

III. IMPACTOS AMBIENTALES E INSTRUMENTOS DE POLÍTICA AMBIENTAL

COSTES PRIVADOS Y COSTES SOCIALES

HACE ya más de dos siglos, Adam Smith se refirió a las fuerzas de mercado como una "mano invisible" que regulaba las actividades económicas, de manera que la búsqueda del propio interés por parte de empresarios, trabajadores, consumidores... llevaría a un resultado social deseable. Gran parte de la teoría económica moderna consiste en una formalización de esta idea; así, los modelos de equilibrio general demuestran cómo, en determinadas condiciones, los mercados llevan a un resultado "eficiente".

No es este el lugar para sistematizar las críticas a dichos modelos, pero sí nos interesa destacar uno de sus supuestos básicos: las decisiones de los agentes individuales sólo les afectan a ellos mismos. En otras palabras, costes y beneficios privados coinciden con costes y beneficios sociales. Cuando terceras personas, que no intervienen para nada en una transacción económica, resultan afectadas por las decisiones económicas individuales, podríamos referirnos al "codo invisible", para utilizar la comparación de Jacobs en su libro *The Green Economy*.¹ cuando uno se mueve para buscar sus intereses, da golpes a los otros en un movimiento del que, a veces, se puede ser muy consciente (como cuando una empresa es un claro foco de contaminación local), pero del que muchas veces se es inconsciente (como cuando la decisión de un individuo contribuye de forma mínima, casi imperceptible, a agravar un problema ecológico global).

La economía convencional hace tiempo que ha reconocido el problema de los efectos sociales de las decisiones económicas individuales. Un problema del cual los impactos ambientales son un claro ejemplo, pero en absoluto el único. Alfred Marshall,

¹ M. Jacobs, *La economía verde*, Icaria, Barcelona, 1997 (edición original, 1991).

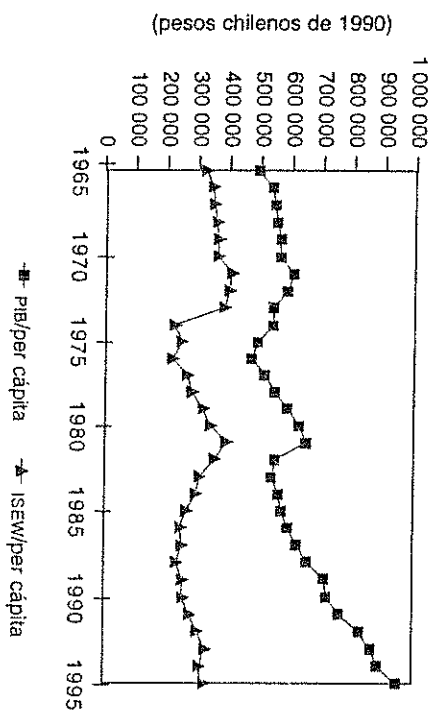
a finales del siglo XIX, planteó el concepto de "economías externas" en referencia, sobre todo, a las posibles ventajas que una empresa obtiene de la actividad de otras empresas. Así, por ejemplo, la concentración de empresas dedicadas a una determinada rama de producción en un determinado espacio, resultaría en un abaratamiento de los costes de producción de las empresas individuales dado que se difundirían más las innovaciones técnicas, se localizarían más empresas proveedoras de servicios especializados... Lo anterior sería un ejemplo de "externalidad" positiva, mientras que los impactos ambientales negativos serían casos de externalidades negativas o de "deseconomías externas" (como podríamos citar muchos otros; así, si el consumo presuntuoso de un individuo produce envidia a otros individuos, estaríamos ante otro ejemplo de externalidad negativa).

El hecho de que costes privados y costes sociales no siempre coinciden está ya, pues, plenamente aceptado por la teoría económica. Las diferencias entre distintos enfoques son, sin embargo, importantes. La teoría económica se refiere generalmente a las externalidades como un fallo del mercado con lo que, implícitamente, y a veces explícitamente, se sugiere que el mercado por lo general funciona conduciendo a un resultado eficiente, aunque existen algunas excepciones. Por el contrario, en los capítulos anteriores hemos planteado que casi todas las decisiones económicas tienen implicaciones ambientales; no se trata, por tanto, de que en ciertos casos existan externalidades, sino que, más bien, las "externalidades" (si considerásemos tal término como el más apropiado) impregnan todo el sistema económico. Kapp indicó que las externalidades no son fallos del mercado sino más bien deplorables éxitos en transferir costes a otros.

En uno de los libros convencionales más rigurosos sobre el tema, se dice que para hablar de externalidades deben cumplirse dos condiciones. La primera, "que las relaciones de *utilidad* o *producción* de algún individuo (digamos del individuo A) incluyan variables reales (es decir, no monetarias), cuyos valores son elegidos por otros (personas, empresas, gobiernos), sin atención particular a los efectos sobre el bienestar de A"; la segunda, que "el agente decisor, cuya actividad afecta los niveles de utilidad de otros o entra en sus funciones de producción, no

EL CÁLCULO DEL ÍNDICE DE BIENESTAR ECONÓMICO SOSTENIBLE PARA CHILE (ISEW, INDEX OF SUSTAINABLE ECONOMIC WELFARE)

Beatriz Castañeda ha calculado el ISEW para Chile. Después de la fuerte crisis económica de 1982, el PIB chileno creció de forma espectacular multiplicándose por 2 en sólo 12 años. La economía chilena fue considerada un ejemplo de gran éxito económico. Sin embargo, las magnitudes convencionales esconden una serie de problemas. No sólo la desigualdad del ingreso no mejoró, sino que Chile enfrentó problemas ambientales y de disminución de patrimonio natural ligados especialmente al sector exportador. En 1994 la mitad de las exportaciones procedían de la explotación de recursos naturales (forestal, minería y pesca). Los cálculos de esta autora dan como resultado el siguiente contraste entre la evolución del PIB per cápita y del ISEW per cápita:



FUENTE: Beatriz E. Castañeda, *An Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) for Chile*, University of Maryland, Institute for Ecological Economics, 1997.

el agotamiento de recursos naturales y la degradación ambiental, se añaden ahora nuevas objeciones. Por poner un ejemplo, los autores deciden corregir el consumo privado per cápita dividiéndolo por un particular índice de desigualdad, para llegar a un "consumo privado per cápita ponderado"; la única justificación de tal operación en un índice de bienestar sería pensar que si C es el consumo per cápita e I el índice de desigualdad, la función de bienestar social (¡si tal término tiene algún sentido!) puede expresarse como una función de C/I . Es decir, que si el consumo aumenta 10%, y el índice de desigualdad 10%, el consumo ponderado —y así el ISEW— se mantiene inalterado. ¿Por qué tal juicio de valor y no cualquier otro? ¿Es siempre compensable el aumento de desigualdad con un aumento del consumo per cápita suficientemente elevado? Intuimos que la respuesta de los autores sería negativa, pero el hecho es que el ISEW pierde dichas compensaciones. Podría argumentarse a favor del ISEW que la discusión de las distintas correcciones al PIB se abre así a escrutinio público, huyendo del tecnocratismo del cálculo habitual del PIB, pero el problema de fondo es que algo tan complejo como el bienestar no puede, ni siquiera aproximadamente, medirse con un solo número. Puede pensarse que Daly y Cobb cayeron en "la falacia de la concreción injustificada" que ellos mismos convincentemente denunciaron en su libro.

recibe (paga) en compensación por su actividad una cantidad igual en valor a los beneficios o costes (marginales) ocasionados a los otros".²

Fijémonos que, de manera muy sensata, al especificar que se refieren a variables no monetarias, los autores se centran sólo en influencias directas, no a través del sistema de precios, entre agentes económicos. Si mucha gente quiere comprar una vivienda en un determinado lugar, los precios subirán de forma que los comportamientos de unos agentes influirán sobre los otros sin que medie ninguna compensación; pero tales influencias no las consideraremos externalidades, sino interrelaciones que se manifiestan a través de los precios de mercado. (Los autores recuerdan, sin embargo, que la terminología de Jacob Viner consideraba a estas "pseudexternalidades" como un tipo de externalidades que llamaba *pecuniarias*.)

Advirtamos que la propia definición de "externalidad" de la teoría económica que acabamos de recordar está basada en un discutible subjetivismo en el caso de las externalidades que afectan directamente a los ciudadanos. Si tomamos en serio tal definición, tendríamos que concluir que la externalidad —es decir, la ineficiencia— se produce no cuando existe algún impacto ambiental, sino sólo cuando éste afecta a la función de beneficios de una empresa o cuando es *percibido* por las personas afectadas. Los impactos —o riesgos— ambientales que no importan a nadie, quizá porque los propios afectados no tienen conciencia de ellos, dejarían de considerarse como costes sociales. Así, deberíamos concluir que los costes presentes y futuros provocados por los CFC sólo existieron una vez que los científicos probaron sus efectos sobre la capa de ozono y cuando esta información llegó a la opinión pública. Mucho más acertado sería decir que el impacto ambiental y los costes sociales provocados por el uso de los CFC existían desde que empezaron a utilizarse, décadas antes de cualquier información sobre su relación con la capa de ozono, aunque dicho impacto no era aún percibido. En general, la introducción masiva de nuevas sustancias químicas sintéticas tiene un carácter social claro, aun-

² W. J. Baumol y W. E. Oates, *The Theory of Environmental Policy*, Prentice-Hall, Nueva Jersey, 1975, pp. 17-18 (*La teoría de la política económica del medio ambiente*, Antoni Bosch (ed.), Barcelona, 1982).

que su magnitud no sea claramente conocida o incluso totalmente ignorada. Pero para reconocerlo hemos de dejar el terreno de las preferencias y la utilidad para adentrarnos en conceptos como la necesidad de vivir en un entorno que no comporte un elevado riesgo para la salud.

LA NEGOCIACIÓN "COASIANA": ¿ES EL PROPIO MERCADO LA SOLUCIÓN?

Como hemos visto, se admite generalmente, incluso por los economistas que más admiran al mercado como mecanismo de asignación de recursos, que cuando existen impactos ambientales está justificada, en principio, la intervención estatal. En apartados siguientes veremos diferentes instrumentos de intervención, pero antes analizaremos con detalle otra posición, la de aquellos que han razonado en los siguientes términos: si —dicen— el problema ambiental es que no existe un mercado de "bienes ambientales", la solución será crear un mercado allí donde no existe. Esta posición tiene como punto de referencia básico el artículo *The Problem of Social Cost*, publicado en 1960 por R. H. Coase,³ autor que ha escrito unos pocos artículos que han sido considerados lo suficientemente importantes como para merecer el Nobel de Economía que se le otorgó en 1991. En las páginas que siguen introducimos conceptos como "derechos de propiedad" sobre el ambiente y "costes de transacción", que son imprescindibles en un curso de economía ecológica.

Coase plantea diversos ejemplos de conflicto de intereses entre dos agentes económicos (algunos de ellos casos reales que provocaron demandas judiciales). Uno de ellos es el de un confitero que usa un instrumento de trabajo que produce ruidos y vibraciones que molestan al médico que tiene la consulta contigua a su taller. El argumento de Coase es que es inadecuado pensar en el confitero como el culpable que o bien ha de cesar de provocar molestias, o bien ha de compensar necesariamente al médico. Según él, el problema es recíproco, ya que los dos activi-

³ R. H. Coase, "El problema del coste social", en F. Aguilera y V. Alcántara (eds.), *De la economía ambiental a la economía ecológica*, 1994 (edición original del artículo, 1960).

dades —la del médico y la del confitero— son igualmente legítimas y, de la misma forma que obligar al médico a trasladar su consulta, o a insonorizarla, o a los pacientes a soportar los ruidos, o acudir a otro médico, comporta unos costes, también tiene un coste —“coste de oportunidad” o beneficio que deja de percibirse por el confitero o por sus clientes— impedir al confitero utilizar una tecnología que reduce los costes de su actividad.

Preocupado por la “eficiencia económica” (en un sentido que en el capítulo siguiente definiremos con más precisión), Coase dice que para el economista lo importante es comparar el valor que se pierde al dejar de utilizar una tecnología con el que se pierde por las molestias que provoca. Su argumento es que si existiese un mercado en el que se pudiese intercambiar sin problemas, entonces el propio mercado —sin necesidad de intervenciones externas— llevaría al resultado eficiente. Si el coste para el médico (de trasladarse o soportar los ruidos) es de 30 y el coste adicional para el confitero de no utilizar el instrumento de trabajo es 50, entonces el mercado llevaría al resultado de que el confitero seguiría haciendo los ruidos en cuestión, y ello independientemente de cómo distribuyésemos los derechos iniciales sobre el medio ambiente, siempre que éstos estén definidos y que pueda negociarse con ellos. Si la ley fija que inicialmente el médico tiene derecho a no soportar los ruidos, el resultado del mercado sería que el confitero le pagaría una cantidad superior a 30 e inferior a 50 para que le permitiese utilizar la tecnología; ambos ganarían (sería, en el lenguaje de los economistas, una “mejora paretoiana”) y el médico se trasladaría, soportaría las molestias o insonorizaría sus paredes. Si inicialmente la ley da derecho al confitero a hacer lo que quiera, entonces el resultado sería similar, porque ni el médico tendría un incentivo suficiente para pagar más de 30 y evitar los ruidos, ni el confitero para aceptar menos de 50; resultado igual por lo que se refiere a la *asignación de recursos* (las técnicas utilizadas, nivel de ruidos y la localización de la consulta del médico serían las mismas), aunque por supuesto la primera situación sería, desde el punto de vista distributivo, más favorable al médico y la segunda al confitero.

Veamos un ejemplo más detallado —que no es de Coase— del argumento. Sea la empresa *A* que produce un bien *a*, cuyo

precio estable es 80 unidades monetarias y cuyos costes monetarios están definidos por la función $C(a) = a^2$.

La situación es la siguiente:

Producción (unidades físicas)	Costes		Ingresos	
	totales (\$)	marginales (\$)	totales (\$)	marginales (\$)
0	0	1	0	80
1	1	3	80	80
2	4	5	160	80
3	9	7	240	80
—	—	—	—	—
39	1 521	77	3 120	80
40	1 600	79	3 200	80
41	1 681	81	3 280	80

El coste marginal (o incremental o adicional) es el aumento del coste total al producir una unidad más.⁴ Ingreso marginal es el aumento del ingreso total al producir y vender una unidad más; en este caso el ingreso marginal es igual al precio, ya que éste es estable. Si al vender más, la empresa se viera forzada a bajar el precio de venta, entonces el ingreso marginal estaría por debajo del precio. Aquí, para simplificar el ejemplo, suponemos un precio estable: un supuesto que se aproximará más a la realidad cuanto más pequeña sea la empresa respecto al tamaño del mercado y menos diferenciado sea el producto que vende, es decir, cuanto más nos aproximemos a las condiciones de lo que los manuales de economía llaman “competencia perfecta”. Suponemos también que los costes marginales son crecientes, un supuesto habitual pero que es de hecho muy discutible: ahora no nos interesa, sin embargo, entrar en este tema.

Esa empresa *A* fabrica, por ejemplo, pasta de papel, y con ello contamina el agua. Pero esta “externalidad” no está inclui-

⁴ En realidad, por ejemplo, 79 no es el coste marginal para una producción ni igual a 40 ni igual a 39, sino para el cambio desde 39 a 40 unidades. Si el producto es totalmente divisible (como luego suponemos), matemáticamente se define el coste marginal como el valor de la derivada del coste respecto a la cantidad producida.

da en sus costes. La empresa *A* tiene un derecho implícito o se arroga el derecho a contaminar. Los costes de la empresa no incluyen, por tanto, todos los costes sociales.

Aguas abajo existe la empresa *B*, cuyo proceso de producción del producto *b* requiere agua limpia. Podría ser, por ejemplo, una empresa agrícola que usa agua para regar. El grado de "limpieza" que el agua debe tener depende mucho del uso al que se dedique. Supongamos que la empresa *B* necesita un agua algo más limpia que la que le llega de la empresa *A*, y que es la empresa *B* la que corre con los costes de descontaminación del agua. Así, una parte de los costes de la empresa *B* es resultado de la fabricación del producto *a* por la empresa *A*.

Supongamos que el producto *b* tiene un precio, también estable, de 100 unidades monetarias, y que la función de costes de la empresa *B* es $C(b) = b^2 + 30a$, con lo que indicamos que los costes de la empresa *B* dependen de su propia producción, pero también (ya que debe depurar el agua) de la producción de la empresa *A*.⁵

Aquí estamos midiendo el valor monetario de una externalidad por el coste de restauración o depuración o descontaminación. Suponemos que existe una tecnología aplicada por la empresa *B* que hace que el agua vuelva a su estado anterior al paso por la empresa *A* o, por lo menos, que la hace utilizable por la empresa *B*. Supongamos que la empresa *A* fuera una empresa maderera en la costa chilena, que exporta celulosa, contamina el agua y, simultáneamente, produce pérdidas de biodiversidad. Obviamente no existe tecnología que permita restaurar la pérdida de biodiversidad. La valoración monetaria de externalidades según el coste de restauración es aplicable solamente en el caso de externalidades reversibles. Hay distintos métodos para intentar dar valores crematísticos a las externalidades que el mercado no valora. Uno de ellos es, precisamente, averiguar el coste de restauración del perjuicio causado o el coste del remplazo del recurso natural agotado. Pero ese método no es aplicable si el mal es irreversible. En el ejemplo del

⁵ Para muchas situaciones es más realista suponer que los costes externos que la empresa *A* provoca sobre la empresa *B* dependen no sólo del nivel de actividad de la empresa *A* sino también del nivel de actividad de la empresa *B*. Ello complicaría ligeramente el ejemplo, pero sin variar el argumento.

agua contaminada por la empresa *A* suponemos que el agua puede volver a un estado de calidad suficiente para los propósitos de la empresa *B*, y no valoramos la contaminación del agua que aún permanezca.

