiente).

El protocolo de Montreal sobre las sustancias que destruyen la capa de ozono

Este acuerdo se firmó en 1987 y entró en vigencia desde 1989. Su objetivo es reducir la producción y el consumo de ciertos clorofluorcarbonos (CFC), capaces de destruir la capa de ozono, en un 50% hasta el año 2000. La renegociación del acuerdo en Londres, en 1990, y luego en Copenhague, en 1992, reforzó este objetivo al proponer la prohibición total de producción y de consumo, en principio a partir del año 2000, y luego, desde 1996. Son sustanciales las restricciones comerciales entre los países signatarios del acuerdo: no sólo se prohíbe el comercio de las sustancias mismas entre los signatarios y los no signatarios, sino que incluso esta limitación de los intercambios también afecta a los productos que contienen estas sustancias (aerosoles, refrigeradores, vehículos con aire acondicionado, etc.) Por lo demás, la importación de productos cuya fabricación utiliza las sustancias prohibidas –componentes electrónicos en los que los CFC son solventes de limpieza– se prohíbe en los países signatarios a partir de 1994. Además, se exhorta a estos últimos a no exportar tecnologías de producción o utilizar los CFC.

El objetivo de estas restricciones propuestas por Estados Unidos es incentivar explícitamente al mayor número posible de países a participar en el protocolo, al impedir que los países no

signatarios se beneficien de ventajas competitivas y desestimular la localización de las unidades de producción de clorofluor-carbonos hacia esos países. Aunque ningún país haya discutido estas limitaciones en los intercambios comerciales en el marco del GATT, no deja de tratarse de medidas discriminatorias contra los países que no desean cooperar y, por tanto, no son compatibles con los preceptos de la OMC. Por lo demás, la amplitud de las limitaciones en los intercambios comerciales se determina sin considerar los efectos nefastos sobre el bienestar de los países involucrados. En un mundo donde difieren las preferencias de los países, algunos gobiernos pueden legítimamente negarse a firmar los acuerdos, bien porque no les convencen las pruebas científicas de la urgencia de la situación, bien porque tienen otras prioridades. Al establecer un fondo multilateral destinado a compensar a los países en desarrollo por concepto de los costos de adecuación a los acuerdos, el protocolo de Montreal mostró de una cierta manera el camino a seguir. Aunque las restricciones comerciales son necesarias para mantener el acuerdo, no pueden aplicarse realmente, ya que, al ofrecer compensaciones a los PED de forma que su adhesión no les cueste nada, se puede esperar que un máximo de países mantengan los esfuerzos de protección de la capa de ozono. Por tanto, es necesario que se asegure la compatibilidad de los acuerdos internacionales en materia ambiental con los principios de la OMC.

En otro campo, el acuerdo de Kyoto (1998) para la reducción de las emisiones de CO₂ en la atmósfera terminó por concebir la introducción de un mercado de permisos negociables a escala mundial. Las sanciones por inconformidad, así como las modalidades prácticas de aplicación del mercado, se remitieron a futuras negociaciones, igual que el esfuerzo de reducción de las emisiones asignadas a los PED. Como la cuestión esencial de los mecanismos de lucha contra las inconformidades para resolver los comportamientos de polizón no se negoció previamente, está lejos la posibilidad de alcanzar el número de 55 países que efectivamente suscriban el acuerdo para que pueda entrar en vigencia.

Capítulo V

EL DESARROLLO SUSTENTABLE

Los problemas ambientales de finales de los años 80, como la pérdida de biodiversidad, la destrucción de la capa de ozono o el efecto invernadero renovaron los debates sobre el crecimiento económico, tal como se habían planteado en los años 60, especialmente con los trabajos del Club de Roma, cuando se abordó la problemática del “crecimiento cero”.

La economía siempre se preocupó por la posibilidad del crecimiento sobre la base del uso de recursos naturales. De Malthus [1798] a Ricardo [1817], de Jevons [1865] al informe Meadows [1972]¹, los ejemplos no carecen de advertencias solemnes que anuncian el fin del crecimiento debido a la creciente escasez de un factor de producción esencial. Ya sea la tierra para Malthus y Ricardo, el carbón para Jevons y los recursos naturales no renovables para Meadows, el diagnóstico siempre se apoya en una proyección de las tendencias pasadas hacia el futuro, que lleva a pronosticar la ruptura.

Se cree que un enfoque así supone un poder apreciable de previsión que implica, especialmente, la evaluación de los descubrimientos futuros de nuevos recursos, la integración de la influencia del progreso técnico sobre la evolución de los costos de utilización, o la aparición de sustitutos a partir de las tecnologías actuales. Estas cosas, muy difíciles de realizar, explican, sin duda, que las previsiones más pesimistas nunca resultan exactas, al modo de las de Jevons, que preveía en 1961 un consumo de carbón en el Reino Unido 13 veces superior al observado, y subestimaba completamente la importancia del petróleo y de la electricidad.