El razonamiento de Coase, y éste es precisamente uno de los atractivos que tiene para muchos economistas, se aplica, sin embargo, a situaciones en las que no hace falta que nadie decida "políticamente" el valor del impacto ambiental (o "técnicamente", si se piensa que ello es posible). Es el propio afectado, empresa o consumidor, el que da valor al impacto al aceptar uno u otro precio. En el ejemplo que aquí consideramos, la empresa *B* tiene un coste monetario de descontaminación que es objetivamente igual a $30a$. No se preocupa de si el agua tiene aún algún residuo nocivo después de esta descontaminación, que sólo alcanza el grado necesario para los propósitos de *B*. Consideremos ahora cuáles son las cantidades producidas por ambas empresas, por separado, que maximizan sus ganancias o beneficios. Sabemos que estas cantidades son aquellas para las que se igualan los ingresos marginales (aquí, iguales a los respectivos precios) y los costes marginales privados (sin contar, en la empresa *A*, el perjuicio que causa). Así,

$$\begin{array}{ll} \text{la empresa } A & \text{la empresa } B \\ \text{maximiza } 80a - a^2, & \text{maximiza } 100b - (b^2 + 30a), \\ \text{es decir, } 80 - 2a = 0; & \text{es decir, } 100 - 2b = 0; \\ \text{por tanto, } a = 40. & \text{por tanto, } b = 50. \end{array}$$

Así, si $a = 40$, y si $b = 50$, entonces

Empresa	Costes	Ingresos	Ganancias
Empresa A	1 600	3 200	1 600
Empresa B	3 700	5 000	1 300
TOTAL	5 300	8 200	2 900

Los costes de descontaminación no son tenidos en cuenta por la empresa *A* y para *B* son costes inevitables. Ahora bien, si ambas empresas se fusionaran, la despreocupación ecológica

de la cual la empresa A hacía gala en lo que concierne a la contaminación del agua, no tendría sentido, ya que descontaminar el agua implica ahora costes (iguales a $30a$) para la nueva empresa que realiza una producción conjunta de a y b . La nueva empresa internaliza las externalidades dentro de sus costes, y su programa de maximización de ganancias es:

$$\text{maximizar } 80a - a^2 + 100b - b^2 - 30a.$$

La producción de a bajaría ahora hasta $a = 25$, ya que ahí los costes marginales sociales o totales (los propios de la fábrica A más el coste de contaminación del agua para la fábrica B, es decir, $2a + 30$) son iguales a 80 y coinciden con el precio de a . El nivel de contaminación sería menor (al bajar la producción de a) y las ganancias totales serían mayores.

Producto	Costes		Ingresos		Ganancias
	Producción	totales	totales		
a	25		2 000		
b	50		5 000		
Total	75	3 875	7 000		3 125

Así pues, al fusionarse ambas empresas, aumenta la eficiencia de la situación.⁶ Ahora bien, supongamos que no se fusionan, pero los derechos de propiedad o títulos jurídicos sobre el ambiente (en este ejemplo, sobre el agua) están claramente establecidos. Supongamos que está establecido que "el contaminador ha de compensar", es decir, no se contamina impunemente o, dicho de otro modo, supongamos que la empresa A no tiene un derecho implícito a contaminar sin más. Entonces, la empresa B aceptará que el agua esté contaminada en la medida que la empresa A le pague la descontaminación. Si la produc-

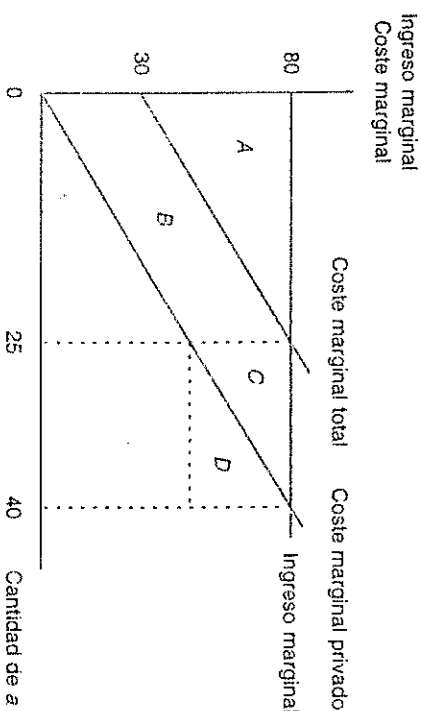
⁶ Precisamente Coase es conocido por su artículo "The Nature of the Firm", *Econometrica*, (1937), en el que considera a las empresas como islas de planificación dentro de las economías de mercado y en el que discute en qué condiciones la organización planificada implica menos costes que los de transacción ligados al intercambio mercantil.

ción de a es inferior a 25 unidades, A puede fácilmente compensar a B. Por ejemplo, al pasar de $a = 20$ a $a = 21$, la ganancia marginal de A es de 39 unidades monetarias y el coste marginal para B es sólo de 30 unidades monetarias, y ello es verdad mientras la producción sea inferior a 25. Así, la negociación llevaría a una internalización de la externalidad. El mismo resultado se conseguiría con otra atribución de títulos jurídicos sobre el ambiente. Supongamos que la empresa A tuviera derecho a contaminar por ser propietaria del curso de agua. Si la producción de a es, por ejemplo, de 30 unidades, la empresa B pagará para que se reduzca la producción de a y, por tanto, la contaminación, hasta el nivel $a = 25$.

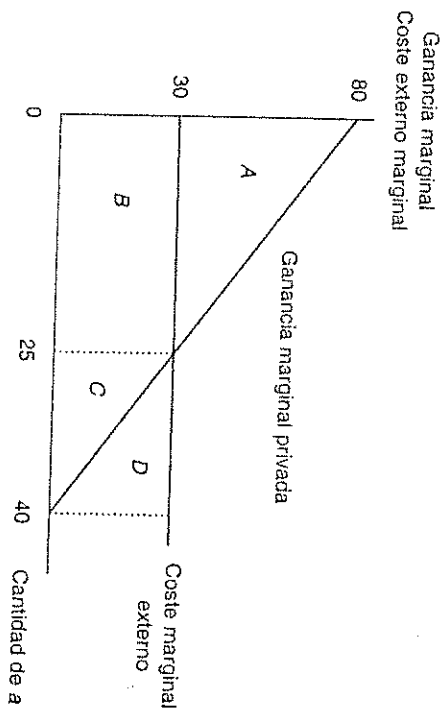
Examinemos gráficamente la producción de a . Las dos gráficas (gráficas III.1 y III.2) nos proporcionan la misma información, comparando en un caso costes e ingresos marginales y viendo, directamente, en el otro, los beneficios o ganancias marginales.

Supongamos que la situación inicial es $a = 40$. Al reducir la producción de $a = 40$ a $a = 25$, la empresa A pierde una ganancia medible por el área C pero la empresa B se ahorra un coste igual a $D \oplus C$. Es decir, la empresa B puede compensar a la

GRÁFICA III.1. Costes e ingresos marginales en la negociación coasiana



GRÁFICA III.2. *Ganancias marginales en la negociación costana*



empresa A por su menor ganancia, y salir aún ganando, si bien no podemos determinar con precisión cuál será la compensación (aunque ha de ser un valor comprendido entre C y $C \oplus D$). Si se negociase cualquier producción diferente a 25, podría hacerse una nueva negociación que llevase a un mejor resultado para ambas empresas. Si partiésemos de una situación inicial de $a = 0$ (no contaminación, lo que en este ejemplo equivale a no producción de a), entonces la empresa A debería pagar a la empresa B para que le dejase producir, con lo que los mejores beneficios totales se darían de nuevo cuando $a = 25$ y el pago sería ahora un valor indeterminado, pero comprendido entre B y $A \oplus B$. Los cuadros III.1 y III.2 resumen los diferentes casos.

El resultado al que hemos llegado es que, en cualquier caso, se realiza la misma producción (en el ejemplo $a = 25$) y contaminación. La empresa A tiene en cuenta todos los costes de su decisión. Este resultado se glorifica a veces con el nombre de "teorema de Coase", nombre que no se inventó Coase sino el economista Stigler, y se acostumbra a formular más o menos así: "en ausencia de costes de transacción, el resultado económico, por lo que se refiere a la asignación de recursos, es siempre el mismo (y eficiente), con independencia de cómo se dis-

CUADRO III.1. *Las ventajas de la negociación costana cuando la empresa A tiene derecho inicial a contaminar*

a) Situación inicial				
Empresa	Costes	Ingresos	Compensaciones entre empresas	Beneficios
A	-1 600	+3 200	—	1 600
B	-3 700	+5 000	—	1 300

b) Situación final si se negocia eficientemente				
Empresa	Costes	Ingresos	Compensaciones entre empresas	Beneficios
A	-625	+2 000	+X	1 375 + X
B	-3 250	+5 000	-X	1 750 - X

en donde $225 < X < 450$.

CUADRO III.2. *Las ventajas de la negociación costana cuando la empresa A no tiene derecho inicial a contaminar*

a) Situación inicial				
Empresa	Costes	Ingresos	Compensaciones entre empresas	Beneficios
A	0	0	—	0
B	-2 500	+5 000	—	2 500

b) Situación final si se negocia eficientemente				
Empresa	Costes	Ingresos	Compensaciones entre empresas	Beneficios
A	-625	+2 000	-Y	1 375 - Y
B	-3 250	+5 000	+Y	1 750 + Y

en donde $750 < Y < 1375$.

tribuyan los derechos iniciales, siempre que éstos estén claramente definidos".

Es importante advertir varias cosas. En primer lugar, que todo acuerdo conlleva costes de negociar, redactar un contrato, asegurar su cumplimiento... que a veces son muy altos, de manera que la situación inicial se mantiene, por muchas posibilidades teóricas de negociación mutuamente beneficiosas que existan. Coase mismo —más que algunos de sus seguidores— lo advertía enfáticamente refiriéndose a los *costes de transacción*, y él mismo ha recordado que su argumentación "no implica que cuando los costes de transacción son positivos, las actividades gubernamentales (tales como intervenciones gubernamentales, la regulación o los impuestos, incluidos los subsidios) no produzcan mejores resultados que el basarse en negociaciones entre individuos a través del mercado. Mi conclusión: estudiemos el mundo de costes de transacción positivos".⁷

Antes de demostrar la falsedad del teorema —al menos en su formulación anterior—, es importante darse cuenta de las implicaciones de apuntarse a la solución de mercado. En el mercado sólo cuentan las demandas solventes. El precio que alguien está dispuesto a pagar —y también a recibir— depende siempre de cuál es su poder adquisitivo. Así, el mercado llevaría (como ya lleva allí donde existe) a que los pobres padeciesen mayores impactos ambientales que los ricos. El hecho no es, desde luego, nuevo; los trabajadores asalariados, a diferencia de los esclavos, tienen "derecho de propiedad" sobre su cuerpo y son formalmente libres de no trabajar en un ambiente insalubre pero, desde siempre, las empresas mineras han "producido" no sólo mineral, sino también silicosis que afecta a los trabajadores, lo que éstos han "aceptado" porque se ven forzados a vender barata su salud. Pero, además, se puede demostrar que la anterior formulación del teorema de Coase es falsa. Al menos por dos motivos. El primero es que cuando una persona se ve afectada por las acciones de otra, la "disposición a pagar" (o, en términos técnicos, la *variación equivalente del ingreso*) para evitar la molestia, no coincide con la "disposición a aceptar una compensación" (la *variación compensadora del ingreso*) para soportarla. Si a

⁷ R. H. Coase, "La estructura institucional de la producción", en R. H. Coase, *La empresa, el mercado y la ley*, Alianza editorial, 1994, p. 213.

una persona se le pregunta cuánto dinero pagaría para evitar que se construya una presa hidroeléctrica que inundará su casa, o se le pregunta, en cambio, cuánto aceptaría para dar su aprobación al proyecto, es posible que la persona no acepte la primera pregunta y responda que tiene un "derecho" por el que no tiene que pagar; suponiendo que acepte las preguntas y responda con cantidades concretas, es obvio que la primera, limitada por el nivel de riqueza de la persona, tenderá a ser más pequeña —y, en casos como el del ejemplo, mucho más pequeña. En términos formales, y expresándolo en lenguaje neoclásico, si un individuo soporta un impacto I (por ejemplo, ruidos) y dispone de un nivel de ingreso r , su utilidad es función de ambas variables. Si nos preguntamos por la cantidad que como máximo pagaría para evitar el impacto y pasar a una situación sin impacto N , nos estamos preguntando por la variación equivalente VE , tal que:

$$U(r, I) = U(r - VE, N).$$

Si, en cambio, la situación inicial es N y se trata de pagar una cantidad mínima compensatoria, nos estamos preguntando por la VC tal que:

$$U(r, N) = U(r + VC, I).$$

Según la teoría neoclásica, es normal que VE sea algo menor a VC , dado que hay un "efecto ingreso" o "efecto renta", debido a que en la situación segunda el individuo parte de una peor posición.⁸ Vale la pena advertir que las diferencias entre ambas magnitudes se han mostrado en experimentos económicos mucho más grandes de lo esperado. La previsión no cumplida sería que los valores estarían muy próximos, excepto cuando I

⁸ El único caso teórico en que el efecto ingreso no afectaría, según la teoría neoclásica, sería cuando las preferencias respecto al bien fueran "cuasilineales", es decir, cuando la cantidad a pagar por el bien fuera la misma con independencia del nivel de ingreso. Algunos autores neoclásicos concientes del problema han formulado una versión "débil" del teorema de Coase según la cual lo único que puede asegurarse es que el resultado sería eficiente (pero no necesariamente el mismo cuando varían los derechos de propiedad) en ausencia de costes de transacción.

representase una pérdida muy grande de bienestar para el individuo. Lo que falla es el supuesto habitual de racionalidad, según el cual los individuos darán siempre las mismas valoraciones a las mismas combinaciones de bienes sin importar cual sea el punto de partida de referencia.⁹

La conclusión es que la delimitación de derechos iniciales sí importa para la asignación final de recursos. Si una empresa valora en C provocar un impacto y $VE < C < VC$, entonces siempre se mantendrá el *status quo* inicial: según la perspectiva neoclásica, en este supuesto cualquiera de las dos situaciones iniciales sería eficiente, puesto que no se puede mejorar a gusto de todos. Por tanto, no es sólo la existencia de costes de transacción lo que conduciría a la conclusión de que con mucha probabilidad se mantendrá dicho *status quo*.¹⁰ Si en vez de ciudadanos hablamos de empresas afectadas, la distribución inicial de derechos también es crucial: si la empresa maderera paga por contaminar, quizá se instalará en otro sitio o venderá más caro, reduciendo su nivel de actividad (o incluso tendrá que cerrar), pero si incluso recibe dinero para reducir su contaminación, quizá se instalarán aún más empresas.

Hay una objeción adicional al teorema de Coase aún más relevante. En su artículo, Coase tiene la precaución de referirse sobre todo a casos en que únicamente hay dos agentes económicos afectados (por ejemplo, uno que hace ruidos y otro que los soporta) y en los cuales la negociación es, en principio, viable. Incluso en estos casos la viabilidad no supone que efectivamente se produzca la negociación. Se trata de una situación que los economistas califican de "monopolio bilateral", en la cual, como es bien sabido, la negociación puede bloquearse si los dos agentes no se ponen acuerdo en los términos precisos del contrato: hay muchas posibles compensaciones que beneficiar a los dos, pero según su cuantía más se beneficiará uno u otro. No sólo

existe el interés común de negociar, sino también un conflicto de intereses sobre los términos de la negociación. En el mundo real, en el que la información es asimétrica, las negociaciones son aún más complicadas: así, a la empresa A del ejemplo le podría ser muy fácil reducir la contaminación, pero simular que sólo si se le paga una compensación muy grande le interesa reducir la contaminación. (Incluso una empresa podría contar con el solo propósito de chantajear a los afectados.)

Pero cuando los afectados son una colectividad, cuando el ruido es un "mal público" (o la tranquilidad un "bien público"), no es que quizá el mercado no funcione, sino que simplemente *no puede funcionar* adecuadamente, de la misma forma que no puede esperarse que el mercado, sin que nadie intervenga para recaudar impuestos y financiar los gastos, y sin que exista ningún proceso político de coordinación y decisión, lleve a un nivel óptimo de limpieza de las calles de una ciudad. Esto es fácil de entender: si una empresa tiene que renunciar a 10 000 de beneficios para evitar una contaminación que afecta a 1 000 personas, por unos daños que cada una valora en 1 000, no es de esperar que ninguna persona individualmente pague a la empresa para que no contamine, aunque los daños totales (1 000 000) son mucho mayores que los beneficios adicionales que la empresa obtiene por contaminar.¹¹

En los casos en que puede imaginarse una negociación viable, es probable que la negociación se lleve a cabo teniendo en cuenta intereses muy parciales y a expensas de los intereses de los no representados en la negociación. Baumol y Oates dan un ejemplo relevante:

En las cercanías de Göteborg, en Suecia, se construyó una planta de automóviles cerca de una refinería de petróleo. El fabricante de

⁹ Véase Daniel Kahneman y Amos Tversky, "Prospect Theory: An Analysis of Decisions Under Risk", *Econometrica*, vol. 47, núm. 2, 1979, pp. 263-291.

¹⁰ En el ejemplo nos hemos referido a un impacto "indivisible"; se da o no se da. Si pensamos en cantidad de impacto (por ejemplo, de ruido) como algo divisible sobre lo que se puede negociar, el resultado es que el nivel de impacto (incluso con negociación eficiente) depende de cuál es la distribución inicial de derechos. Véase E. J. Mishan, "The Postwar Literature on Externalities: An Interpretative Essay", *Journal of Economic Literature*, vol. XI, núm. 1, 1971.

¹¹ Para "salvar" el teorema de Coase de algunas de sus críticas, diríamos que cualquier obstáculo a la negociación, sean los del monopolio bilateral o los del bien público, están incluidos en el término "existencia de costes de transacción". No compartimos esta interpretación, pero vale la pena señalar: 1) en cualquier caso dicha interpretación no afectaría a lo que realmente nos interesa, es decir, la relevancia práctica de la solución de mercado; 2) el teorema, tal como normalmente se formula, aún sería falso, porque el resultado eficiente dependería de la distribución inicial de derechos en presencia de efectos "ingreso" o "venta".

automóviles se encontró con que, cuando se refinaba petróleo de inferior calidad y el viento sopaba en dirección a la planta de automóviles, se producía un considerable aumento de la corrosión en sus existencias de metal y en la pintura de los vehículos recién terminados. La negociación entre estas dos partes se produjo. Se llegó al acuerdo de realizar las actividades corrosivas solamente cuando el viento sopase en dirección contraria, *hacia el gran número de habitantes de las inmediaciones que, naturalmente, no tomaron parte en la negociación* [subrayado en el original].¹²

Si pensamos en la mayor parte de los problemas ambientales relevantes, veremos que afectan a una colectividad e incluso, a veces, a toda la humanidad y a las generaciones futuras (y, además, ¿tendríamos que tener en cuenta no sólo a las personas sino también las necesidades de otras especies?). La conclusión de este apartado es, por tanto, que en general el mercado *no da solución por sí solo* a los problemas ambientales, por muy bien delimitados que estén los derechos de propiedad. Este concepto de "derechos de propiedad" sobre el ambiente (derechos que pueden existir *de facto*) es de gran importancia. La insuficiencia del mercado es una conclusión destacable —y que justifica la extensión con que hemos analizado el planteamiento "coasiano" o lo que normalmente se entiende como tal—, sobre todo dado que la creciente preocupación por los problemas ecológicos a partir de la década de los setenta ha coincidido contrariamente con el ascenso de la ideología económica neoliberal.