1. En el libro de F.-D. VIVIEN [1994] se encontrará una presentación detallada y crítica de estas problemáticas.

El cambio de perspectiva iniciado a finales de los años '80, a partir del surgimiento de los problemas ambientales globales y de una toma de conciencia más general de la influencia de modos de producción sobre las condiciones de vida, se tradujo en una orientación opuesta al crecimiento cero que preconizaba el informe Meadows del Club de Roma, y consistía, por el contrario, en buscar las condiciones bajo las cuales ambiente y crecimiento podían ir juntos.

Esta problemática, que el concepto de *desarrollo sustentable* popularizó ampliamente, está en el corazón de los debates ambientales de este fin de siglo.

1. ¿Qué es el desarrollo sustentable?

La noción de desarrollo sustentable (o sostenible, como aún se la menciona a menudo a partir de la traducción literal del término inglés *sustainable*) la introdujo la Comisión Mundial sobre el Ambiente y el Desarrollo, que presidía la Primera Ministra noruega de ese tiempo, Gro Harlem Brundtland. El informe final, *Our Common Future* [1987], también llamado *Rapport Brundtland*, define el desarrollo sustentable como un “desarrollo que permite la satisfacción de necesidades presentes, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras en satisfacer las suyas”. Muy rápidamente, esta frase adquirió un éxito extraordinario, a tal punto que, desde 1989, Pezzey podía contar más de 60 definiciones. Una abundancia así es evidentemente el indicador de concepciones diferentes y hasta divergentes en el sentido de este concepto, vinculadas a ideologías ambientales en competencia.

Las principales concepciones del desarrollo sustentable

A riesgo de ser demasiado esquemáticos, cabe distinguir cuatro grandes concepciones del desarrollo sustentable. En un extremo, se encuentran los partidarios de la “ecología profunda”, que conceden un valor a la naturaleza independiente de las necesidades humanas y tienen una posición conservacionista abso-

luta que sólo puede conducir a un estado estacionario de la economía. Los “ecocentristas”, que piensan que siempre es posible sustituir el capital producido con los activos naturales y, por tanto, que no hay una restricción ambiental real, se sitúan en el otro extremo. Para ellos, la naturaleza sólo tiene valor instrumental y el progreso técnico siempre aportará soluciones para reparar los daños antes de que se vuelvan demasiado importantes.

Aunque estas dos posiciones son diametralmente opuestas, también son minoritarias, y el debate se desarrolla principalmente entre quienes creen en una fuerte capacidad de sustituir capital natural y capital producido, al considerar que los recursos naturales y los servicios ambientales son una forma específica de capital, y quienes niegan esta capacidad, al menos para un cierto número de activos naturales cuya reserva entonces debe mantenerse constante (o superior a un nivel crítico).

Más allá de las divergencias que caracterizan a estas concepciones del desarrollo sustentable, hay una idea común que vincula la sustentabilidad con una cierta capacidad de conservar algo constante a lo largo del tiempo. Y justamente hay divergencia sobre la especificidad de lo que debe permanecer constante.

Además, la insistencia en la dimensión temporal del concepto plantea el problema, que a primera vista parece insoluble para el economista, de la consideración de las preferencias de las generaciones futuras. Esta dificultad se incrementa debido a los efectos a muy largo plazo —que pueden alcanzar más de un siglo, como sucede con el efecto invernadero— de muchas decisiones sobre los problemas actuales. Por eso el apoyo al auto individual, como uno de los vectores del crecimiento económico en las sociedades industriales tras la Segunda Guerra Mundial, revela 50 años después sus efectos negativos. ¿Quién puede decir hoy lo que nuestros bisnietos pensarán sobre nuestras orientaciones tecnológicas? Frente a esta situación, el economista que eligiera utilizar su “caja de herramientas” tradicional, al recurrir, por ejemplo, a un análisis de costo-beneficio que actualice los beneficios futuros, se vería obligado a considerarlos como no importantes

La sustentabilidad débil y la sustentabilidad fuerte

La sustentabilidad débil hace que el concepto de capital se extienda al conjunto de los activos naturales y de los servicios ambientales, y siempre supone un cierto grado de sustitución entre las distintas formas de capital. Entonces, los bienes ambientales no merecen una atención particular y el desarrollo se considerará sustentable si se puede definir un stock de capital agregado que siga en un mínimo constante. Por eso es posible agotar completamente un recurso natural si se lo reemplaza por más educación –un aumento del capital humano–, de hospitales o de bienes mercantiles. Esta posibilidad encuentra su expresión formal en la “regla de Hartwick”, que rauerda invertir en el capital producido (y/o humano) el monto de las ganancias obtenidas de la explotación de los recursos naturales.

La sustentabilidad fuerte niega la idea del carácter sustituible entre diferentes formas de capital, y sostiene la necesidad de mantener constantes, bien sean los stocks de capital natural (Daly [1992]), bien sean sólo algunos de ellos, el capital natural “crítico” (Turner et al. [1994]). En el primer caso, se enfatiza una cantidad física del capital natural que preservar, con exclusión de cualquier valoración monetaria, mientras que, en el segundo caso, utiliza la valoración monetaria para definir los stocks. Finalmente, hay que citar la corriente de la economía ecológica, que intenta hacer una síntesis entre las dos posiciones precedentes, al considerar criterios a la vez físicos y económicos (cf. Faucheux y Noël [1995], y Vivien [1994]).

(el equivalente de la riqueza mundial total en 200 años, actualizado en el 5%, hoy sólo representa el valor de un buen apartamento, y en el 10%, del valor de un vehículo de ocasión), y elegiría una versión de la sustentabilidad que fuera menos reduccionista. También podría dejar formular quejas en el campo ético, con la identificación de los componentes ambientales que deben protegerse, literalmente, a cualquier precio y, por tanto, sin arbitraje económico. La economía se convertiría entonces en un medio para asignar recursos escasos de manera óptima, dentro de un marco que no tiende a determinar más que parcialmente. ¿Se puede escapar de semejantes aporías y proponer un enfoque plenamente económico del desarrollo sustentable? ¿Es posible en la actualidad, y únicamente sobre la base de datos disponibles, proporcionar una significación económica a este concepto? ¿Es posi-

ble estimar de manera creíble, por ejemplo, el decrecimiento futuro de una economía que ya no utilizara petróleo desde hoy?

Un enfoque económico del desarrollo sustentable

Responder a estas preguntas supone, en principio, no equivocarse de estrategia. El reto no es tratar de *predecir* lo que *amenaza* con suceder después. El simple enunciado de los ingredientes que un modelo así debería reunir demuestra la futilidad de este tipo de intento. Si se retoma el ejemplo del petróleo, se necesitarían al menos especificaciones dinámicas de la oferta y la demanda, la consideración de las anticipaciones de los actores (presentes y futuros), el conocimiento de las reservas y de los costos de exploración, la estimación de las elasticidades de sustitución entre el petróleo y los otros factores involucrados, proyecciones sectoriales del progreso tecnológico, etc. Lo que, por lo demás, no garantizaría nada de la fiabilidad del resultado, que sólo valdría cuando se verificaran las (muy) numerosas hipótesis. Este enfoque –que fue el de Jevons o el del Club de Roma– ha demostrado históricamente su ineficacia.

Pero hay otra posibilidad, sugerida por Martin Weitzman en una serie de trabajos, que consiste en evaluar indirectamente el decrecimiento debido a la presencia de recursos no renovables o de efectos externos negativos, al utilizar la única información que dan los precios. Intuitivamente, la idea subyacente es que, si un recurso está en riesgo de agotarse en las décadas siguientes, con serias consecuencias para el nivel de vida, su precio actual debe ser “alto”, para reflejar así su creciente escasez. Y a la inversa, un precio actual “bajo” significa que el agotamiento del recurso no es realmente apremiante.

El enfoque de Weitzman consiste, entonces, en cuantificar la diferencia entre la economía real sujeta a restricciones y una economía ideal sin ellas. Para entender bien este enfoque, hay que precisar lo que aquí se entiende por desarrollo sustentable.

Para ello, se define en principio la sustentabilidad de una economía por el nivel *hipotético* constante de consumo que pro-

duciría el mismo bienestar total que lo que la trayectoria de consumo de la economía *actual* puede producir (ver el recuadro siguiente).

El lector podría sorprenderse del carácter abstracto de esta definición. De hecho, este alto nivel de abstracción, reducido a esta propiedad de “constancia de algo”, es justamente el que proporciona la esfera de aplicación más extendida. En realidad se trata del mismo enfoque que utilizaron Lagrange, Hamilton o Maxwell cuando, con el concepto de energía, generalizaron un cierto número de leyes físicas.

Y, por el contrario, hay que observar el callejón sin salida que sería una definición de la sustentabilidad centrada en un enfoque sectorial. Si se considera que un modo de desarrollo es sustentable si –y sólo si– se preserva un cierto tipo de recurso, se entra inmediatamente en una serie de problemas insuperables, el primero de los cuales es saber qué tipos de recursos deben preservarse y quién lo decide así. Y es tanto más importante el hecho de que esta concepción de la sustentabilidad no es independiente del nivel de agregación que se mantiene –¿se debe preservar a los “peces” o sólo a los “delfines”?– o de la elección del recurso que debe protegerse.