LOS IMPUESTOS SOBRE LA CONTAMINACIÓN

En el apartado anterior vimos un ejemplo de impacto ambiental: una empresa A contamina el agua que otra empresa, aguas abajo —y quizás muchas otras personas—, necesita. En los supuestos restrictivos del ejemplo la negociación coasiana, si funcionase, conduciría a que la producción de A —y con ella la contaminación— se redujese desde $a = 40$ hasta $a = 25$. Una

¹² W. J. Baumol y W. E. Oates, *The Theory of Environmental Policy*, Prentice-Hall, Nueva Jersey, 1975, nota 10, p. 11 [*La teoría de la política económica del medio ambiente*, Antoni Bosch (ed.), Barcelona, 1982].

solución alternativa para reducir la contaminación es aprobar un impuesto sobre la contaminación. Es decir, aplicar el principio "el contaminador paga". Es lo que a veces se conoce como "impuesto pigouviano" (del nombre de Pigou, economista de Cambridge que sugirió esta solución en la década de 1920).¹³

Es importante entender que un impuesto sobre la contaminación —o sobre cualquier otro impacto ambiental— se puede plantear desde visiones del mundo muy diferentes. Se puede pensar que la función del impuesto es que la empresa tenga en cuenta el valor monetario exacto de sus impactos ambientales, y ésta era de hecho la filosofía de Pigou y la de los manuales de economía ambiental, como el de Pearce y Turner,¹⁴ que dedica un capítulo a definir "el nivel óptimo de contaminación", aunque incluso los defensores del concepto aceptan, generalmente, que en la práctica no se dispone de suficiente información como para determinar dicho nivel y que hay que contentarse con fijar objetivos que parezcan razonables. Por otra parte, se puede pensar que el propio concepto "contaminación óptima" es normalmente engañoso porque no hay forma satisfactoria (ni siquiera en el plano teórico) de definir el valor monetario de muchos impactos ambientales: como señala Azar, "nuestro vocabulario económico, por ejemplo el concepto de optimalidad, evoca una visión del mundo inspirada en Platón, según la cual existe —en un sentido ontológico— la mejor elección a adoptar, y una mayor investigación revelará cuál es esta elección. Esto tiende a fomentar la percepción de neutralidad de valores".¹⁵

Si no se acepta la idea de optimalidad, los impuestos no son más que un posible instrumento —que en algunos casos presenta ventajas— para conseguir objetivos ambientales fijados "políticamente". Así, las normas ambientales se fijan desde fuera de la economía, y lo que discutimos son los instrumentos para ajustar la economía a tales normas. Dentro de este enfo-

¹³ En *The Economics of Welfare*, 1920. Puede verse la selección de páginas incluida en F. Aguiñera y V. Alcántara (eds.), *De la economía ambiental a la economía ecológica*, Fubemfcarita, Barcelona, 1994.

¹⁴ D. W. Pearce y R. K. Turner, *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*, Celaste, Madrid, 1993 (edición original, 1990).

¹⁵ C. Azar, "Are Optimal CO₂ Emissions Really Optimal?", *Environmental and Resource Economics*, vol. 11, 1998, p. 301.

que cabe hablar de "costo-eficiencia", es decir, ¿cuál es la manera más barata de conseguir que la norma ambiental se cumpla?

Empecemos por este segundo —y, en general, más razonable— enfoque. Si la empresa A del ejemplo del apartado anterior se ve obligada a pagar un impuesto t por unidad producida, el impuesto actuará como un coste más, de forma que los costes totales de la empresa serán:

$$a^2 + ta \quad \text{y sus nuevos costes marginales: } 2a + t$$

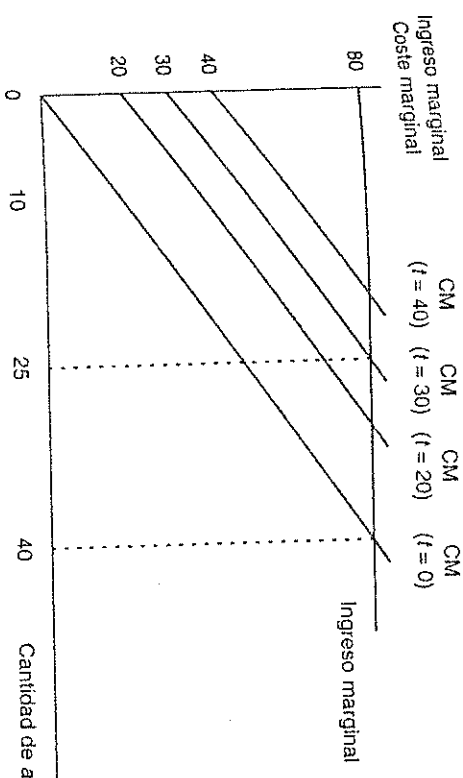
Si seguimos suponiendo que el precio es 80, y que la empresa maximiza beneficios, decidirá producir una cantidad tal que

$$80 = 2a + t, \text{ es decir, } a = (80 - t)/2$$

Según el nivel de t tendremos una u otra solución. Si t es 30, la solución es precisamente $a = 25$. Si el impuesto es mayor y $t = 40$, tendremos $a = 20$; si es $t = 20$, $a = 30$, y si $t = 80$, el impuesto es prohibitivo para la empresa y ha de cesar su actividad. Diferentes impuestos conducen a distintos niveles de producción de a y, por tanto, de contaminación, como queda reflejado en la gráfica III.3, en la que el coste marginal incluye el impuesto por unidad de contaminación.

Desde el planteamiento de la "contaminación óptima", se diría que si sabemos que la contaminación ligada a la producción de cada unidad de la empresa A tiene un efecto ambiental reversible que se puede reparar y volver a una situación *exactamente igual* a la anterior con un coste de 30 por unidad producida, sería negativo hacer pagar a la empresa una cantidad superior a 30. La objeción es en principio sensata y, desde luego, lo razonable es que exista alguna relación entre la cantidad que se ha de pagar por un determinado impacto y la magnitud del mismo, pero en la mayoría de las situaciones somos incapaces de dar valores monetarios a *todos* los efectos ambientales: muchas veces futuros, irreversibles e inciertos (pensemos, por ejemplo, que no planteásemos valorar monetariamente los perjuicios derivados de generar 1 kg de plutonio como residuo de una central nuclear).

GRÁFICA III.3. Coste marginal con impuesto por unidad de contaminación



Ahora bien, si tuviésemos una medida monetaria exacta de los costes externos, la regla de la economía ambiental neoclásica sería la siguiente: sumar a la función de costes marginales privados la función de costes marginales "externos" en forma de impuesto, a fin de obtener la curva de costes marginales totales que se espera que la empresa igualará al ingreso marginal para que se espere que la empresa igualará al ingreso marginal percibido al vender su producto. Los costes externos se convertirían, así, en privados, se internalizarían y, con ello, desaparecería la ineficiencia. En nuestro ejemplo, el coste marginal "externo" es constante e igual a 30, es decir, cada unidad más de a implica un coste extra de descontaminación (para la empresa B) de 30 unidades, de manera que el impuesto "óptimo" sería 30. Nótese, sin embargo, los efectos distributivos distintos de una internalización de la externalidad lograda mediante soluciones coasianas (según los títulos jurídicos sobre el ambiente —el agua, en este caso— sean de la empresa A o de la empresa B) o mediante esta solución fiscal.

Hay razón para suponer, en general, costes externos marginales constantes. Tal vez, al producir la empresa A más y más pasta de papel, hay un efecto acumulativo sobre la conta-

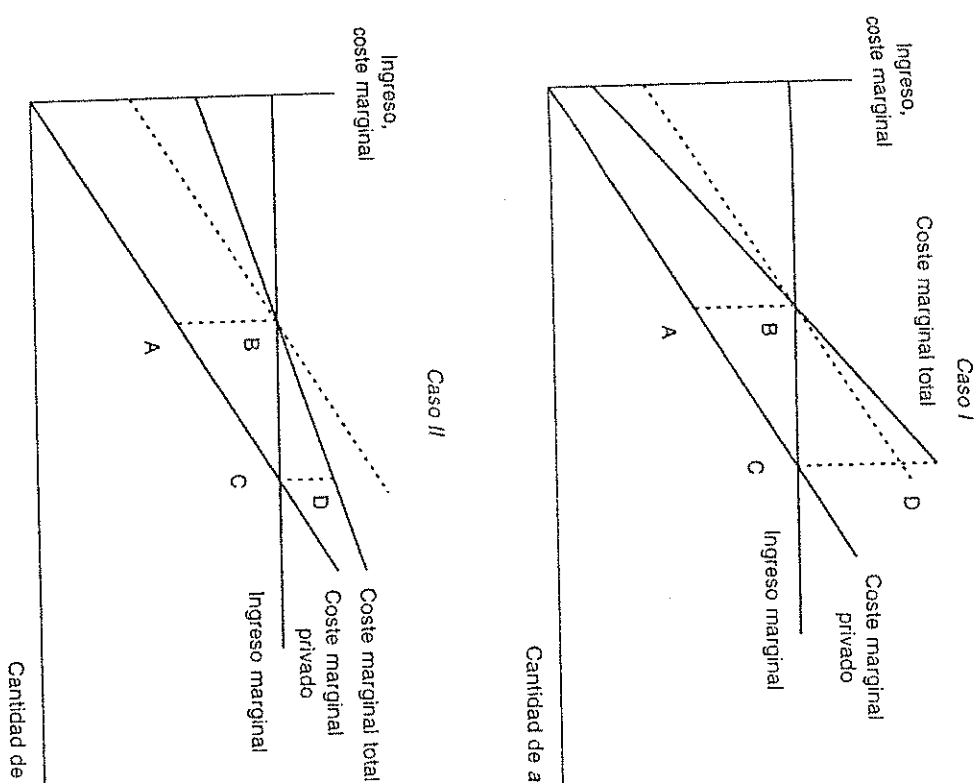
minación del agua y el coste marginal de descontaminación crece. O, por el contrario, resulta relativamente fácil descontaminar una gran cantidad de agua y, en cambio, resulta muy caro eliminar la contaminación inicial porque exige una inversión importante, lo que nos daría un coste marginal de descontaminación decreciente. En el caso I, el impuesto óptimo, de cuantía *AB*, es inferior al coste marginal inicial de la externalidad (*CD*); en el caso II pasa lo contrario (gráfica III.4). Para determinar el impuesto "óptimo" no sólo se tendría que superar la difícil —y cuestionable— tarea de poner precio a los impactos ambientales, sino que también se tendría que conocer cuál es en su conjunto la curva de costes marginales de la externalidad (y no sólo los costes marginales de la situación inicial).

Vale la pena destacar los límites del análisis anterior centrado en la *empresa individual*. El análisis "marginalista" ha tendido a centrar su atención en los ajustes que se producen ante pequeños cambios cuando todo lo demás se mantiene constante. Uno puede preguntarse cómo una empresa individual que vende en un mercado competitivo¹⁶ se adapta a un impuesto "pigouviano", haciendo abstracción de que dicha empresa forma parte de una realidad más amplia y de que el propio impuesto podría hacerla desaparecer,¹⁷ sin embargo, o bien el impuesto afecta a una única empresa (o a unas pocas empresas) del sector, en cuyo caso el análisis convencional llevaría

¹⁶ Si el mercado no es de competencia perfecta, la conclusión convencional es que un impuesto igual al coste de la externalidad *podría* incluso empeorar la situación. Así, si un monopolio está produciendo "demasiado poco" para mantener elevados los precios, el impuesto podría inducirle a producir menos y *quizás* alejarse más de la situación "óptima".

¹⁷ Pero aun en este caso las complicaciones llegan a ser muy grandes cuando se complican las funciones relevantes. Pensemos en el caso de una función de coste de la contaminación discontinua, por ejemplo, que cuando la contaminación que produce una empresa aumenta mucho, entonces la principal familia o empresa afectada decide trasladarse a otro lugar, de manera que el daño de la contaminación adicional será nulo o disminuirá abruptamente. En casos como éste, que en teoría económica se conocen bajo el término de situaciones de "no convexidad", la igualdad entre precio y coste marginal total no asegura que estemos en la mejor solución posible, ya que sólo podemos asegurar que se trata de un "óptimo local". Véase, por ejemplo, P. Burrows, "Non-convexities and the Theory of External Costs", en D. W. Bromley (ed.), *The Handbook of Environmental Economics*. Basil Blackwell, Oxford, 1995.

GRÁFICA III.4. *Impuesto óptimo de cuantía diferente al coste marginal inicial de la externalidad*



a prever su desaparición, o bien afecta al conjunto (o a la mayoría) de ellas, en cuyo caso la rentabilidad del sector disminuirá, saldrán empresas del sector y el precio se incrementará. Pasamos, por tanto, del plano de la empresa individual al del

sector: del "equilibrio" de la empresa al del mercado, que aún es un análisis de equilibrio sólo "parcial" porque cuando uno cambia los datos de un mercado en realidad afecta también a lo que pasa a otros mercados, de manera que los efectos últimos de un impuesto requerirían un análisis de "equilibrio general". Añadiremos, aunque no es el lugar para profundizar en esta importante cuestión, que si uno abandona (en general) el artificial supuesto de costes marginales privados de producción crecientes, la producción de equilibrio de la empresa individual competitiva es indeterminado, y es aún más claro que lo importante es cómo se grava al sector económico, ya que ello afecta al precio tendencial de "equilibrio" (en el sentido de los economistas "clásicos").

LAS MEDIDAS CONTRA LA CONTAMINACIÓN Y LOS COSTES DE REDUCIR LOS IMPACTOS AMBIENTALES

Supongamos una central térmica que produce energía eléctrica y, a la vez, dióxido de azufre (SO_2). Si no existieran posibilidades técnicas de producir electricidad con menos emisiones de SO_2 , sólo se reduciría la producción de dicho gas disminuyendo la generación de electricidad. Pero tal vez esa central térmica pueda reducir un tanto (o incluso totalmente) la producción de SO_2 instalando filtros o *scrubbers*,¹⁸ utilizando el combustible más eficientemente o cambiando (pasando de lignito a antracita o a gas). En general, la alternativa no es, afortunadamente, tan drástica como suponíamos en el ejemplo de los apartados anteriores, en el cual sólo cabía reducir la contaminación dejando de producir una cierta cantidad de producto.

Las empresas tienen una gama de opciones técnicas que permiten reducir o incluso eliminar las emisiones de un determinado contaminante (aunque a veces reducir un tipo de contaminación aumenta la de otro tipo y, por tanto, la política ambiental

¹⁸ Un ejemplo es el de la central térmica de carbón de Andorra, en la provincia española de Teruel. Los efectos de sus emisiones de azufre sobre los bosques de la zona provocaron un proceso judicial por delito ecológico. Como resultado, final la empresa se comprometió a una inversión en desulfuración de 25 000 millones de pesetas que, se dice, reducirán las emisiones en 95% (Cinco días, 15 de octubre de 1998).

se ha de plantear de forma global para evitar efectos contraproducentes). En este sentido pensamos en dos tipos de posibles efectos de un impuesto sobre la contaminación (o, en general, de cualquier política anticontaminación): cambiar los niveles de producción (reducir la producción eléctrica en este caso) y con ella la contaminación asociada, o cambiar las técnicas productivas estimulando tecnologías más "limpias", y así reducir la cantidad de emisión por unidad producida (por kWh de electricidad en este caso). Para ello es necesario que se grabe directamente la contaminación (o algo directamente ligado a la contaminación) y no la producción. Si se quieren penalizar las emisiones de SO_2 , y se grava la electricidad sin distinguir cómo se ha obtenido, el mecanismo no será eficiente; ni siquiera lo será gravar indiscriminadamente el uso de carbón, porque hay posibilidades importantes de reducir las emisiones. Si se quieren gravar, en cambio, las emisiones de CO_2 , tampoco sería adecuado, por supuesto, gravar según los kWh producidos, pero sí será adecuado gravar el uso de carbón, petróleo y gas natural en proporción a su contenido en carbono, ya que en este caso sí existe una relación directa entre cantidades utilizadas y emisiones de CO_2 . Por tanto, aunque no siempre es viable —o es muy costoso— medir directamente las emisiones, en general ha de existir el máximo vínculo posible entre la base imponible y la contaminación efectiva.

Ahora introduciremos un concepto frecuentemente utilizado en economía ambiental: el coste de reducir o mitigar (*abatement cost*) la contaminación o, en general, un determinado impacto ambiental. El concepto es más complicado de lo que parece.

Si, como supondremos en un ejemplo de un apartado posterior, las empresas se limitasen simplemente a producir exactamente lo mismo y de la misma forma, pero introduciendo medidas "de final de tubería" para reducir la emisión de un determinado contaminante, el concepto tiene un significado claro en principio: el coste monetario (dadas las posibilidades tecnológicas) de implantar dichas medidas. Sin embargo, la complejidad del concepto es evidente cuando salimos de un ejemplo tan sencillo y, además, queremos referirnos no al coste monetario que a la empresa le supone adoptar dichas medidas, sino al

coste social (elijendo, se supone, la mejor opción posible) que representará reducir la contaminación.¹⁹

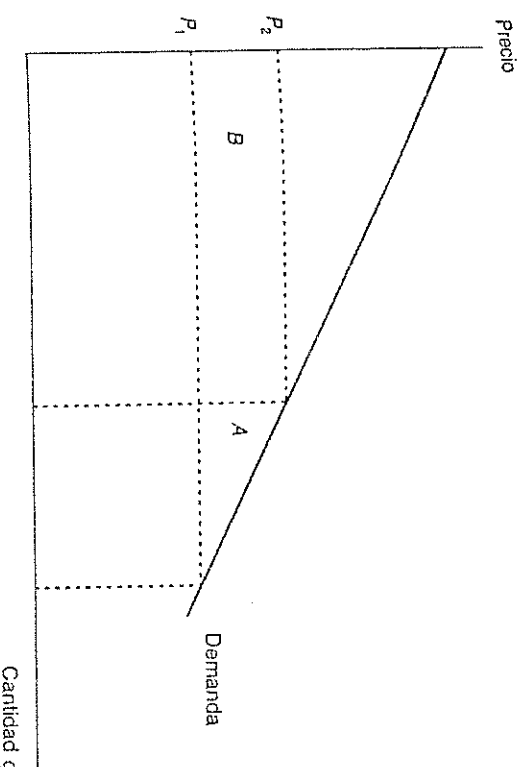
En primer lugar, y como insistiremos en otro momento (capítulo V), no es descartable que si la forma de reducir la contaminación consiste en medidas de uso más eficiente de los recursos o de reaprovechamiento o comercialización de residuos, la reducción de la contaminación no sea costosa sino que incluso reporte un beneficio monetario, situación hipotética en la cual es obvio que dicha reducción es socialmente conveniente, por lo que se trataría de crear las condiciones con que se aprovecharan las oportunidades de reducción. O, al menos, podría ser que lo que a corto plazo aumente los costes empresariales, a la larga los reduzca; en este sentido se ha pensado a veces que invertir en soluciones a los problemas de contaminación sería una fuente de mejora tecnológica aplicable también a otros campos.

En segundo lugar, si para reducir la contaminación hay que aminorar la producción o determinadas actividades, será muy difícil determinar el coste monetario social de dicha reducción. Si se trata de que determinada empresa reduzca la producción o incluso desaparezca, y existen otras empresas que venden un producto igual al mismo precio (sin generar los mismos problemas de contaminación), no está claro si la medida tendrá para la sociedad, finalmente, un coste positivo a largo plazo, aunque los costes temporales para determinados grupos (los propietarios de la empresa o los trabajadores o incluso los habitantes de una determinada localidad o región) pueden ser muy importantes. El impacto social será, por supuesto, muy diferente si los trabajadores desplazados encuentran más o menos rápido otro empleo o si permanecen desempleados.

En tercer lugar, si efectivamente se reduce la producción global de un bien, los costes sociales de dicha reducción tampoco son fáciles de medir: los economistas aludirían al concepto *excedente del consumidor* para referirse a la pérdida producida para los consumidores. Así, si debido a la política ambiental el cambio de precio de un bien es de P_1 a P_2 , la pérdida para los

¹⁹ Véase C. Spash, "Environmental management without environmental valuation?", en J. Foster (ed.), *Valuing Nature?*, Routledge, Londres y Nueva York, 1997.

GRÁFICA III.5. Pérdida para los consumidores debido a un aumento de precios



consumidores sería la suma del aumento de costes (equivalente al área B) más el área A de la gráfica III.5. Por tanto, sólo podríamos valorar la pérdida introduciendo análisis referentes a la elasticidad de la demanda.²⁰ Pero, además, cuando introducimos medidas de pérdida de bienestar, las complejidades aumentan, porque toda medida monetaria de excedente del consumidor está mediada por la distribución de la renta, de manera que lo único que cuenta son las demandas solventes. Por otro lado, si consideramos las preferencias como algo dinámico, los interrogantes aumentan: si para reducir un determinado impacto, por ejemplo, se requiere cambiar el hábito mayoritario de desplazamiento del hogar al trabajo promoviendo el transporte público en detrimento del privado, ¿podemos medir en dinero el supuesto sacrificio que ello finalmente supondrá para los ciudadanos? ¿No es posible que el bienestar acabe aumentando y que lo que se percibía (quizás ayudado por la campaña

²⁰ Véase B. C. Field, *Economía ambiental*, McGraw Hill, 1995, pp. 201-202.

de los intereses económicos perjudicados por el cambio) como un sacrificio se acabe experimentando como un beneficio?

A pesar de todas las complicaciones, en un ejemplo posterior nos referiremos a las funciones que relacionan niveles de emisión o de reducción de las emisiones con el coste que comporta alcanzar dichos niveles. La forma de estas funciones de costes dependerá de cada caso concreto. El supuesto habitual, sin embargo, es que cuanto más se reducen las emisiones de un determinado contaminante, el coste aumenta más que proporcionalmente: disminuir un poco la contaminación no resulta muy caro, pero disminuirla mucho es relativamente más caro. Veamos un ejemplo: supongamos un contaminante cuya emisión en determinada área sea e unidades y su nivel inicial sea 100.

Si la reducción de la contaminación es r , entonces

$$r = 100 - e.$$

La función de costes totales de reducir la contaminación puede ser, por ejemplo,

$$C(r) = r^2,$$

o lo que es lo mismo, expresado como los costes de mantener un determinado nivel de emisiones,

$$F(e) = C(100 - e) = (100 - e)^2.$$

Las dos funciones dan la misma información, aunque una referida a la reducción de la contaminación y la otra al nivel final de emisiones. En términos de costes marginales, podemos también deducir dos funciones equivalentes:

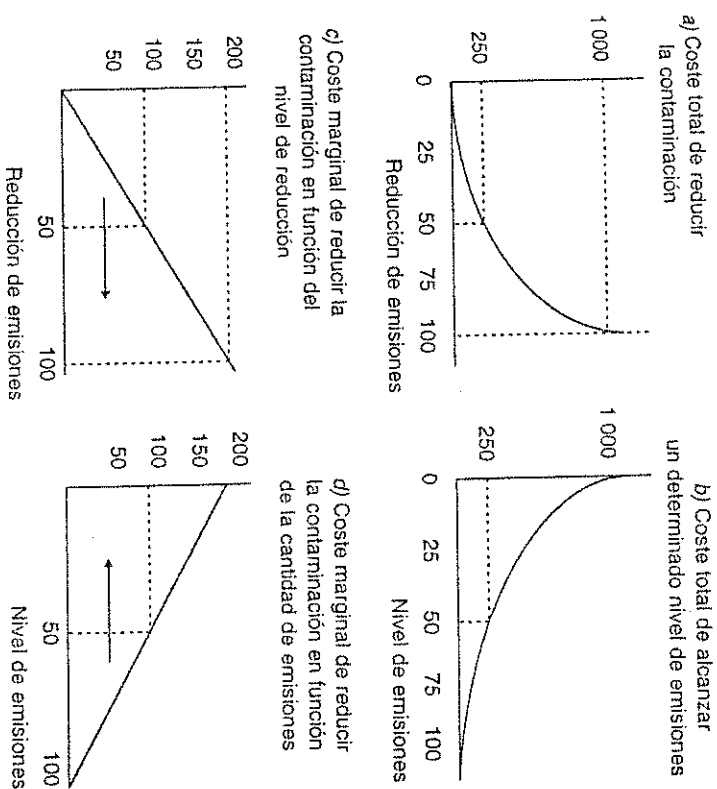
$$C_{\text{marg}}(r) = 2r,$$

o lo que es lo mismo,

$$F_{\text{marg}}(e) = C_{\text{marg}}(100 - e) = -2(100 - e) = -200 + 2e.$$

Los costes marginales son crecientes (en el segundo caso en valor absoluto) a medida que disminuye la contaminación. No siempre será este el caso, pero corresponde a la idea de una dificultad cada vez mayor para reducir la contaminación. En la gráfica III.6 se representan estas funciones. La cuarta representa la función marginal en valores absolutos porque el coste marginal positivo corresponde a tener menores —y no mayores— niveles de contaminación.

GRÁFICA III.6. Diferentes representaciones del coste total y marginal de reducir la contaminación



NOTA: las gráficas representan la misma hipótesis sobre la función de costes de descontaminar y son, pues, equivalentes. La función será creciente o decreciente dependiendo de las unidades medidas en el eje de abscisas: unidades de reducción de la contaminación o bien unidades de contaminación. En el caso de la gráfica d) el coste marginal sería, en realidad, negativo; hemos considerado su valor absoluto.

IMPUESTOS ECOLÓGICOS O AMBIENTALES: PRECISIONES CONCEPTUALES Y EJEMPLOS PRÁCTICOS

Con el término impuestos "ecológicos, ambientales o verdes" nos referimos a los que generan un *incentivo* para un cambio de comportamiento en un sentido determinado por la política ambiental. Por supuesto, también es posible que el gasto gubernamental tenga efectos positivos desde el punto de vista ambiental (aunque muchas veces sucede lo contrario: el dinero público se destina a infraestructuras y políticas que acrecientan y fomentan la degradación ambiental). Si las administraciones públicas gastan dinero en depurar las aguas o en subvencionar energías "limpias" o en informar a la población sobre cómo realizar una separación selectiva de los residuos, todo ello requiere dinero y puede venir de tasas o cánones específicos sobre las empresas o ciudadanos (aunque también de impuestos municipales o estatales generales). Es importante, sin embargo, distinguir entre los tributos que por su diseño concreto tienen un carácter incentivador (para los cuales reservamos en este libro el término "ecológicos o ambientales") y aquellos que sólo tienen (se les dé el nombre que se les dé) finalidad recaudadora, de cobertura de determinados costes.

Por ejemplo, es frecuente que las autoridades municipales cobren a las familias impuestos directamente destinados a financiar la gestión de los residuos municipales. Si tales gastos no existiesen, la situación ambiental sería peor, sin embargo, cuando la base imponible no se relaciona con el comportamiento contaminador o generador de más o menos residuos —o con las facilidades para reciclar—, entonces no existe el efecto incentivador. Por poner un ejemplo, en el área metropolitana de Barcelona existe una "tasa ambiental metropolitana de gestión de residuos municipales" que se cobra por el peculiar sistema de fijar una cantidad por metro cúbico de agua consumida; la razón que se alega es que existe "una relación, comprobada estadísticamente, entre el consumo de agua y la cantidad de residuos que se generan". Es interesante analizar este argumento. Sin duda, debe existir dicha relación estadística (sobre todo porque ambos factores dependen mucho del número de perso-

nas que habitan la vivienda, del tiempo que permanecen en casa y, seguramente, también de la renta per cápita), pero que exista o no es irrelevante si de lo que se trata es de incentivar la reducción de los residuos porque el precio del agua se ve incrementado en idéntica cuantía se generen más o menos residuos (otra cosa, que obviamente no es el objetivo de esta tasa, es que así se incentive indirectamente la reducción en el consumo de agua).

Los impuestos ecológicos tienen, en principio, una finalidad no recaudatoria; es más, establecido un tipo impositivo, diremos que cuanto mejor funcionen darán lugar a una reducción de la base imponible porque más se reducirá el comportamiento gravado. Para cumplir su finalidad específica se requiere una relación importante entre contaminar más o menos y pagar más o menos. Lo que luego se haga con el dinero es secundario para la discusión que aquí nos interesa. Pueden pasar a formar parte de los presupuestos públicos generales y gastarse en cualquier política pública o pueden gastarse en política ambiental. En el plano abstracto la mejor alternativa parecería la primera (¿por qué ligar el gasto ambiental a determinados tributos y no dejarlo "libre"?), aunque en términos prácticos se ha de reconocer que, por un lado, algunos tributos finalistas²⁰ pueden verse más legitimados socialmente y, por otro, que determinados gastos ambientales a veces serán políticamente difíciles de garantizar sin partidas de ingresos directamente destinadas a ellos.

La relación importante entre el factor de presión ambiental que queremos desincentivar y el pago realizado no siempre requiere, sin embargo, que la base imponible sea directamente la cantidad de sustancias emitidas a la atmósfera o vertidas a las aguas o los residuos sólidos generados. A veces es suficiente gravar un bien determinado cuyo uso por las empresas o consumidores sabemos que contribuirá a generar problemas ambientales. Así, gravaremos diferencialmente la gasolina con plomo o sin plomo, sin necesidad de medir las emisiones de plomo de los tubos de escape de los vehículos, el uso de determinados fertilizantes o el uso de combustibles fósiles si queremos gravar las

²⁰ Aquí utilizamos impuestos en sentido amplio (identificándolo con tributos). Sin embargo, cuando los tributos son finalistas es frecuente utilizar otros términos, como tasas o cánones.

emisiones de CO_2 porque sabemos que existe una relación inevitable entre quemar un determinado combustible y las emisiones de carbono generadas (la propuesta de una ecotasa sobre los combustibles fósiles para reducir las emisiones de carbono es una de las más conocidas y volveremos a ella en el capítulo IX).

Aunque el uso de impuestos ecológicos es aún incipiente y la aplicación práctica va muy por detrás de la discusión teórica, existen algunos casos de aplicación exitosa. A continuación explicaremos tres ejemplos de experiencias consideradas particularmente exitosas²¹ y referidas a impuestos sobre emisiones o vertidos (y no sobre mercancías, que son mucho más fáciles de aplicar). El origen y características de los tres son suficientemente diferentes como para que valga la pena detenerse en ellos. Los ejemplos son, a pesar de su importancia, tributos que representan poca magnitud total (incluso nula en el segundo caso) en relación con el conjunto de ingresos públicos; ello no es una crítica, en la medida en que, como se ha insistido antes, el objetivo de los impuestos ecológicos no es recaudar dinero sino cambiar comportamientos.

*a) El impuesto sobre emisiones de SO_2 en Suecia:
un impuesto incentivador que genera ingresos no finalistas*

En Suecia existe, desde 1991, un impuesto que tiene por objetivo gravar las emisiones de SO_2 , uno de los causantes de los problemas de lluvia ácida y cuyas emisiones importantes tienen la particularidad de estar muy focalizadas (especialmente en centrales térmicas de carbón). En realidad, el impuesto grava indirectamente las emisiones a través del contenido de azufre de los combustibles utilizados; dada la posibilidad de deducciones en función

de las medidas adoptadas para reducir las emisiones, el impuesto es efectivo no sólo estimulando cambios entre fuentes de energía sino también fomentando gastos para reducir las emisiones de azufre a la atmósfera generadas en la combustión.

Los pequeños consumidores de combustible pagan el impuesto cuando adquieren el combustible (carbón o derivados del petróleo) y la carga fiscal depende del contenido en azufre del combustible. Los grandes consumidores han de pagar el impuesto directamente; en este caso han de declarar las cantidades de los diferentes combustibles que han utilizado y, en función de ello, pagar el impuesto, aunque pueden beneficiarse de deducciones según las medidas de reducción de emisiones que hayan adoptado y que serán comprobadas por los inspectores.

Así, una empresa i que utiliza los combustibles ($b_{1i} \dots b_{ni}$) cuyo contenido de azufre es ($s_1 \dots s_n$) tendrá que pagar una cantidad igual a

$$T_i = t(s_1 b_{1i} + \dots + s_n b_{ni}) - q_i$$

donde t es la tasa por unidad (por ejemplo, por kilogramo) de azufre; s_j es el contenido de azufre de cada tipo de combustible; b_{ji} la cantidad utilizada de cada uno por la empresa i y q_i la cantidad de reducción de emisión que declara. Hoy día, aproximadamente una cuarta parte de las empresas declara sistemas de reducción de las emisiones que les ahorran casi 70% de la carga fiscal.

Los ingresos, en el caso de Suecia, no están condicionados, no son finalistas, sino que van a formar parte de los ingresos generales del Estado (de hecho, éste y otros impuestos ecológicos se implantaron en el contexto de una reforma fiscal que disminuyó los impuestos sobre la renta).

*b) El impuesto sobre las emisiones de NO_x en Suecia:
un "impuesto" presupuestariamente neutral*

A diferencia de las emisiones de dióxido de azufre, en general bastante focalizadas en pocos puntos principales de emisión, las de óxidos de nitrógeno son principalmente atribuidas al

²¹ Revisiones de experiencias de tributación ecológica se encuentran en European Environment Agency, *Environmental Taxes*, EEA, Copenhague, 1996 (versión castellana, Agencia Europea de Medio Ambiente, *La aplicación y la efectividad de los impuestos ambientales*, Instituto Catalán de Tecnología, Barcelona, 1997), y R. Gale, S. Bary y A. Gilles (eds.), *Green Budget Reform*, Earthscan, 1995. Para el caso específico de la contaminación atmosférica, véase D. Canister y R. Kruttschnitt, "Air pollutant taxation: an empirical survey", *Ecological Economics*, vol. 23, núm. 1, 1997, pp. 59-70.

transporte rodado y, por tanto, la responsabilidad es mucho más difusa. En Suecia este impuesto (uno de los pocos países que lo tiene) funciona desde 1992 y se aplica solamente a los grandes centros de emisión. Afecta a unas 180 plantas de producción en las que se obtiene energía a partir de la combustión; centrales térmicas sobre todo, pero también centros de otros sectores, como plantas químicas, papeletas e incineradoras de residuos. El sistema fue anunciado en 1990 para que las empresas adoptasen medidas antes de su introducción, lo que ya resultó en una disminución de casi 35% de las emisiones entre 1990 y 1992. Este impuesto tiene una particularidad destacable: su neutralidad fiscal, no ya en el sentido de que con él se reducen otros impuestos sino en el de que todo el dinero recaudado vuelve a las propias empresas afectadas, de manera que en conjunto no pagan nada, aunque se produce una redistribución entre ellas. Hay "neutralidad fiscal" global, pero la contribución neta de las más contaminantes es positiva y la de las menos, negativa (reciben dinero). Veámoslo con más detalle.

Sean n empresas afectadas por el sistema que producen x_i unidades de energía. El pago inicial de impuesto por parte de la empresa i será:

$$te_i$$

donde t es la tasa impositiva en, por ejemplo, euros por tonelada de NO_x y e_i las emisiones de la empresa. ¿Cómo se estima e_i ? En el caso de los óxidos de nitrógeno la relación entre combustible utilizado y emisiones es más compleja que en el caso del SO_2 , ya que depende de múltiples factores, como la temperatura de combustión. Se ofrecen dos posibilidades: instalar sistemas directos de medida o, en caso contrario, pagar suponiendo que las emisiones por unidad de energía son una cantidad fija, da a un nivel muy superior a las emisiones unitarias promedio. Así se incentiva la instalación de sistemas de medida.

El conjunto de los ingresos se redistribuye entre las empresas, según la participación de cada una en la energía total producida, es decir,

$$a_i = \frac{x_i}{x_1 + \dots + x_n} = \frac{x_i}{X}$$

En consecuencia, el "impuesto neto" será

$$T_i = te_i - a_i(t(e_1 + \dots + e_n)) = t(e_i - a_i(e_1 + \dots + e_n)) = t(e_i - x_i(E/X)),$$

donde E y X son las emisiones totales y la energía total obtenida, respectivamente.

Fijémosnos en que T_i será positivo, nulo o negativo, dependiendo únicamente de que las emisiones unitarias gravadas, e_i/x_i , sean superiores, iguales o inferiores a las emisiones unitarias medias E/X . Existe, por tanto, el incentivo individual para reducir las emisiones (con la condición, desde luego, de que las empresas no se coliguen para no reducir la contaminación).

*c) La tasa sobre vertidos industriales contaminantes
a las aguas de Holanda: un tributo incentivador
creado con finalidades recaudadoras*

En la mayoría de los países europeos las empresas y los consumidores de agua pagan desde hace décadas tributos finalistas (normalmente llamados "tasas"), destinados a recaudar dinero para financiar gastos públicos relacionados con el ciclo del agua y, en particular, los sistemas de depuración de las aguas. Aunque, tal como hemos insistido, la finalidad de recaudación no es suficiente para hablar con propiedad de impuesto ecológico, el diseño y cuantía del tributo pueden convertirlo en tal.

Un ejemplo en este sentido es el de Holanda, cuyo gravamen sobre la contaminación de las aguas fue introducido en 1970. La finalidad era esencialmente recaudadora. En palabras de dos expertos, "la característica distintiva del sistema holandés es que su uso como instrumento regulador ha sido *accidental*",²² pero lo importante es que en la práctica tuvo efectos importantes sobre la contaminación.