Sin embargo, podría pensarse que la definición abstracta que se dio sobre la sustentabilidad de una economía no deja de plantear muchos problemas, particularmente de orden informativo. Así, el “bienestar” al que hace referencia se mide mediante una función de utilidad que no es más observable que la tasa de actualización considerada como la representación de la preferencia por el presente. Pero se pueden superar estos escollos y volver operativa esa definición abstracta.

Para hacerlo, hay que replegar hacia la contabilidad nacional y su medida de la riqueza mediante el Producto Interno Bruto (PIB). Este último se construye a partir de una nomenclatura de los bienes y servicios producidos, y representa el valor disponible para los empleos finales, básicamente consumo e inversión. Supóngase poder evaluar un PIB “verde”, que considere el conjunto de las externalidades ambientales. El descubri-

miento de un nuevo stock de recursos aumentaría la riqueza, incluso si no se utilizara, y la destrucción de un bosque o el deterioro de la calidad del aire la reduciría.

Una definición formal de la sustentabilidad

Sea $X(t)$ una variable dependiente del tiempo. Se observa que $[X]$ es el equivalente anual de X , que da el mismo valor actualizado total que la serie $\{X(t)\}$. Supóngase, por ejemplo, que el valor actualizado de la tasa r de $X(t)$ es igual a $(1/21)^t$. El valor actualizado total de la serie es entonces $\sum_{t=0}^{\infty} (1/21)^t$, es decir, una serie geométrica cuya suma es de $21/20$. Por definición, $[X]$ es tal que $\sum_{t=0}^{\infty} [X] (1+r)^{-t} = 21/20$. Como $[X]$ es constante por hipótesis, se puede elevarla a potencia en el signo sumatoria, lo que hace aparecer otra serie geométrica $(1+r)^{-t}$ igual a 21 para $r = 5\%$ y demuestra que $[X] = 1/20$.

Así, una economía que en cada fecha t consumiera $(1.05/21)^t$, lo que representa un consumo actualizado a latasa del 5% de $(1/21)^t$, y por tanto, según el cálculo que se hizo, un consumo actualizado total de $21/20$, podría, por un mismo monto total, tener un consumo constante en cada fecha de $1/20$.

Con estos datos, la sustentabilidad de una economía en la fecha t se mide por $S(t) = r \sum_{t=0}^{\infty} C^*(t) (1+r)^{s-t}$, donde $C^*(t)$ es el consumo óptimo en t dadas las restricciones a que está sujeta la economía.

Se puede definir, entonces, el desarrollo sustentable como una trayectoria de consumo donde, en cada fecha t , $S(t)$ es superior o igual a $C^*(t)$, lo que significa que, a partir de t , la economía puede mantener indefinidamente un consumo constante igual a $C^*(t)$. Y la sustentabilidad de la economía en el momento inicial es $S(0) = [C^*]$.

Desde un punto de vista teórico, es decir, si se pudiera cuantificar el conjunto de las externalidades que sufre la economía, Weitzman [1997] demuestra la equivalencia de los dos conceptos de PIB verde y de sustentabilidad. Este resultado es fundamental, ya que identifica el nivel *hipotético* de una trayectoria *futura* de consumo –por tanto, no observable desde un doble punto de vista–, con la evaluación *actual* de la riqueza produci-

da. Por supuesto, la consideración exhaustiva de todas las externalidades no es posible en la práctica. El PIB que se mide, incluso se integra ciertas correcciones ambientales, no es idéntico a la sustentabilidad tal como se la definió. Al ignorar ciertos componentes que pueden ser fuentes de riqueza futura, todo PIB verde realmente mensurable con datos existentes será una estimación sesgada de la sustentabilidad. Más precisamente, con las anotaciones presentadas en el recuadro precedente, la sustentabilidad $S(0)$ es igual al PIB verde $C^*(0)$ multiplicado por un factor correctivo $(1 + \theta)$, donde θ es la tasa que caracteriza el efecto del progreso técnico sobre las posibilidades del crecimiento futuro.

¿Cuál es el decrecimiento futuro debido al agotamiento de los recursos naturales?

Tras el resultado fundamental que estableció Weitzman, el PIB verde de la economía que utiliza recursos naturales es igual a su calidad de sustentabilidad, es decir, al nivel constante anual de consumo futuro. El primero es igual al consumo presente $C^*(0)$ –en un sentido general, por tanto, con inversión incluida–, menos el valor de los recursos extraídos $P^*(0)E^*(0)$, y la segunda es $[C^*]$.

Se considera ahora una economía idéntica a la precedente, pero que cada año podría utilizar la cantidad $E^*(0)$ de recursos, que por eso ya no serían no renovables. Ya no habría lugar a restar el valor de los recursos extraídos para evaluar el PIB y, en ese caso, se tendría $C^{**}(0) = [C^{**}]$. Pero, ya que la cantidad de recursos que se utiliza es la misma y que las otras limitaciones son idénticas, se tiene que $C^*(0) = C^{**}(0)$. De lo cual se deduce inmediatamente que la pérdida de crecimiento debida a la agotabilidad de los recursos, $\Delta C/C = ([C^{**}] - [C^*]) / [C^{**}]$ es igual a $P^*(0)E^*(0) / C^*(0)$.

Los tres términos de esta fórmula corresponden a datos del año base. Por eso están disponibles, y Weitzman evalúa la ratio $\Delta C/C$, para los 14 recursos minerales más importantes, en 1,5% para 1994. Aunque se consideren las grandes incertidumbres acerca de los órdenes de magnitud respectivos de estos datos, no puede sobrepasar el 2%, lo que relativiza los discursos catastróficos sobre el agotamiento de los recursos.

La evaluación presentada en el cuadro anterior no integra la existencia del progreso técnico. Empíricamente, θ se evaluó en 40% para el período 1959-1995. Si se plantea la hipótesis de que esta tendencia va a continuar en las próximas décadas, y hasta considerar esta evaluación con la debida prudencia, se puede tener por cierto que el desarrollo sustentable depende mucho más crucialmente del progreso técnico futuro que del agotamiento de ciertos recursos naturales.

La principal lección que se debe sacar de este análisis es primeramente cualitativa, pero se justifica por las evaluaciones cuantitativas que se presentaron. Se puede resumirla al decir que lo que cuenta, ante todo, para un desarrollo sustentable son las orientaciones tecnológicas que se toman en la actualidad, pero cuyos efectos a menudo sólo se manifiestan mucho más tarde.

2. El principio de precaución

Aunque los problemas ambientales globales suscitaron esta nueva problemática del desarrollo sustentable al enfatizar la búsqueda de una cierta forma de compatibilidad entre el crecimiento y el ambiente, no habría que olvidar que también presentan tres características que han conducido a modificar los principios tradicionales de decisión, tales como el análisis costo-beneficio.

La primera característica se refiere al plazo durante el cual estos problemas ambientales hacen sentir sus efectos, lo que vuelve difíciles las previsiones cuantitativas. Por eso, la emisión de gases con efecto invernadero produce su acumulación progresiva y puede tener consecuencias dentro de varios siglos. La segunda característica es un riesgo de irreversibilidad potencial. El CO_2 que se emite a la atmósfera no puede volverse a transformar en hidrógeno y/o carbono, y si una gran parte del territorio de Bangladesh se encuentra sumergido por la subida de los mares, será prácticamente imposible que recupere su integridad territorial. Finalmente, la tercera característica concierne a la falta de

certezas científicas sobre las posibles consecuencias de nuestras decisiones actuales. Aunque en este fin de siglo ya no hay dudas acerca del aumento de la concentración de gases con efecto invernadero en la atmósfera, las opiniones de los expertos difieren en cuanto a la amplitud del recalentamiento resultante; las simulaciones más recientes indican una elevación de la temperatura de entre 0,1 y 3 grados centígrados, si continúan sin cambios las políticas actuales. Según la evaluación, una variación así puede llevar a justificar la inactividad, o bien a volver imperativos los cambios.

En resumen, los problemas ambientales globales están marcados por una gran incertidumbre sobre sus consecuencias, asociada a la posibilidad de que algunas de éstas sean catastróficas. Esta situación modificó profundamente la percepción de los riesgos a enfrentarse, y la importancia de los daños potenciales va al mismo ritmo que su incertidumbre y exige que la decisión “política” preceda al conocimiento científico, al contrario de la cronología habitual, donde el conocimiento precede a la acción.

La precaución y el derecho

Las transformaciones originadas por los problemas ambientales globales, aunque también alentadas por muchos otros casos de actualidad, como el del amianto, las vacas locas o la sangre contaminada, se han expresado legalmente mediante el principio de precaución.

Este principio se evocó por primera vez en 1972, con ocasión de la conferencia de Estocolmo sobre el ambiente humano, pero se lo aplicó jurídicamente en la Convención de Viena sobre la protección de la capa de ozono, en 1985. Forma parte del derecho europeo mediante el artículo 130R del Tratado de Maastricht, de febrero de 1992, donde se cita, sin definirse, y la declaración de Río de Janeiro de junio de 1992 lo adopta en su principio 15 en la siguiente forma: [...] *para proteger el ambiente, deben aplicarse ampliamente medidas de precaución por parte de los Estados y según sus capacidades. En los casos de peligros de daños*

graves o irreversibles, la ausencia de una certeza científica absoluta no debe servir de pretexto [las negritas son nuestras] *para posponer la adopción de medidas efectivas con miras a prevenir el deterioro ambiental.*