Inicialmente el tributo afectaba a las sustancias orgánicas según su demanda de oxígeno; la unidad sobre la que se basaba

²² H. T. A. Bressers y J. Schuddeboom, "A Survey of Effluent Charges and Other Economic Instruments in Dutch Environmental Policy in OECD". *Applying Economic Environmental Policies in OECD and Dynamic Non-Member Economies*, OECD/OECD, Paris, 1994, p. 158.

el impuesto era el "habitante equivalente" (HE), es decir, la cantidad de veridos promedio per cápita de las unidades domésticas. Las familias y las empresas muy pequeñas (las que no superan los 5 HE) pagan una cuota fija según las unidades HE supuestas; las compañías intermedias (de menos de 1 000 HE) pagan una cuota según coeficientes establecidos en función de diversas variables (producción, materias primas utilizadas, número de trabajadores...), pero pueden optar por invertir en sistemas de medición que les permitan pagar según los veridos efectivos. Esta última opción, la medida directa de los veridos, es la que forzadamente han de adoptar las empresas mayores (de más de 1 000 HE). En 1986, en la mayoría de las áreas la tasa se extendió también a las emisiones de metales pesados. Según un informe, las emisiones de sustancias consumidoras de oxígeno de la industria manufacturera se redujeron, entre 1975 y 1990, a casi la tercera parte de la cantidad inicial; las reducciones de los veridos de metales pesados (como cadmio, zinc o cromo) habrían experimentado disminuciones aún mayores.²³

En España, según las regiones, se han diseñado de forma diferente los "tributos de saneamiento" (que sirven para cubrir los gastos de inversión y funcionamiento de las infraestructuras de depuración), que gravan tanto al consumo doméstico como al industrial. En muchos casos, desde hace algunos años las cantidades pagadas por los usos industriales sí tienen relación con la contaminación efectivamente generada y, por tanto, pueden caracterizarse sin ambigüedad como tributos ambientales.

EL DEBATE SOBRE LA REFORMA FISCAL ECOLÓGICA

La reforma fiscal ecológica evoca, en principio, cualquier propuesta que plantee que, a diferencia de lo que pasa actualmente en casi todos los países, los impuestos ecológicos tengan un papel significativo en el conjunto de ingresos públicos (se piensa, especial pero no únicamente, en impuestos sobre

²³ Hölte *et al.*, "Levy on Surface Waster Pollution in the Netherlands", en R. Gale, S. Bargy y A. Gilles (eds.), *Green Budget Reform, International Institute for Sustainable Development*, Earthscan, Londres, 1995; cuadros 15.2 y 15.3, pp. 226-227.

las energías no renovables y las emisiones de carbono). Aunque simpatizamos con dicho objetivo, la propuesta, tal como generalmente se formula, va más allá de dar un peso significativo a los impuestos ecológicos y tiene otras características muy discutibles.

En el debate se asume no sólo que los impuestos ecológicos tienen un efecto incentivador positivo, sino que se destaca el efecto desincentivador, y negativo, del resto de los tributos. Así, en uno de los libros que más ha popularizado el término, *Ecological Tax Reform* de Weizsäcker y Jesinghaus,²⁴ se lee lo siguiente:

Con los impuestos sobre la renta, el del valor añadido o los impuestos sobre las empresas, nadie soñaría siquiera que son una penalización por algo indeseable. Más bien, el trabajo humano, la creación de valor añadido y la actividad empresarial son vistas como cosas altamente deseables para nuestra economía. Así, los impuestos sobre la renta o las empresas, al igual que el IVA que funciona en la Comunidad Europea, son vistos por los economistas como negativos para la economía, aunque en general son aceptados en nombre de la incuestionable necesidad de gasto público.

Significativo es también el título del primer capítulo de un estudio del World Resource Institute: "Las ganancias potenciales de cambiar la carga fiscal de los 'bienes' económicos a los 'males' ambientales".²⁵ La misma idea puede encontrarse en el libro *Factor 4*,²⁶ en el que se argumenta que se puede y debe multiplicar por cuatro la eficiencia en el uso de energía y materiales, sobre todo mediante impuestos ecológicos.

Nuestra opinión es que la insistencia en los efectos económicos negativos de los actuales ingresos públicos es, al menos así planteada, exagerada. Pareciera como si el punto de referencia fueran unos mercados perfectamente competitivos que, si no fuese por los ingresos públicos (y, por supuesto, por los daños ambientales que se mitigarán con los impuestos ecológicos),

²⁴ E. U. von Weizsäcker y J. Jesinghaus, *Ecological Tax Reform*, Zed Books, Londres, 1992, p. 18.

²⁵ R. Repetto, *et al.*, *Green Fees*, World Resources Institute, Washington, 1992.

²⁶ E. U. von Weizsäcker, L. H. Lovins y A. B. Lovins, *op. cit.*

llevarían a unos precios eficientes. En realidad, los precios relativos dependen de multitud de factores, como el mayor o menor grado de competencia en cada sector o el mayor o menor poder de negociación de cada grupo de trabajadores, factores que "distorsionan" los precios, por lo que concentrarse en el papel del Estado como único distorsionador de unos precios que si no serían eficientes, es tendencioso. Por otro lado, si de lo que se habla es de un impuesto como el impuesto sobre la renta, parece claro que tiene una función económica, perfectamente legítima, y que muchos consideraríamos positiva, de reducir las desigualdades que produce el mercado. No comparámoslos, pues, la idea de que gravar mucho a los que tienen salarios elevados es negativo porque desincentiva el trabajo, o que gravar las rentas de capital es negativo porque desincentiva el ahorro y la inversión; y no lo comparámoslos por dos razones: porque pensamos que se exageran estos efectos y, sobre todo, porque consideramos que para obtener el beneficio de la redistribución han de aceptarse (en caso de existir) ciertos costes económicos.

Según el argumento, los beneficios de gravar "males" y los beneficios de dejar de gravar bienes se sumarían, y así se habla del "doble dividendo" que produciría una reforma fiscal ecológica.²⁷ Sin embargo, a raíz de la alusión que sobre el tema hizo el famoso "libro blanco" sobre Crecimiento, competitividad y empleo, de la Unión Europea,²⁸ conocido como Informe Delors, el término "doble dividendo" se ha asociado principalmente con la posibilidad específica de *sustituir parte de las cotizaciones sociales por ecotasas*. La idea, sugerente, es que si se encarece el precio de las energías contaminantes (o, en general, del uso de recursos naturales o de las emisiones contaminantes) y se abarata el precio del trabajo, se conseguirán dos objetivos socialmente deseables: una mejora ambiental y un aumento del empleo.

La segunda característica de la "reforma fiscal ecológica", muy relacionada con la anterior, es que los autores citados, seguramente en aras de un discutible realismo político, aceptan

²⁷ D. W. Pearce, "The Role of Carbon Taxes in adjusting to Global Warming", *Economic Journal*, vol. 101, 1991, pp. 938-948.

²⁸ Comisión Europea, *Growth, Competitiveness and Unemployment*, libro blanco, diciembre de 1993.

el discurso dominante según el cual el peso del Estado ya ha llegado suficientemente lejos y plantean como una cuestión casi de principios la "neutralidad en los ingresos", es decir, que cualquier aumento en la imposición ecológica debería ir acompañado de una reducción equivalente de otros ingresos públicos.

En estos tiempos en que se plantea frecuentemente que hay que reducir el papel del sector público en favor del papel del mercado, pensamos que, como mínimo, debería quedar abierta la posibilidad de que nuevos impuestos sirvan para incrementar los fondos destinados a servicios socialmente útiles y que tengan nulo o poco impacto ambiental negativo. Por ejemplo, el debate europeo sobre el impuesto del carbono podría ligarse con otro, el de la insuficiencia presupuestaria de la Unión Europea. Se progresa rápidamente en la unificación de mercados y de moneda sin que, prácticamente, se avance en crear una estructura presupuestaria importante (el presupuesto de la Unión Europea es, actualmente, de poco más del 1% del PIB del conjunto de países miembros). La implantación de una ecotasa en el ámbito europeo representaría un interesante mecanismo para dotar al presupuesto público europeo de relevancia macroeconómica.²⁹ Además, los propios impuestos ecológicos justifican muchas veces gastos adicionales por dos motivaciones muy interrelacionadas: para aumentar y acelerar los efectos de la política impositiva y para reducir sus efectos sociales negativos. Así, por ejemplo, los efectos de un aumento de los precios de los combustibles fósiles se verán acrecentados si el gobierno difunde información sobre posibilidades de ahorro de energía, invierte en sistemas de transporte público o subvenciona determinados programas de investigación y ahorro o directamente subsidia la comercialización de energías alternativas. Por tanto, nuevos ingresos ambientales justificarían y harían más necesarios determinados gastos en política ambiental sin que ello

²⁹ Esto es lo que se planteaba en un manifiesto de economistas europeos críticos con el tipo de integración europea que se está llevando a cabo y en el que un nuevo impuesto sobre la energía y otro sobre las transacciones en divisas (como el propuesto por Tobin), se citaban como candidatos destacados para dar una mayor base financiera a las instituciones europeas. *Memorandum of European Economists, Full Employment, Social Cohesion and Equity for Europe—Alternatives to Competitive Austerity*, mayo de 1997.

signifique que compartamos la idea de que los tributos ecológicos hayan de ser necesariamente "finalistas".

En especial, deben tenerse en cuenta los efectos distributivos (nacionales e internacionales) que tengan los impuestos ecológicos. Por ejemplo (véase el capítulo IX), ¿cuál sería el efecto sobre los ingresos de los países exportadores de petróleo y gas de un impuesto sobre emisiones de CO₂ en Europa, Estados Unidos y Japón? Y, pensando también en los países del sur exportadores de materias primas, ¿no sería buena idea imponer impuestos sobre agotamiento de esos "capitales naturales" (*natural capital depletion taxes*)?

REGULACIÓN E INCENTIVOS ECONÓMICOS: LOS ARGUMENTOS DE LOS ECONOMISTAS A FAVOR DE LOS INCENTIVOS ECONÓMICOS

En el análisis económico de la política ambiental se acostumbra distinguir entre la regulación normativa y los incentivos económicos (aunque, obviamente, en sentido amplio cualquier política es una forma de regulación) generalmente para pronunciarse a favor de los segundos, con los argumentos que revisaremos a continuación.

Con el término "regulación" se designan aquellos instrumentos que actúan fijando lo que se puede hacer o no, y penalizando (con multas, por ejemplo) los comportamientos que no cumplan con lo estipulado (un término frecuentemente utilizado es el de *command and control*). Esta es la forma más común de intervención pública —y con toda probabilidad seguirá siéndolo— e incluye muchos tipos de normativas. El ejemplo más obvio de regulación es la prohibición de determinados comportamientos, sea la producción de bienes (como los CFC o determinados pesticidas), el uso de técnicas (por ejemplo, la energía nuclear), la estipulación de normas de fabricación que afecten a las tecnologías y dispositivos anticontaminación exigidos (así puede especificarse que determinadas empresas utilicen sistemas de filtración de gases o aguas residuales) o a las características de los productos vendidos (puede exigirse que los coches lleven determinados catalizadores o que los electrodomésticos

especificquen sus consumos eléctricos). Estos tipos de control pueden ser, a veces, mucho más efectivos y fáciles de aplicar que el control de las emisiones de contaminantes. Es obvia la dificultad, por ejemplo, de medir las emisiones de ruido o gases de todos los vehículos privados, y fácil, en cambio, imponer determinados requisitos técnicos en su producción; o, quizás, incentivarlos gravando diferencialmente los vehículos.

Un tipo especial de regulación —de larga tradición en los Estados Unidos a través de la Environmental Protection Agency (EPA)— son los límites a las concentraciones de contaminantes para las empresas, tanto en las emisiones de humos como en las aguas residuales. Un ejemplo muy utilizado en los libros de economía ambiental —y del que aquí también haremos uso— es el de los límites basados en un total de emisión, es decir, se ponen límites al conjunto de empresas que emiten sus gases en determinada zona o que vierten sus aguas residuales en determinada cuenca, de manera que, en total, no superen la cantidad estipulada por la política ambiental. Sin embargo, en los Estados Unidos no ha sido ésta la forma tradicional de fijar los estándares ambientales para las empresas; más bien han estado "basados en la tecnología".³⁰ El sistema habitual ha sido establecer comisiones de estudio para diferentes actividades productivas con el fin de llegar, después del análisis de las tecnologías disponibles, sus costes monetarios, emisiones asociadas y la consulta a los grupos de interés afectados, a determinar las emisiones máximas permitidas por unidad de producto (o de materia prima utilizada). El concepto clave utilizado en tal política es el de la *mejor tecnología disponible*, pero siempre con algún calificativo similar al de "económicamente accesible o alcanzable". La idea es que los límites de emisión no se han de fijar teniendo en cuenta sólo las posibilidades técnicas, sino también que sus costes monetarios no sean desmesurados; pero, si existe una relación positiva entre exigencias ambientales y costes monetarios por unidad de producto, escoger la combinación de calidad ambiental/costes monetarios será una cuestión claramente conflictiva. Además, los estándares basados en la tecnología no suponen por sí mismos ninguna garantía de

³⁰ B. C. Field, *Economía ambiental*, McGraw Hill, 1995.

respeto de un límite al impacto ambiental agregado en una zona: si sólo controlamos —con base en criterios técnico-económicos— el nivel de emisiones por unidad de producción de los diferentes sectores, nada nos asegura que globalmente no superen un nivel determinado. El mismo estándar técnico supondrá mayores o menores emisiones según la coyuntura económica y las decisiones de localización de las empresas.

Cuando se trata de limitar y no de prohibir totalmente determinadas actividades, los economistas en general se han pronunciado a favor de los incentivos económicos frente a otras formas de política ambiental. Por incentivos económicos se entienden aquellas políticas que no se limitan a decir lo que está y lo que no está permitido hacer, sino que cambian los datos del mercado —precios y costes— que afectan las decisiones de los agentes económicos. El tipo de incentivo económico (a veces el término utilizado es "instrumento económico" o, incluso, "instrumento de mercado") más discutido —y al que aquí nos referimos— es precisamente el de los impuestos ambientales. No es, sin embargo, el único. Otros ejemplos son los mercados de derechos de contaminación y los sistemas de depósito o consignación. (Incluso un instrumento jurídico como la responsabilidad civil por daños ambientales puede, de hecho, considerarse un incentivo económico, en la medida en que intenta llevar a cabo la idea de "quien contamina, paga".)

En seguida veremos dos argumentos económicos a favor de los impuestos frente a la regulación. Sin embargo, *mutatis mutandi*, el mismo tipo de razonamientos podría aplicarse a favor de otros incentivos económicos y a otras áreas de política ambiental; por ejemplo, puede discutirse si el acceso a los parques naturales se debe regular por medio de un precio o por otros sistemas de racionamiento. Asimismo, en el área de gestión de recursos naturales uno puede confiar en políticas de incentivos económicos (p. ej., poner impuestos sobre la extracción de minerales o sobre la pesca o establecer cuotas de pesca comercializables) o en las regulaciones (cuotas de pesca o talas de madera máximas, estipulación de las artes de pesca permitidas o no). Tanto en el caso de la contaminación como en otros casos, los dos argumentos que veremos son importantes, pero no los únicos a la hora de decidir entre instrumentos alternati-

vos (p. ej., los aspectos distributivos, a los que nos referiremos en otro momento, son importantes).

*Comparación de un impuesto sobre la contaminación
y de un límite cuantitativo de emisión a las empresas:
el concepto de coste-eficiencia*

Se trata aquí de discutir acerca de los instrumentos de política económica ambiental, partiendo de la pregunta ¿de qué manera resulta más barato conseguir un objetivo? Es lo que se llama coste-eficiencia. No discutimos los objetivos físicos de emisiones (fijados desde fuera de la economía), sino el coste de alcanzar dichos objetivos.

El concepto "coste marginal de reducir la contaminación", ya explicado, nos servirá para entender por qué los economistas acostumbran ver con mejores ojos los "instrumentos económicos" de reducción de la contaminación que las normas administrativas que fijan un determinado límite cuantitativo para todas las empresas. Para ello hay que partir de que lo realista es suponer que los costes de reducir la contaminación son diferentes —sobre todo a corto plazo— para las empresas (y que éstas no tienen el menor interés en revelarlos a la administración, por lo que la información es asimétrica).

La autoridad competente podría adoptar una política muy ecológica y exigir, por ejemplo, que la contaminación por SO_2 se reduzca a 0. Si la única manera de no producir SO_2 fuera dejar de generar electricidad, sería una solicitud absurda, pero dejaría de serlo al haber otras formas de generarla. Supongamos, sin embargo, que la autoridad competente cede a los ruegos de las empresas (o de los trabajadores de la minería del carbón), que no quieren cargar con los altos costes de dejar de emitir totalmente SO_2 , o que considera que por debajo de cierto umbral de emisiones los daños ambientales son muy pequeños o incluso inexistentes, y marca un objetivo más moderado: reducir las emisiones en determinada cantidad. ¿Cómo conseguir el objetivo de reducción?

Una posibilidad es establecer una *norma cuantitativa* para que todas las empresas de la región disminuyan las emisiones

en la misma cantidad (o en el mismo porcentaje). La carga de reducir la contaminación puede repartirse de muchas formas, a condición —para que pueda calificarse de política ambiental— de que la suma total de emisiones permitidas sea menor que la existente (o, al menos, menor que la prevista en ausencia de restricciones). Así, las empresas adquieren un derecho implícito a contaminar (gratuitamente) una determinada cantidad; si se pasan, habrá multa, cierre de la empresa o cárcel.

Supongamos que en la región sólo hay dos empresas que generen un mismo contaminante —por ejemplo SO_2 — y que sus costes de reducir la contaminación son:

$$C(x) = 2x^2 \quad C_{\text{marg}}(x) = 4x$$

$$C(y) = y^2 \quad C_{\text{marg}}(y) = 2y$$

donde x y y representan la reducción en unidades de contaminación totales de la empresa 1 y 2, respectivamente.

(Para entender el argumento, la forma más sencilla es suponer que las dos empresas seguirán produciendo lo mismo, pero con menores niveles de contaminación, de manera que los costes representan costes monetarios adicionales para controlar la contaminación.)

Si, por ejemplo, las emisiones iniciales son igual a 30 para cada una de las empresas y queremos que las emisiones *totales* se reduzcan a la mitad, una posibilidad de conseguirlo es obligar a cada empresa a reducirlas en 15 unidades. El coste total para las empresas es, entonces, de 675 unidades monetarias ($450 + 225$). Sin embargo, existen también otras formas para reducir la contaminación con *el mismo objetivo físico* y menor coste.