El principio de precaución también aparece en el Derecho francés desde 1992, mediante la ley del 13 de julio relativa al control y la utilización de los organismos modificados genéticamente, y la ley del 2 de febrero de 1995 lo introduce para efectos ambientales al recalcar que *la ausencia de certidumbres, dados los conocimientos científicos del momento, no debe posponer la adopción de medidas efectivas y proporcionadas con miras a prevenir un riesgo de daños graves e irreversibles al ambiente a un costo económicamente aceptable.*

Se ve que el texto francés es menos exigente que el de la Declaración de Río de Janeiro, pues la precaución se aplica solamente si se temen daños graves *e* (en lugar de *o*) irreversibles. Es preciso ver en eso un debate en curso sobre el sentido exacto de este principio, que puede interpretarse como una actitud de prudencia razonable que no implica necesariamente la búsqueda de una responsabilidad (este es el punto de vista que adopta la ley del 2 de febrero), o bien como un nuevo fundamento de la responsabilidad en terreno incierto, que puede transformar *a priori* los procesos de decisiones. ¿Cómo puede inscribirse el economista en este debate?

El enfoque económico del principio de precaución

Desde la obra de Knight, en 1921, los economistas habían adquirido el hábito de distinguir el riesgo, caracterizado por una ley de probabilidad *objetiva*, fundamentada en la realización de acontecimientos aleatorios que tengan una realidad física, y la incertidumbre, que no se fundamenta en ninguna base científica. El primero, en general, puede asegurarse y evitarse o reducirse con medidas preventivas, mientras que la segunda vuelve imposible la previsión y sólo autoriza la precaución, sin garantía completa en cuanto al resultado.

En 1952, en *The Foundations of Statistics*, Savage critica esta distinción, al argumentar que toda distribución de probabilidad es subjetiva, que el riesgo desaparece entonces totalmente en beneficio de la incertidumbre y que la precaución se identifica con la prevención. Pero eso equivale a descuidar el hecho de que la incertidumbre no es independiente del estado de los conocimientos (científicos particularmente) y que, por tanto, no es un concepto estático. Con la acumulación del saber, la incertidumbre desaparece se reabsorbe al menos parcialmente, lo que permite una decisión más adecuada que la que se hubiera tomado demasiado pronto.

Se puede comprender entonces el principio de precaución como una actitud prudente, que busca evitar tomar hoy una decisión que mañana el progreso científico haría ver como inadecuada. Así, pues, para retomar la esclarecedora distinción de Treich [1997], la precaución es ante todo una gestión de la espera de información, cuando la prevención es una gestión del riesgo.

- *Para procesos de decisión secuenciales.* Lo que precede tiene relación con el esfuerzo de irreversibilidad presentado en el capítulo II. Cabe recordar que este efecto implica que un costo específico respecto a decisiones más flexibles (medido por el *valor de opción informativa* o *valor de cuasi-opción*) afecta a las decisiones irreversibles (en el sentido de reducir el conjunto de las elecciones futuras). El efecto irreversibilidad va entonces en la misma dirección que el principio de precaución. Al tomar decisiones irreversibles, se reduce el interés por las informaciones futuras, y eso es justamente lo que el principio de precaución quiere evitar.

Pero no se puede identificar estas dos nociones, pues aunque el riesgo de irreversibilidad *futura* produzca medidas de precaución, cualquier decisión de prevención *presente* tiene asimismo un carácter irreversible (en forma de costos esperados irrecuperables), que actuará en sentido inverso. Según Treich [1997], se considera que la cuestión económica fundamental que causa el principio de precaución es saber “bajo qué condiciones es óptimo invertir en la prevención antes de conocer (científicamen-

te) los riesgos que se corren”. Lo cual lleva a interrogarse sobre la sensibilidad de las decisiones iniciales en el flujo de informaciones futuras, ya que cuanto más importante es el flujo, más probable es un cambio de percepción del futuro

Entonces cabe poner en evidencia los dos efectos que contarán para la aplicación del principio de precaución, cada uno de los cuales contiene dos componentes que actúan en sentido inverso. El primero es el efecto irreversibilidad, que como se indicó, por un lado, favorece la precaución, pero, por el otro, la contradice. El segundo es un efecto de acumulación, que, por una parte, incentiva a una mayor prudencia si se considera el deterioro de las condiciones de vida de las generaciones futuras, que sería la consecuencia de nuestras malas decisiones, y, por la otra, conduce a tomar menos precauciones en la medida en que las generaciones futuras tengan más conocimientos para tratar estos problemas. Según el respectivo peso de estos cuatro componentes, habrá o no una justificación económica en el principio de precaución.

Ya que el principio de precaución implica tomar medidas “a tiempo”, sin que la información pertinente esté enteramente disponible, salvo para revisar las decisiones elegidas acto seguido, sólo puede ponerse en operación si el proceso de decisión es secuencial. Las medidas de precaución ideales son, por tanto, las que favorecen tal modo de decisión. Se las califica como “sin pena” cuando los beneficios que producen son superiores a sus costos, sean cuales fueren los conocimientos futuros. Es por ejemplo, el caso de una política de ahorro de energía que se obtiene al limitar la velocidad. Incluso al darse cuenta enseguida de que ese ahorro de energía era inútil, siempre se ganará con la reducción de los accidentes de tránsito.

Pero el principio de precaución sólo puede aplicarse a los problemas ambientales. Entre otras cosas, se adapta particularmente a la gestión del progreso tecnológico, fuente tanto de crecimiento como de incertidumbre, lo que remite a la problemática del desarrollo sustentable tal como se expuso más arriba.

CONCLUSIÓN

Se indicó en la introducción que el surgimiento de una conciencia ambiental desde 1972 había sido la consecuencia de la acumulación de importantes siniestros o catástrofes debidos a deficiencias del sistema de producción y a la percepción de nuevos riesgos ambientales, denominados globales.

Incluso sin que “la humanidad jamás se plantee más que los problemas que puede resolver”, la incertidumbre, las irreversibilidades y las controversias marcan aún, y sin duda por largo tiempo, todas las grandes cuestiones ambientales. Aunque se esté trabajando en las soluciones, falta todavía mucho por hacer, y con toda seguridad intervendrán no sólo numerosos especialistas de varios campos disciplinarios, sino también los que toman las decisiones políticas, los actores económicos y la opinión pública.

Estamos convencidos de que las respuestas que se deben aportar a los desafíos ambientales actuales sólo pueden encontrarse si se reúnen las condiciones de un diálogo entre los actores, de forma que se asegure la coherencia, si no de sus normas de referencia, al menos de sus percepciones sobre los riesgos y sus anticipaciones, que resultan cruciales especialmente en presencia de irreversibilidades. Aunque no existe una receta milagrosa para crear este espacio de diálogo, parece necesario, entre otras cosas, que se busque ampliar la gama de las posibles elecciones y que se hagan públicas la incertidumbre científica y los arbitrajes sobre los riesgos considerados “aceptables” y los correspondientes gastos de protección.

El economista, como muchos otros profesionales, tiene su lugar en este concierto, y este libro es un intento de presentar los medios de que dispondría para interpretar su partitura. Habrá

alcanzado su objetivo si permite a su lector comprender mejor el enfoque económico del ambiente, con sus fortalezas y sus debilidades. Pues, en última instancia, no es el economista quien debe decidir, si no los ciudadanos.

BIBLIOGRAFÍA

- ARROW K. J. et FISCHER A. C.
1974 "Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility",
Quarterly Journal of Economics, 88, p. 312-319.
- BANQUE MONDIALE
1993 *World Development Report*, Washington D. C.
- BANQUE MONDIALE
1997 *Rapport annuel*.
- BAUMOL W. J. et OATES W. E.
1988 *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press,
Cambridge, 2^e éd.
- BISHOP R. C. et Heberlein T. A.
1979 "Measuring Values of Extra-market Goods: Are Indirect Measures
Biased?" *American Journal of Agricultural Economics*, 61, p. 926-
939.
- BORKEY P. et GLACHANT M.
1997 "Les engagements volontaires de l'industrie dans le domaine de
l'environnement: nature et diversité", Rapport d'étude pour le mi-
nistère de l'Environnement et l'ADEME, Cerna, École des mines,
Paris.
- BROOKSHIRE D. S., D'ARGE R. C., SCHULZE W. D. et THAYER M. A.
1981 "Experiments in Valuing Public Goods", in SMITH K. V. (éd.),
Advances in Applied Microeconomics, vol. 1, JAI Press, Greenwich,
Connecticut.
- BRUNDTLAND H.
1987 *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford.
- BUREAU D. et HOURCADE J.-C.
1998 "Les dividendes économiques d'une réforme fiscale écologique",
Rapport du Conseil d'analyse économique, *Fiscalité de l'environ-
nement*, La Documentation française, Paris.