Si ponemos un impuesto t por unidad de contaminación intuitivamente se verá que a la empresa 1, cuyos costes de descontaminación son mayores, le conviene reducir menos la emisión de SO_2 que a la empresa 2, que preferirá reducir más la contaminación —aunque le suponga costes adicionales— y pagar menos impuestos. Formalmente diremos que a las dos empresas les interesa reducir la contaminación mientras el coste marginal de descontaminar sea inferior al impuesto, es decir, mientras lo que les cuesta reducir la contaminación quede más

que compensado por lo que se ahorran pagando menos impuestos.³¹ En nuestro ejemplo, hasta el momento en que:

$$4x = t \text{ y } 2y = t.$$

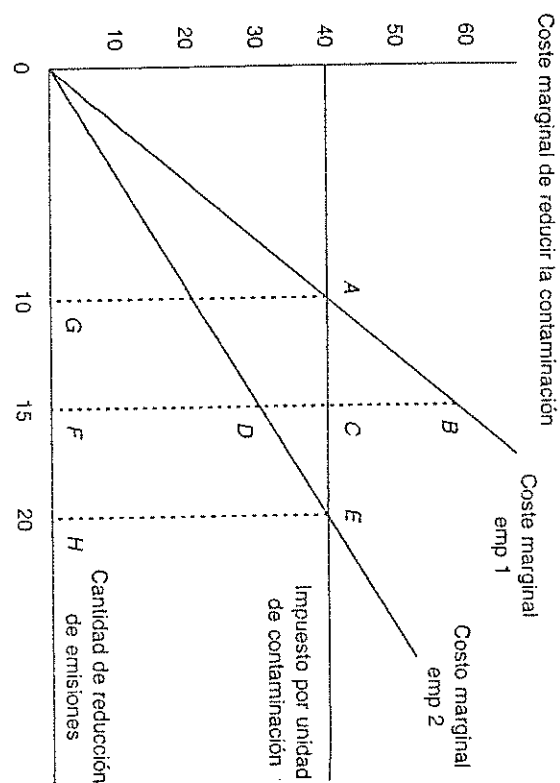
Si el nivel de impuesto es $t = 40$, entonces $x = 10$, $y = 20$, de manera que tenemos el mismo resultado conjunto que con la norma común antes planteada, pero con un coste total menor: en este caso de $200 + 400 = 600$. Desde el punto de vista social el instrumento del impuesto aparece como más *coste-eficiente*, y se han ahorrado 75 en costes. El impuesto funciona como una especie de permiso para contaminar, pero ¡no gratuito! La empresa contaminadora decide cuánto contaminar, pero sabe que contaminar tiene un precio.

Gráficamente la situación de la norma común obliga a la empresa 1 a situarse en el punto B y a la empresa 2 en el punto D , cuando es más económico que la empresa 1 se sitúe en el punto A y la empresa 2 en el punto E ; el ahorro de costes de descontaminación viene dado por la diferencia entre las áreas $ABFG$ y $DEHF$ (véase la gráfica III.7).

Desde el punto de vista *distributivo*, las empresas (o al menos la mayoría) se ven más perjudicadas por el impuesto, que las obliga a pagar por todas las unidades de contaminación, más que por la norma común que les permitía un nivel de contaminación gratuito: ¡no es extraña la oposición generalizada de las empresas a pagar impuestos ecológicos! En el cuadro III.3 comparamos los dos instrumentos desde el punto de vista distributivo (aunque no tenemos en cuenta que las empresas tenderán a repercutir el impuesto —o los costes de descontaminación— en el precio del kwh y que, por tanto, los consumidores se verán afectados. Dejamos por ahora esta cuestión).

³¹ Una posibilidad extrema es que para una empresa la alternativa sea evitar totalmente la contaminación en cuestión o continuar exactamente igual. En este caso, la reducción de la contaminación no sería una función continua del nivel de impuesto: existiría un valor crítico del impuesto por debajo del cual nada cambiaría y a partir del cual la emisión del contaminante pasaría a ser cero. En general, si el coste marginal de reducir la contaminación no es creciente, entonces la igualdad entre impuesto y coste marginal no es condición necesaria ni suficiente para la minimización de costes de la empresa.

GRÁFICA III.7. Norma cuantitativa de reducciones de emisiones versus impuesto por unidad de contaminación



En este ejemplo las empresas salen perjudicadas con el impuesto porque, aunque el coste total que han de asumir para reducir la contaminación es 600, hay una redistribución de 1 200 unidades monetarias de las empresas contaminadoras al Estado (que, desde luego, podría provocar cambios "no marginales" en el nivel de producción, como el cierre de alguna de las empresas, y cambios en el nivel de precios que repercutirían en los consumidores, como veremos más adelante). En general, las empresas prefieren la regulación directa a los impuestos (en otros ejemplos podría resultar que alguna o algunas de las empresas saliesen beneficiadas con el impuesto en relación con la norma común, aunque como mínimo una parte del ahorro de costes pasa al Estado —digamos, con ingenuidad, a la sociedad— en forma de impuestos) y, por supuesto, aún prefieren más las subvenciones que, como veremos, revierten el principio "quien contamina, paga" por "quien contamina menos, cobra".

Un punto clave es que el pago de impuestos por valor de 1 200 unidades monetarias es un coste monetario para las empresas,

CUADRO III.3. Comparación de los efectos producidos por distintos instrumentos de política ambiental para las empresas

Norma común de reducción (15 unidades)					
	Reducción de contaminación	Nivel final de contaminación	Coste	Impuesto	Reducción de beneficios
Empresa 1	15	15	450	—	450
Empresa 2	15	15	225	—	225
TOTAL	30	30	675	—	675
Impuesto de cuantía $t = 40$					
	Reducción de contaminación	Nivel final de contaminación	Coste	Impuesto	Reducción de beneficios
Empresa 1	10	20	200	800	1 000
Empresa 2	20	10	400	400	800
TOTAL	30	30	600	1 200	1 800

pero no puede considerarse un coste social cuando se comparan políticas alternativas; a diferencia de los recursos que se destinan a reducir la contaminación, y que se dejan de utilizar para otros usos, los ingresos impositivos están disponibles para, por poner dos ejemplos, construir escuelas o contratar médicos. Pero hay también la alternativa que ya vimos de que los impuestos sean *devueltos* a las empresas en vez de gastados por el Estado.

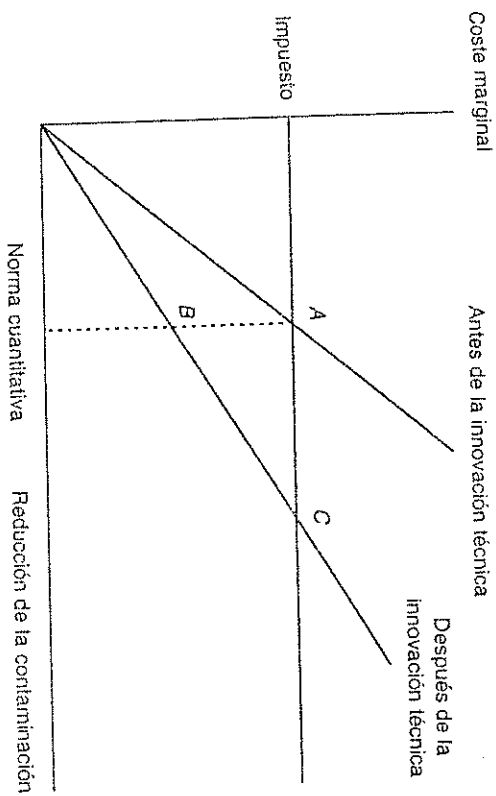
El incentivo para reducir la contaminación y el estímulo a la innovación

Otra ventaja del sistema de impuestos, quizá la más importante, frente a las limitaciones cuantitativas, es que el primero incentiva la reducción de la contaminación, sea cual fuere el nivel de ésta. En cambio, el límite cuantitativo incentiva dicha reducción *sólo hasta el nivel* que marca la ley. Ante una norma, sólo cabe cumplirla o no cumplirla. Cuando contaminar tiene un precio, en cambio, reducir la contaminación siempre supone un ahorro (que deberá compararse con el coste de reducirla).

Si la ley fija que las emisiones de una empresa no deben superar el nivel 15, nada se gana reduciéndolas por debajo de dicha cifra. Desde luego, las regulaciones pueden hacerse cada vez más estrictas (y las empresas adelantarse a ellas para tener la "ventaja de mover primero", estando ya adaptadas a nuevas regulaciones cuando éstas aparezcan). Sin embargo, el incentivo para ir más allá de la norma está siempre ligado a futuros cambios normativos. Con los impuestos no se requiere de aquéllos (ni siquiera de la expectativa de dichos cambios) para que exista el incentivo de reducir más la contaminación.

Imaginemos una situación en la que aparece una innovación que permite reducir la emisión de un determinado contaminante con un menor coste, como en la gráfica III.8. Si existe un límite máximo de emisión, la innovación no tendría efecto sobre el nivel de contaminación: se pasaría del punto A al punto B, sin otro efecto que reducir los costes para la empresa que se adaptara a la normativa; ésta podría hacerse más estricta, pero posiblemente establecer un nuevo estándar ambiental sería un

GRÁFICA III.8. Efectos del abaratamiento de reducir las emisiones con impuestos y con normas cuantitativas



proceso lento y conflictivo. Con el impuesto se llegaría al punto C, de menor impacto ambiental. Es más, cuando la introducción de la innovación comparta una inversión inicial es posible que sólo sea rentable introducirla si existe el impuesto.

Límites de los argumentos anteriores

Los argumentos anteriores llevan a afirmar que los impuestos presentan una forma "eficiente" de reducir la contaminación. Al primero de ellos nos podemos referir como "eficiencia estática", pero también se le conoce como "teorema de Baumol-Oates", (Vale la pena advertir que el teorema implicaría la misma tasa impositiva por unidad de contaminación, sólo si el daño ambiental dependiese únicamente de las emisiones totales, sin importar la distribución entre diferentes focos contaminadores. Si, como es frecuente, nos importa no sólo el total de contaminantes sino su distribución espacial, entonces la eficiencia exigiría tasas diferenciales acordes con el daño marginal de cada emisión. Lo

que comportaría obviamente más dificultades administrativas.) Para el segundo argumento se puede utilizar el término "eficiencia dinámica".

Una de las objeciones importantes es que estos argumentos suponen, como la mayor parte de la teoría microeconómica, que las empresas están en una situación estricta de minimización de costes; es decir, que optan por aquella alternativa que les supone los menores. Aunque en situaciones muy competitivas éste puede ser el caso (al menos a la larga), la situación habitual es que las empresas se comporten siguiendo determinadas ruinas y, según las presiones a que se vean sometidas, aprovecharán más o menos las oportunidades de reducir costes. (Herbert Simon se refirió hace décadas a dicho comportamiento como de "racionalidad limitada" o como caracterizado por la búsqueda de soluciones "satisfactorias" más que por inviables soluciones "maximizadoras".) No es descartable que una empresa que ha de soportar un nuevo impuesto sobre la contaminación simplemente lo repercuta sobre el precio, aun cuando hubiera podido reducir su contaminación de forma muy fácil, con un ahorro neto. Puede ser también, que la reducción de impuestos ambientales no esté entre las prioridades de la empresa y que por tanto tienda a comportarse igual que antes, lo que es especialmente probable si los impuestos ambientales representan una parte pequeña de los costes totales y si la empresa actúa en un mercado poco competitivo. La regulación normativa, en cambio, que exige un determinado comportamiento a riesgo de multas o de otras sanciones administrativas o incluso penas de cárcel, supondrá una presión externa mucho más directa para cambiar de conducta.

Eficiencia y efectividad

Cuando se habla de política ambiental se suele distinguir entre "efectividad" y "eficiencia". Por efectividad se entiende que, una vez fijado un objetivo, se tiene la garantía de que el instrumento lo conseguirá. Eficiencia, en cambio, es lograr el objetivo al menor coste. En nuestro caso hemos desarrollado el ejemplo suponiendo que el tipo de regulación consistía en repartir el

objetivo físico de emisiones entre los diferentes focos de emisión; si así fuese, la efectividad sólo dependería de la capacidad de control del comportamiento de dichos focos emisores. Los impuestos actúan, en cambio, de forma mucho más indirecta, ya que lo máximo que pueden hacer las autoridades son previsiones sobre cómo reaccionarán las emisiones ante diferentes tasas impositivas. Como no conocen los costes de reducción de las empresas ni hasta qué punto se comportarán "racionalmente" (ni las elasticidades-precio de las demandas, que son muy relevantes, como veremos), sólo podrían conseguir el objetivo ambiental tras un difícil proceso de prueba y error. Los impuestos son modificables, pero no es políticamente fácil hacerlo, y un elevado grado de incertidumbre sobre los impuestos futuros puede ser muy negativo para las empresas, que han de planificar sus inversiones.

Por tanto, así como en términos de eficiencia hay argumentos a favor de los impuestos, en términos de efectividad la venta juega a favor de la regulación directa. Sin embargo, como ya hemos dicho, el tipo de regulación que en la práctica ha dominado (normas basadas en consideraciones tecnológicas) tiene resultados agregados mucho más impredecibles que el tipo de regulación considerada en nuestro ejemplo.

PERMISOS DE CONTAMINACIÓN COMERCIALIZABLES

Los permisos (licencias o derechos) de contaminación comercializables son otro instrumento de política económica ambiental alternativo a los estándares o normas cuantitativas obligatorias que dan lugar a multas u otras penas, si no se respetan. Los permisos de contaminación comercializables permiten, como los impuestos, alcanzar una determinada reducción de emisiones (decidida desde fuera de la economía) de una manera menos costosa, es decir, más "coste-eficiente", que las normas cuantitativas.

Veamos cómo funcionaría un mercado generalizado de derechos de contaminación de, por ejemplo, dióxido de azufre, como en realidad ya existe en los Estados Unidos. La situación es la siguiente: existe un nivel de emisiones (medidas, por ejemplo,

en toneladas anuales) que se considera excesivo, y la autoridad competente en la materia anuncia que para reducirlas no se establecerá una norma obligatoria para los contaminadores (en realidad, la política se centra normalmente sólo en el control de los más importantes), ni tampoco un impuesto, sino un nuevo sistema, a primera vista muy escandaloso, como es el de los permisos o licencias que se pueden vender o comprar.

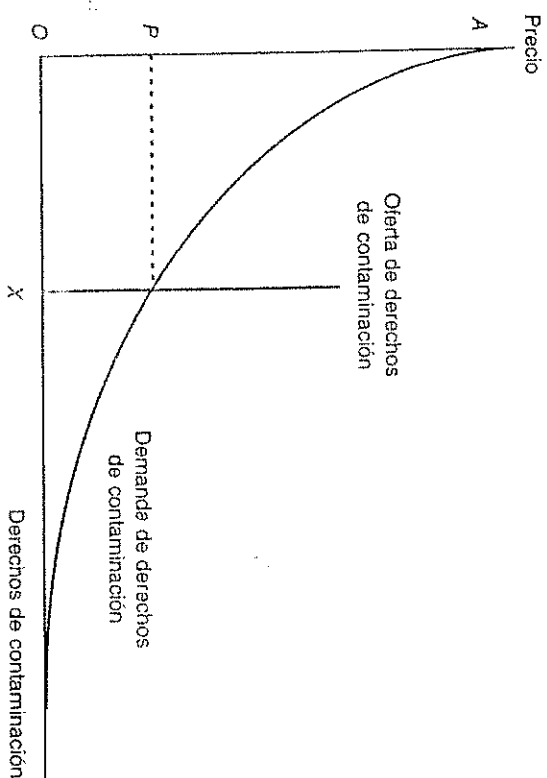
Obviamente, el primer paso es saber cuántas licencias se van a permitir o, lo que es lo mismo, qué cantidad de emisiones de SO_2 en toneladas/año se permitirán. Desde fuera de la economía, a través de un proceso científico-político de evaluación social, se decide que el total de contaminación será, por ejemplo, 50% menor a la existente. ¿Cómo poner en circulación los derechos?

Podrían subastarse entre las empresas de la región, pero generalmente se plantea una distribución gratuita entre los diferentes contaminadores, digamos las diferentes empresas, según algún criterio, como el de las cuotas históricas de contaminación; por ejemplo, todas las empresas contaminarán 50% menos. Este tipo de distribución, sin embargo, puede cuestionarse alegando que "premia" a las empresas que en el pasado se han preocupado menos por disminuir la contaminación, ya que ahora tienen más permisos iniciales. Por otro lado, esas empresas ya tenían una especie de derechos *de facto*, de los que serían "expropiados" si se les obliga a comprar permisos. Podrían aplicarse otros criterios: a las empresas que tienen la misma actividad —como generar electricidad— se les darían permisos según la potencia instalada (o según los kwh producidos el año anterior o el promedio de años anteriores), diferenciando o no según el tipo de combustible utilizado por la central térmica. En definitiva, una importante fuente de conflicto *entre las empresas* es cómo distribuir los derechos iniciales. Pero, se distribuyan como se distribuyan, si existe un mercado de derechos, contaminar tiene siempre un precio para las empresas, precio efectivo cuando una empresa ha de pagar para contaminar más, o un precio en términos de coste de oportunidad, de ingresos que dejan de percibirse, cuando una empresa decide no reducir la contaminación. Por tanto, es un sistema que crea incentivos para reducir la contaminación, *sea cual sea el nivel de contaminación de la empresa*.

Para entenderlo, y para compararlo con el sistema de impuestos, pensemos en la demanda de permisos de contaminación (gráfica III.9), la cual corresponde a los costos marginales sociales de descontaminación. Al precio 0, derechos o permisos gratuitos, las empresas tienen una demanda que corresponde a la contaminación que existiría sin *ninguna* política ambiental; cuando el "precio" aumenta (sea en forma de impuestos o porque hay un mercado de derechos), la demanda disminuye; si el precio es p , es de esperar que las empresas reduzcan la contaminación mientras su coste marginal de reducirla sea inferior a p ; esto determinará la demanda. Si el precio es tan elevado como OA , entonces ninguna empresa contaminará. La política de impuestos consiste en fijar el precio; la política de derechos de contaminación, por el contrario, fija la cantidad, de manera que tenemos una oferta rígida y derivada de ésta, el precio.

Volviendo al ejemplo utilizado en la comparación del sistema de impuestos y del estándar para todas las empresas, describiremos con más detalle el sistema del mercado de permisos.

GRÁFICA III.9. El mercado de derechos de contaminación



Supongamos de nuevo dos empresas, o mejor —para que el mercado se aproxime a la situación de competencia perfecta— un gran número de empresas que corresponden a alguno de los dos tipos, en lo que se refiere a los costes de disminuir un determinado contaminante:

$$\begin{aligned} C(x) &= 2x^2 & C_{\text{marg}}(x) &= 4x \\ C(y) &= y^2 & C_{\text{marg}}(y) &= 2y, \end{aligned}$$

donde x y y representan la reducción en unidades de contaminación totales de las empresas tipo 1 y 2, respectivamente.

Suponemos también que la contaminación inicial de cada empresa es de 30, y que hay igual número n de empresas de cada tipo.

Imaginemos que inicialmente se distribuyen derechos a_x y a_y para los dos tipos de empresas, de forma que

$$a_x + a_y = 30,$$

(lo que implica reducir la contaminación a la mitad). Las empresas reducirán sus emisiones en una cantidad:

$$\begin{aligned} x &= 30 - a_x + z_x \\ y &= 30 - a_y + z_y, \end{aligned}$$

donde z_x y z_y representan las cantidades compradas (si es negativo) o vendidas (si es positivo) de derechos.³²

Si el precio del derecho es p , las empresas reducirán sus costes si minimizan el total de costes que les supone la política ambiental, los de reducir la contaminación más los de comprar derechos (si los venden es un beneficio que se resta a los costes).

³² La restricción no es, en realidad, que la reducción de emisiones sea igual a los derechos iniciales más (menos) los adquiridos (vendidos) sino que, como *minimum*, sea igual a dicho valor. Si los derechos no caducan, sino que pueden utilizarse en otros periodos (véase posteriormente), las empresas pueden estar interesadas en no utilizar todos sus derechos. Cuando los derechos no son acumulables para el futuro, un precio positivo sí implica, en condiciones de competencia perfecta, que las empresas estarán interesadas en usarlos o venderlos todos.

Se trata de minimizar:

$$2x^2 - p(x - 30 + a_x) \text{ o bien } y^2 - p(y - 30 + a_y).$$

Resalta que lo óptimo, como en el caso de los impuestos, es igualar el coste marginal de reducir la contaminación al "precio" de no hacerlo (efectivo, si se compran derechos; y de oportunidad por ingresos no percibidos, si se venden derechos):

$$\begin{aligned} 4x &= p; & x &= p/4 \\ 2y &= p; & y &= p/2. \end{aligned}$$

Así, se ha afirmado que el mercado de derechos permite hacer compatibles dos propiedades deseables: la eficiencia (como los impuestos) y la efectividad (como la regulación directa o estándares cuantitativos).

¿Cuál será el precio de equilibrio entre oferta y demanda de derechos? Aquel para el cual la suma de las z (positivas o negativas) sea 0:

$$n(p/4 - 30 + a_x) + n(p/2 - 30 + a_y) = 0,$$

que da por resultado

$$p = 80 - \frac{4(a_x + a_y)}{3},$$

que, si suponemos que el total de derechos iniciales es $n(a_x + a_y) = 30n$ (cuando la contaminación sin política ambiental era $60n$), dará un precio $p = 40$, lo que comporta contaminaciones finales de $x = 10$ y $y = 20$. En caso de que los derechos iniciales se distribuyesen igualitariamente $a_x = a_y = 30$, tendríamos que

$$\begin{aligned} z_x &= -5 \text{ (compra de permisos)} \\ z_y &= +5 \text{ (venta de permisos)}. \end{aligned}$$

La reducción de beneficios para las empresas sería de 400 (200 de costes de reducción y 200 por compra de permisos)

para las empresas tipo 1, y de 200 para las empresas tipo 2 (400 de reducción de la contaminación menos 200 de ingresos por venta de permisos). El sistema es para las empresas mejor que el del estándar (en general, no es peor, ya que siempre cabe no vender), y mejor que el sistema de impuestos como se ve si comparamos estos números con los del cuadro III.3.

A veces se insiste en que no importa cómo se distribuya inicialmente la cantidad global de permisos, subastándolos u observándolos según cualquier criterio. No sólo desde el punto de vista de la contaminación global —lo cual es evidente—, sino respecto a cómo finalmente se distribuirá la contaminación entre las empresas. Del ejemplo parece deducirse esto, pero hay que ir con cuidado. No es lo mismo que los derechos se "subastan" o que se regalen; no es lo mismo, desde luego, desde el punto de vista de los intereses de las empresas, pero tampoco el resultado será exactamente el mismo en términos de cantidad de contaminación de cada empresa, porque la propia curva de "demanda de contaminación" se verá afectada, ya que en el primer caso los costes de todas las empresas aumentan, mientras que en el otro algunas empresas tienen costes adicionales y otras, incluso, hacen negocio vendiendo derechos. Se supone, en el análisis marginal a corto plazo, que el número y tamaño de las empresas está dado, pero para saber cuánta contaminación habrá, lo que finalmente será decisivo será el tamaño de los sectores de actividad más contaminantes; y éste obviamente no es independiente de que a las empresas se les aplique o no de forma estricta el principio "quien contamina, paga", o que, en cambio, tengan algunos derechos gratuitos iniciales. Proporcionarlos gratuitamente a las empresas es concederles unas rentas de escasez que pueden interpretarse como un obstáculo a la entrada de competidores.

Por otro lado, en el ejemplo se sobrevaloran las propiedades de "coste-eficiencia" del sistema de permisos negociables, al menos por tres razones. La primera, que también afecta a los impuestos, y que ya se señaló, porque las empresas pueden actuar de forma "subóptima", sin minimizar costes. La segunda, porque no se puede olvidar que, aunque en teoría económica se acostumbraba suponer que las empresas dan la misma importancia a un precio efectivo que a un coste oportunidad, la realidad parece desmentirlo muchas veces y, normalmente, tiene más

efecto hacer pagar por contaminar que dar posibilidades de ahorrar reduciendo la contaminación.

La tercera razón por la que hay que relativizar las ventajas del mercado de permisos es porque dicho mercado, como cualquier otro, no opera sin "costes de transacción".³³ Por ejemplo, supongamos que para realizar una transacción, una operación de venta de un derecho, se ha de pagar una comisión a un intermediario, una cantidad fija m que es pagada por el vendedor.³⁴ El ingreso efectivo para el vendedor será $p - m$, inferior al pagado por el comprador, y el vendedor sólo decidirá disminuir la contaminación más allá de lo que le permiten sus permisos si el precio de éste le compensa el coste marginal de la reducción más el coste de transacción.

En el ejemplo antes utilizado, el precio de equilibrio sería mayor, de manera que se harían menos transacciones de las que de otra forma se producirían, y los costes del mercado absorberían parte de los beneficios del sistema de permisos, aunque obviamente las transacciones beneficiarían, en principio, a las empresas implicadas respecto a la situación inicial.

Las nuevas condiciones de minimización de costes son:

$$\begin{aligned}x &= p/4 \\y &= (p - m)/2.\end{aligned}$$

Puede demostrarse que el nuevo precio de equilibrio que corresponde a nuestro ejemplo es:

$$p = 40 + 2m/3.$$

Si, por ejemplo, la distribución inicial de permisos es de 15 unidades de contaminación para cualquier empresa, podemos ver las transacciones y reducción de contaminación que corresponden a diversos costes de transacción:

³³ R. Stavins, "Transaction costs and tradable permits", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 29, 1995, pp. 133-148.

³⁴ Los costes marginales de transacción podrían ser variables, decrecientes o hay "economías de escala" en los costes de venta de permisos) o crecientes. Estos casos son discutidos en el artículo citado de Stavins, donde se muestra cómo la contaminación final se hace, entonces, muy dependiente de la forma como se distribuyen inicialmente los permisos.

<i>m</i>	<i>p</i>	<i>p - m</i>	compra o venta	<i>x</i>	<i>y</i>
3	42	39	4.5	10.5	19.5
12	48	36	3	12	18
24	56	32	1	14	16
30	—	—	0	15	15

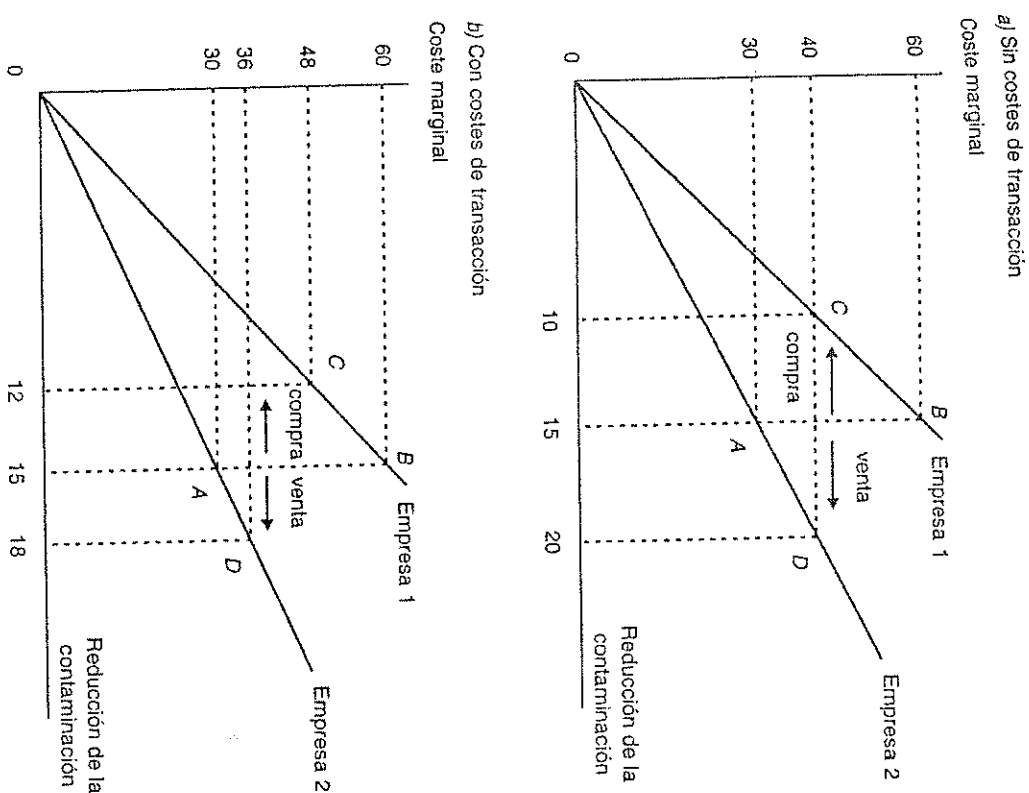
En la gráfica III.10 comparamos el resultado sin costes de transacción con el que se produciría con unos costes de transacción de 12 unidades; en ambos casos los puntos A y B representan las reducciones que se han de producir si no se compran ni venden permisos, y que suponemos iguales a 15; C y D representan las reducciones finales, una vez comprados y vendidos los permisos.

Uno de los problemas prácticos, planteados en el debate sobre estos mercados, se refiere a que si son pocas las empresas que intervienen, pueden darse prácticas oligopólicas de estrategias de precios o de acumulación de derechos (lo cual no tendría por qué ser negativo desde el punto de vista de la política ambiental, pero sí lo es desde otros puntos de vista), o para perjudicar a empresas ya existentes o para utilizarlos como barreras de entrada para nuevas empresas (lo que podría solucionarse si la administración se guardase una parte de los derechos para venderlos a nuevas empresas).

Una diferencia del mercado de derechos respecto al sistema de impuestos es que con el primero sabemos cuál será el nivel final de contaminación (que no se ve afectado ni por la inflación ni por la coyuntura económica), mientras que con el segundo no. Ello es una ventaja desde el punto de vista de la política ambiental, aunque no hay que olvidar que no sólo es importante saber cuánto se reducirá la contaminación en un periodo determinado, sino también cuánto costará a las empresas; si la "curva de demanda de contaminación" fuese muy inelástica, una pequeña diferencia en el objetivo ambiental provocaría un cambio importantísimo en el precio de los derechos.

El instrumento de los mercados de derechos de contaminación, tal como lo hemos explicado, y tal como se ha implementado en la práctica, otorga un papel importante al mercado,

GRÁFICA III.10. Resultado de un mercado de permisos de contaminación con y sin costes de transacción



pero no se ha de confundir en absoluto con la negociación coasiana explicada anteriormente. Aquí la oferta, el nivel de contaminación, viene decidido desde fuera de la economía a

través de un debate científico-político. De hecho, en ese mercado podrían irrumpir otros compradores, por ejemplo grupos ambientalistas que comprarán e inutilizarán derechos, lo que tendría el efecto de reducir la contaminación y hacer subir el precio de los permisos (siempre que el gobierno no ampliara la oferta); pero, en cualquier caso, el papel del mercado para determinar el *nivel total* de contaminación es muy limitado (aunque fundamental para determinar cómo se distribuye).

EXPERIENCIAS PRÁCTICAS

El mercado de permisos de contaminación es el instrumento económico de política ambiental que más interés ha despertado en los Estados Unidos a diferencia de lo que ha ocurrido en Europa, donde el debate —y la práctica— se ha centrado en los impuestos.

El origen práctico de dichos permisos está en la flexibilización de las normas de control de la contaminación atmosférica —y, en especial, de emisiones de SO_2 — por parte de la EPA en los Estados Unidos. El sistema tradicional de control era el de las restricciones cuantitativas, de manera que para reducir las emisiones la política consistía en establecer normas cada vez más estrictas que debían cumplir todas las plantas productivas. Como hemos visto, este sistema es criticable, con buenas razones, por ser muy costoso. En algunos casos se aceptó que una empresa con dos fuentes de emisión en una misma región (lo que se ha llamado *bubble* o "burbuja") cumpliera los objetivos de forma global y no en cada punto concreto: si en una planta es más fácil reducir la contaminación que en la otra, ¿por qué no permitir que la reducción sea mayor en la primera, siempre que no se ponga en peligro el objetivo global de reducción? Más tarde se permitieron también algunas negociaciones bilaterales —que debían tener la aprobación de la EPA— entre diferentes empresas: si una empresa ha de contaminar como máximo una cantidad x y otra empresa una cantidad y , ¿por qué no permitir una negociación entre las dos empresas, según la cual la empresa 1 acepta contaminar $x + c$ a cambio de que la empresa 2 le compense monetariamente para contaminar $y + c$? Podemos decir que la empresa 2 le ha comprado a la 1 el derecho a

contaminar c unidades adicionales. Si se han puesto de acuerdo, ambas han mejorado sin que la política ambiental, que se preocupa por las *emisiones totales* en la región, se vea perjudicada (estamos suponiendo que los efectos son totalmente independientes de cómo se distribuya geográficamente el total de emisiones, lo cual no es exacto): se ha dado lo que los economistas llaman una mejora paretoiana.

Un ejemplo internacional del mismo tipo es el del Protocolo de Montreal, firmado en 1987 y en el que se contemplaba reducir hasta eliminar —con excepciones— las emisiones de CFC, pero también la posibilidad de que los países transfiriesen a otros su cuota de producción. Más recientemente, la misma posibilidad se ha planteado en las negociaciones sobre el cambio climático: la idea, que ha generado considerables protestas, es que países como los Estados Unidos flexibilicen sus —más que modestos— compromisos negociando con países como Rusia, cuyas emisiones han bajado por el colapso de la economía. La concreción de la mercantilización de derechos de CO_2 ha estado, pues, totalmente alejada de la idea planteada desde hace años por algunos ecologistas como Agarwal y Narain (y sobre la que volveremos en el último capítulo).

La experiencia práctica más relevante es la del mercado de derechos de emisiones de SO_2 , que vale la pena revisar.³⁵ La nueva Ley de calidad del aire, de 1990, decidió crear un mercado para el conjunto del territorio de los Estados Unidos que afectaba ya las emisiones correspondientes al año 1995. El programa tendría dos fases: en la primera (1995-2000) se verían afectadas las 110 centrales eléctricas (263 unidades de generación de electricidad) que más contribuían a las emisiones de azufre a la atmósfera. En una segunda fase (2000-2010) las centrales afectadas serían muchas más, alrededor de 1 000. (Las centrales térmicas no afectadas en cada fase y otras empresas

³⁵ Véase R. Rico, "The US Allowance Trading System for Sulfur Dioxide: An Update on Market Experience", *Environmental and Resource Economics*, vol. 5, 1995, pp. 115-129; G. Klaassen y A. Nemmen, "Creating Markets for Air Pollution Control in Europe and the USA", *Environmental and Resource Economics*, vol. 10, núm. 2, 1997, pp. 125-146; T. Schmalensee et al., "An Interim Evaluation of Sulfur Dioxide Emissions", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 12, 1998.

podían adherirse voluntariamente al programa y, en caso de demostrar que reducían sus emisiones por debajo de lo que correspondía según las regulaciones correspondientes, podían "vender" a otras empresas este "esfuerzo" adicional, lo que sin duda plantea un problema de "selección adversa", ya que tenderán a adherirse las empresas que de todas formas hubiesen reducido sus emisiones.) El ambicioso objetivo consiste en reducir, ya en una primera fase, las emisiones en 45% respecto a los niveles existentes en el momento de aprobarse la ley: de 16.5 millones de toneladas en 1990 a 9 millones en el año 2000.

Las empresas reciben gratuitamente una cantidad de permisos o derechos (1 permiso = 1 tonelada de SO_2) en función de sus emisiones históricas). Cada permiso se refiere a un año específico y da derecho a emitir una tonelada durante ese año o posteriormente (esto se llama *banking*: los derechos no caducan, de manera que los no utilizados ni vendidos durante el año se utilizan en el futuro). La EPA recibe en cada momento información de los permisos que tiene cada empresa y controla las emisiones efectivas; las empresas están obligadas a instalar sistemas continuos de medida de emisiones y, si exceden los límites, han de pagar una multa importante (\$2 000/tonelada) y las emisiones excedentes se descuentan del año siguiente.

Un tema importante es el del alcance geográfico del mercado: un tamaño más grande hará, en principio, que el mercado sea más competitivo, pero también puede provocar excesivas concentraciones de la contaminación. El actual programa de reducción dio lugar cuando era un proyecto, a muchas discusiones sobre este problema. La solución adoptada fue la de crear un mercado para todo Estados Unidos; al parecer, el temor de una excesiva concentración en determinadas áreas no se ha producido, aunque la reducción no se ha concentrado allí donde hubiera sido más prioritario. Dos factores que han favorecido que en ninguna área aumentasen significativamente las emisiones son, por un lado, lo ambicioso del objetivo global de reducción y, por otro, el hecho de que a pesar de la creación del mercado, las empresas individuales siguen sometidas a ciertos máximos regulados. Además, es importante señalar que los permisos no se consideran legalmente como derechos absolutos de emisión.

sino que las autoridades locales pueden, si lo creen necesario por la evolución de los niveles de calidad ambiental, poner restricciones temporales al uso de dichos derechos.

Las empresas pueden obtener permisos de tres fuentes. La primera, por la distribución inicial. La segunda, por compras directas a la EPA, ya que ésta se reserva cerca de 3% de permisos para ser vendidos directamente en una subasta anual³⁶ o en venta directa a un precio prefijado cuando se cumplen determinadas condiciones, con lo cual se dificultan comportamientos de restricción a la competencia (por ejemplo, que una nueva empresa no pueda instalarse porque no se le venden derechos). La tercera es, evidentemente, el mercado secundario: unas empresas compran y otras venden al precio de mercado del momento que tiende a unificarse a medida que las transacciones son más habituales. Debe señalarse también que las transacciones no sólo afectan a permisos para el año en curso sino también a los utilizables en años futuros.

¿Cuál ha sido la experiencia práctica?³⁷ Los primeros intercambios aislados se dieron ya en 1992 e inicialmente hubo una gran dispersión de precios. Sin embargo, el mercado se ha vuelto mucho más activo y, hacia mitad de 1994, parece que se caracterizaba ya por tener un precio prácticamente único: por ejemplo, en las subastas los precios pagados tienen poca dispersión y se aproximan mucho a los de las transacciones entre empresas. Otro hecho que parece claro es que, al principio, se sobrevaloró mucho el coste económico de reducir las emisiones. Dos hechos lo avalan. El primero es que, inicialmente, las empresas acumularon para el futuro una gran parte de derechos (aproximadamente la tercera parte), lo que sólo se justifica si se espera que su precio crecerá —al menos a la tasa de interés—, pero la realidad es que, al menos hasta finales de 1997, los precios no sólo no crecieron sino que más bien tendieron a decrecer. En los debates previos del Congreso se hablaba de posibles precios de los permisos de \$500 o incluso \$1 000; en realidad, los pri-

³⁶ Los que quieren comprar fijan su precio de demanda y la EPA vende al mejor postor, de modo que se "vacía" el mercado y maximizan los ingresos (cada uno paga el precio máximo que decía estar dispuesto a pagar).