114 Bibliografia

- DALES J.
1968 *Pollution, Property and Prices*, University Press, Toronto.
- DALY H. E.
1977 *Steady State Economics*, W. H. Freeman, San Francisco.
- DECAESTECKER J.-P. et ROTILLON G.
1996 "Peut-on mesurer la valeur d'option?" in ARCHAMBAULT E. et ARKHIPOFF O. (éds.), *Mesure et valeur en comptabilité nationale*, Économica, Paris, p. 431-440.
- DESAIGUES B. et POINT P.
1993 *Economie du patrimoine naturel: la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Économica, Paris.
- DOWNING P. B. et Watson W. D.
1974 "The Economics of Enforcing Air Pollution Controls", *Journal of Environmental Economics and Management*, 1, p. 219-236.
- ERLICH P. R. et ERLICH A. H.
1981 *Extinction: the Causes and Consequences of the Disappearance of Species*, Random House, New York.
- EWALD F.
1991 "L'expertise, une illusion nécessaire", in *Environnement, science et politique*, GERMES, cahier 13, Actes du colloque d'Arcet-Senans, 1989, *Les experts sont formels*, p. 187-191.
- FAUCHEUX S. et Noël J.-F.
1995 *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, A. Colin, Paris.
- HARDIN G. J.
1968 "The Tragedy of Commons", *Science*, 162, p. 1243-1248.
- HARRINGTON W.
1988 "Enforcement Leverage when Penalties are Restricted", *Journal of Public Economics*, 37, p. 29-53.
- HENRY C.
1974 "Investment Decisions Under Uncertainty: The Irreversibility Effect", *American Economic Review*, 64, p. 1006-1012.

- HENRY C.
1984 "La microéconomie comme langage et enjeu de négociation", *Revue économique*, 35, p. 177-197.
- JAFFE A.B., PETERSON S.R., PORTNEY P.R. et STAVINS R.N.
1995 "Environmental Regulation and the Competitiveness of US Manufacturing: What Does the Evidence tell us?" *Journal of Economic Literature*, 33, p. 132-163.
- JEVONS W. S.
1965 *The Coal Question*, MacMillan and Co, Londres.
- LAFFONT J.-J. et TIROLE J.
1993 *A Theory of Incentives in Procurement and Regulation*, MIT Press, Cambridge.
- LÉVEQUE F.
1998 *Économie de la réglementation*, La Découverte, "Reperes", Paris.
- LOW P. et YEATS A.
1992 "Do Dirty Industries Migrate?" in *International Trade and the Environment*, The World Bank, Washington D. C.
- MALIK A. S.
1992 "Enforcement Costs and the Choice of Policy Instruments for Controlling Pollution", *Economic Inquiry*, 39, p.714-721.
- MALTHUS T. R.
1798 *Essai sur le principe de population*.
- MEADOWS D. H. *et al.*
1972 *The Limits to Growth*, Universe Books, New York, et Earth Island Press, Londres.
- MITCHELL R. C. et CARSON R. T. E
1989 *Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method*, Resources for the Future, Washington D. C.
- PIGOU A.
1932 *The Economics of Welfare*, Macmillan, Londres, 4e éd.

116 Bibliografia

OCDE

- 1989 *L'Évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement.*

OSTROM E.

- 1990 *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press, Cambridge.

PEZZEY J.

- 1989 "Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development", *Document de travail*, n° 15, Banque mondiale, Washington, DC.

POINT P.

- 1986 Éléments pour une approche économique du patrimoine naturel, in INSEE, *Les Comptes du patrimoine naturel*, série C.

RICARDO D.

- 1817 *Principes de l'économie politique et de l'impôt.*

ROOUEPLO P.

- 1991 "L'expertise scientifique: convergence ou conflits de rationalité?" in *Environnement, science et politique*, GERMES, cahier 13, Actes du colloque d'Arc-et-Senans 1989, *Les experts sont formels*, p.15-80.

RUSSELL C. S.

- 1992 "Monitoring and Enforcement of Pollution Control Laws in Europe and the United States", in PETHIG R. (éd.), *Conflicts and Cooperation in Managing Environmental Resources*, Springer-Verlag, Berlin.

SALANIÉ F. et THOMAS A.

- 1994 *La Régulation de la pollution industrielle par les agences de l'eau*, Rapport au Commissariat général au plan, n° 2900 A, Paris.

SEGERSON K.

- 1988 "Uncertainty and Incentives for Non Point Pollution Control", *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, p. 87-98.

STIGLER G. J.

1966 *The Theory of Prices*, Macmillan, New York, 3e éd.

TREICH N.

1997 “Vers une théorie économique de la précaution?”, *Risques*, 32.

TUCKER C. J., DREGNE H. E. et NEWCOMB W. W.

1991 “Expansion and Contraction of the Sahara Desert from 1980 to 1990”, *Science*, 253.

TURNER K. R., PEARCE D. et BATEMAN I.

1994 *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, Harvester Wheatsheaf, New York.

VIVIEN F.-D

1994 *Économie et écologie*, La Découverte, «Reperes», Paris.

WEITZMAN M.

1974 “Price Versus Quantities», *Review of Economic Studies*, n° 41 (4), p. 477-491.

WEITZMAN M. L.

1997 “Sustainability and Technical Progress”, *Scandinavian Journal of Economics*, 99 (1), p. 1-13,

WALLISER B.

1990 *Le Calcul économique*, La Découverte, «Reperes», Paris.

WILLINGER M. et MASSON S.

1996 *Évaluation des coûts de la pollution atmosphérique sur la santé en Ile-de-France*, rapport ADEME.