³⁷ Véase R. Samransene et al., "An Interim Evaluation of Sulfur Dioxide Emissions", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 12, 1998.

meros intercambios se hicieron a precios de \$300 y \$265, y luego tendieron a caer muy rápidamente para situarse en el intervalo de \$100-\$150. Más significativo aún es otro hecho: las empresas afectadas parecían preferir soluciones tecnológicas antes que acudir al mercado. Las importantes reducciones se debieron a medidas de desulfuración (45%) y de cambio de combustible (55%), sobre todo a carbones de menor contenido de azufre, y ello a pesar de que el coste medio de las inversiones de desulfuración fue muy superior al de adquirir derechos. La aparente contradicción se explica en parte quizás porque muchas compañías eléctricas son "empresas más minimizadoras del riesgo que del coste",³⁸ pero sobre todo porque las empresas, ante la nueva ley, se embarcaron en relativamente costosas inversiones de desulfuración ante equivocadas expectativas sobre los precios y también en contratos a largo plazo de provisión de carbón bajo en azufre.

Tanto el programa de los Estados Unidos como las propuestas de este estilo para enfrentar el efecto invernadero han generado muchas reacciones ideológicas negativas ante la idea de mercantilizar el derecho a contaminar. Aunque puede argumentarse que técnicamente los impuestos también ponen precio a la contaminación, y que los límites cuantitativos ponen implícitamente un precio 0 hasta el nivel de contaminación tolerado, la cuestión no es puramente técnica y, quizá, tienen parte de razón los que argumentan que ampliar la esfera del mercado a los problemas ambientales crea una cultura precisamente opuesta a la necesaria para reorientar la economía en un sentido más ecológico.

IMPUESTOS ECOLÓGICOS, PRECIOS RELATIVOS Y ELASTICIDAD DE LA DEMANDA

Hasta aquí hemos supuesto, siguiendo la tradición de muchos libros convencionales sobre economía ambiental, que los precios del producto estaban dados y las empresas individuales

³⁸ R. N. Stavins, "What Can We Learn from the Grand Experiment? Lessons from SO₂ Allowance Trading", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 12, 1998, p. 81.

ajustaban su producción y sus técnicas productivas partiendo de dichos precios como un dato. El supuesto, aunque nos ha permitido avanzar mucho en el análisis, impide tener en cuenta la que es en realidad una de las principales vías a través de las cuales la política ambiental puede tener impacto: alterar los *precios relativos* y con ellos las cantidades demandadas de los diferentes bienes.

El aumento del precio del producto se dará tanto en un sector en que las empresas tienen poder de mercado para repercutir los mayores costes en los precios, como en los mercados más competitivos, en los que los precios dependen (al menos a largo plazo) de los costes de producción. Ello es particularmente claro en el caso de los impuestos ambientales que analizamos en este apartado, pero también es verdad en el caso de cualquier política ambiental que suponga aumentar los costes para las empresas. En definitiva, el coste de reducir la contaminación acaba recayendo en los consumidores que utilizan los productos cuyo coste ha aumentado. Mayores precios comportarán, en igualdad de circunstancias, menores cantidades vendidas en una magnitud que depende de la *elasticidad-precio de la demanda* (que es la relación entre el cambio porcentual de la cantidad demandada y el cambio porcentual del precio).

Sea un impuesto sobre una mercancía (cuyo uso se supone tiene una relación importante con un determinado impacto ambiental) o sobre las emisiones asociadas a su producción. Si el impuesto supone un encarecimiento de su precio de x , expresado en tanto por uno, entonces provocará una disminución relativa x/E del uso del bien, donde E representa la elasticidad precio de la demanda.

En principio, cuanto mayores posibilidades de sustitución del bien existan, mayor será la elasticidad. Si hay un sustituto casi idéntico al bien que estamos gravando, pequeños aumentos del precio supondrían cambios radicales de la demanda (aunque en tales casos nos preguntaríamos si no sería justificado simplemente prohibir la variedad más problemática del producto).

Es importante señalar que la elasticidad-precio de la demanda no tiene por qué ser invariable. Lo razonable es pensar que los efectos de un aumento de los precios sobre la demanda probablemente no serán importantes hasta pasado un tiempo. En

otras palabras, la elasticidad-precio de la demanda es mayor a largo que a corto plazo. Von Weizsäcker y Jesinghaus³⁹ discuten el tema, en relación sobre todo con el encarecimiento de la energía y, especialmente, de algunas fuentes de energía (preguntándose, por tanto, por la elasticidad-precio de la demanda de energía, pero también por las elasticidades-cruzadas de la demanda entre las diferentes fuentes de energía).

La mayor elasticidad a largo plazo es patente en el caso de la energía, en el que los cambios en la demanda pueden requerir inversiones a largo plazo. De particular importancia es que se mantengan expectativas de aumento de los precios futuros, ya que éstas afectan las decisiones de inversión a largo plazo. Podemos distinguir cinco estadíos de ajuste de los consumidores, con fronteras no claramente definidas, pero que en general requieren de menos a más tiempo para actuar. Primero, simplemente los consumidores se ajustan para consumir menos energía (por ejemplo, dejan correr menos el agua caliente o se preocupan más de apagar la luz); segundo, el criterio de la eficiencia energética se vuelve más relevante al comprar bienes que consumen energía (coches, electrodomésticos...); tercero, los oferentes desarrollan bienes más eficientes energéticamente para responder a la demanda (coches, sistemas de calefacción, casas mejor aisladas...); cuarto, se impulsa la investigación y desarrollo de sistemas energéticos basados en energías renovables que permitan prescindir de los combustibles fósiles; por último, la localización de actividades, las infraestructuras y el modo de vida cambian para adaptarse a la situación de energía cara (sistemas de transporte público, menor distancia entre vivienda y trabajo, más producción local frente a importación de largas distancias, mayor descentralización de las actividades de ocio...). Por otro lado, es importante subrayar que el efecto sobre la demanda no se refiere tanto a disminuciones de ésta en términos absolutos, como a disminuciones respecto a la tendencia previsible.

Por otro lado, cuando la elasticidad a corto plazo es baja, los impuestos darán lugar a mayores ingresos, precisamente por

³⁹ E. U. von Weizsäcker y J. Jesinghaus, *Ecological Tax Reform*, Zed Books, Londres, 1992.

su escaso éxito en reducir el comportamiento contaminador. Entonces, los ingresos pueden destinarse precisamente a medidas para aumentar dicha elasticidad. Por ejemplo, elevados impuestos sobre el uso del coche pueden conllevar mayores fondos para el transporte público, lo que aumentará el efecto del impuesto y, al mismo tiempo, reducirá el posible impacto social negativo del encarecimiento del transporte privado.

Ahora nos referiremos a impuestos que afectan a las empresas gravando directamente sus emisiones contaminantes. Un sencillo ejemplo —que, como todos los que aparecen en el libro, es una caricatura reveladora de algún aspecto importante de la realidad— permite ver la importancia de dos factores: las posibilidades técnicas de control de la contaminación y las características de la demanda.

Supongamos seis empresas (o, mejor, seis tipos de empresa) que inicialmente producen cada una de ellas 100 unidades de una mercancía determinada (seis diferentes mercancías) y 1 000 unidades de un mismo contaminante. El coeficiente de emisión por unidad de producto es, pues, para todas ellas de $e = 10$.

Las empresas se diferencian en dos aspectos: la mayor o menor facilidad para disminuir la contaminación y la diferente elasticidad-precio del producto que venden. Suponemos tres posibilidades respecto a la contaminación: reducción "fácil", "difícil" e "imposible". En concreto, supondremos que las empresas que lo tienen más fácil para reducir la contaminación asumen, si reducen el coeficiente e , un coste adicional por unidad producida igual a

$$C(e) = (10 - e)^2/6.$$

Adviértase que si el coeficiente no se reduce ($e = 10$), el coste es 0 y que cuanto más pequeño sea e mayor será el coste.

Las que lo tienen más difícil tienen la función de costes

$$C(e) = (10 - e)^2/2.$$

Si lo expresamos en costes marginales, tendremos que las funciones respectivas serán

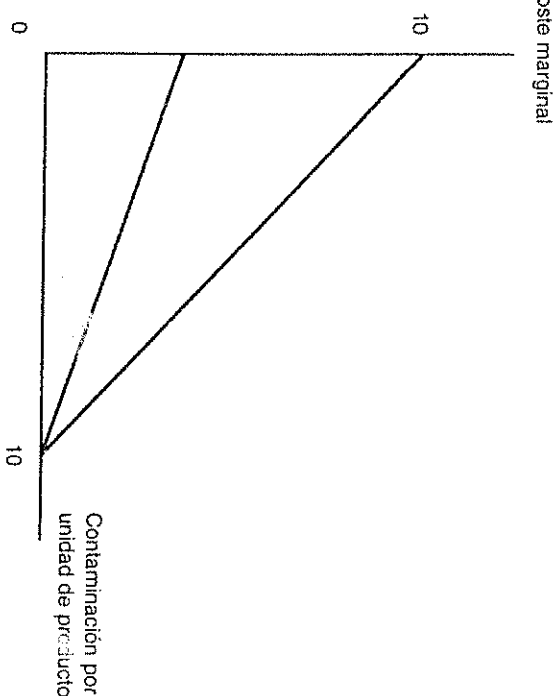
$$C_{\text{marg}}(e) = (e - 10)/3 \quad \text{y} \quad C_{\text{marg}}(e) = e - 10.$$

Como e siempre es igual o inferior a 10, las funciones tienen valor negativo porque representan no el coste de aumentar sino de disminuir e . En la gráfica III. 11 se representan ambas funciones en valor absoluto.

Por lo que se refiere a la demanda, consideraremos dos casos: demanda "elástica" y demanda "inelástica", que concretaremos con valores de la elasticidad-precio de la demanda (en valor absoluto) de 2 (es decir, la cantidad demandada disminuye en porcentaje el doble de lo que aumenta el precio) y 0.5 (disminuye en la mitad), respectivamente. Cruzando ambas características tendremos seis (tipos de) empresas, como se ve en el cuadro III. 4.

Partiremos de un precio igual de 100 para todas las empresas y de que se impone un impuesto por unidad de contaminación de 3: ¿qué efecto tendrá si los costes adicionales —sea en

GRÁFICA III. 11. Costes marginales de reducir la contaminación por unidad de producción para dos tipos de empresas



CUADRO III. 4. Tipos de empresas según sus costes para reducir las emisiones y su función de demanda

Tipo de empresa	Disminución contaminación por unidad de producto	Demanda
1	"fácil"	elástica
2	"fácil"	inelástica
3	"difícil"	elástica
4	"difícil"	inelástica
5	imposible	elástica
6	imposible	inelástica

forma de gastos para controlar la contaminación o de pagos impositivos— repercuten, como es de esperar sobre todo a largo plazo, totalmente en el precio? Para ello se ha de calcular previamente el nivel óptimo de control de la contaminación o, dicho a la inversa, el nivel de emisiones óptimo.

Para las empresas 1 y 2 se trata de determinar e , de modo que se minimice el coste total de adaptarse a la política ambiental (suma de los costes de reducir e , más los impuestos pagados), que por unidad de producto es

$$C(e) = (10 - e)^2/6 + 3e.$$

El resultado es que el nivel e óptimo es $e = 1$ (para el que se iguala el impuesto y el coste marginal de reducir la contaminación).

Para las empresas 3 y 4, el problema es similar y resulta un nivel $e = 7$. Para las empresas 5 y 6 obviamente se mantiene, por hipótesis, $e = 10$.

Los costes adicionales por unidad de producto son:

Tipo de empresa	Coste de reducción	Ecotasas	Total costes adicionales
1/2	13.5	3	16.5
3/4	4.5	21	25.5
5/6	0	30	30

El resultado final, teniendo en cuenta la elasticidad de la demanda, es el que se resume en seguida:

Tipo de empresa	Precio final	Cantidad vendida	Contaminación
1	116.5	67	67.00
2	116.5	91.75	91.75
3	125.5	49	343.00
4	125.5	87.25	610.75
5	130	40	400.00
6	130	85	850.00
TOTAL			2 362.50

La contaminación inicial de 6 000 unidades se reduciría globalmente en más de 60%. La reducción se concentra donde es más fácil reducirla y donde la demanda es más sensible al cambio de precio, sea porque el bien es menos necesario o porque existe menos "adicción" hacia él. Los casos extremos son las empresas del tipo 1 que reducen la contaminación en más de 90%, y las de tipo 6, para las que es imposible reducir la contaminación sin reducir la producción y que ofrecen un bien con demanda poco sensible a los cambios del precio, que la reducen en sólo 15 por ciento.

EL PRINCIPIO "QUIEN CONTAMINA, PAGA". IMPUESTOS FRENTE A SUBSIDIOS

Los impuestos son el instrumento que más se ajusta a la idea de que el que contamina debe pagar (aunque en absoluto se ha de entender como que paga exactamente por el daño ocasionado), un principio que desde hace décadas fue aceptado por la OCDE y que también hace años figura como criterio teórico básico en las declaraciones sobre política ambiental de la Unión Europea. Los sistemas de regulación directa y de permisos comercializables distribuidos gratuitamente responden al mismo principio de manera mucho más débil: son los que causan la contaminación los que deben asumir los costes de reducirla, según los límites marcados por la política ambiental;

por debajo de dichos límites, en cambio, es como si se otorgan derechos gratuitos de contaminación.

Los subsidios para disminuir los impactos ambientales representan, por su parte, el principio contrario: es la sociedad, a través de sus impuestos, la que financia que los contaminadores reduzcan la contaminación. Los principios latentes sobre lo que es o no justo, ligados a cada uno de estos incentivos son, pues, totalmente diferentes. Pero, ¿son al menos totalmente simétricos sus efectos sobre la contaminación? Tampoco, como veremos en seguida.

Imaginemos el mismo ejemplo del apartado anterior, pero con una diferencia: las empresas que reducen sus niveles de emisión por unidad producida por debajo de $e = 10$ reciben, por cada unidad producida, una cantidad monetaria igual a 3 veces las unidades de contaminación evitadas. (Pensemos en los enormes problemas prácticos que ello supondría: inicialmente las empresas más contaminantes recibirían más dinero sólo por reducir su contaminación de forma que el incentivo perverso sería aumentar la contaminación al máximo antes de que la política de subvenciones se instaurase.)

El "precio"—no efectivo, sino en términos de coste de oportunidad—de cada unidad de contaminación sería igual al subsidio $s = 3$. Las empresas 1 y 2 desearían maximizar la cantidad

$$s(10 - e) - (10 - e)^2/6.$$

El resultado es que para un subsidio 3, lo mejor es igualarlo al coste marginal de reducir la contaminación, con lo que se llega al mismo resultado $e = 1$. Para las empresas 3 y 4 el resultado es también el mismo: $e = 7$.

Las reducciones de costes por unidad de producto son:

Tipo de empresa	Subvenciones	Coste de reducción	Total reducción costes
1/2	27	13.5	13.5
3/4	9	4.5	4.5
5/6	0	0	0

El resultado final, teniendo en cuenta la elasticidad de la demanda, es el que se resume en el cuadro siguiente:

<i>Tipo de empresa</i>	<i>Precio final</i>	<i>Cantidad vendida</i>	<i>Contaminación</i>
1	86.5	127	127
2	86.5	106.75	106.75
3	95.5	109	763
4	95.5	102.25	715.75
5	100	100	1 000
6	100	100	1 000
TOTAL			4 081.5

El mismo "precio" por contaminar tiene mucho más efecto en forma de impuesto que de subsidio. En nuestro ejemplo, una reducción de más de 60% en el primer caso y de aproximadamente 32% en el segundo. ¿A qué se debe la diferencia? En el primer caso hay dos efectos que actúan en la misma dirección: las empresas están incentivadas a utilizar técnicas menos contaminantes y, además, el aumento de sus costes se traduce en menores ventas, lo que refuerza el primer efecto: los precios relativos de los sectores que generan el contaminante se incrementan. En el caso de las subvenciones, en cambio, existen dos efectos que actúan en dirección opuesta: las empresas están incentivadas a utilizar técnicas menos contaminantes, pero reciben dinero que reduce sus costes y expanden las actividades contaminantes. (En casos extremos no se podría descartar que el efecto no previsto del subsidio fuese el de aumentar la contaminación total, aun reduciendo la contaminación por unidad de producto.) Las diferencias entre los efectos de los dos instrumentos económicos son más acusadas cuanto más elástica es la demanda respecto al precio.

Hay formas muy diferentes de subsidios. Una cosa es una política ambiental basada sólo en comportamientos voluntarios derivados del incentivo de los subsidios, cuestionable en términos de justicia y con posibles efectos contraproducentes, y otra cosa muy distinta —y más razonable— que, al mismo tiempo que se introduce —o se anuncia— una política reguladora o de impuestos que aumenta los costes de las empresas, se establez-

can ayudas transitorias para adaptarse a dicha política, es decir, que la administración pública decida compartir parte del coste de la adaptación. Tales subsidios transitorios —que adoptan la forma directa o la indirecta de desgravaciones fiscales o créditos preferentes— pueden, en muchos casos, ser justificados para reducir el impacto social de las nuevas medidas. A veces la política ambiental —como ha sucedido con éxito en algunos países europeos— adopta la forma de *convenios voluntarios* entre la administración y los empresarios de determinado sector, en los que las ayudas públicas pueden tener también un papel.

Es importante recordar que, aunque la teoría económica convencional ha hablado generalmente de sistemas de subsidios e impuestos para enfrentar las externalidades, la idea subyacente no es que las externalidades negativas se encaren igualmente con un instrumento u otro. Los subsidios —o primas— estarían destinados sólo a los casos en que una actividad genere "externalidades positivas", beneficios y no costes externos: no se trata de subsidiar a los que contaminan para recompensarles por que no contaminan más, sino de recompensar a aquellos que llevan a cabo actividades que reportan beneficios al resto de la sociedad (como a los propietarios de bosques que mantienen unos "servicios ecosistémicos"). La distinción parece clara. Sin embargo, no puede negarse que todo es cuestión de grado: muchos estaríamos de acuerdo en que, en numerosas ocasiones, es justificado subsidiar las "energías limpias", aunque el beneficio que producen es, sobre todo, que generan menos impacto que otros tipos de energía, y permiten reducir el uso de éstos últimos. Por último, al hablar de subsidios e impactos ambientales, debe recordarse que subsidios establecidos por razones que nada tienen que ver con la política ambiental (como los asignados a la minería de carbón, a la agricultura intensiva o a la circulación de automóviles mediante la construcción de carreteras gratuitas para sus usuarios...) tienen efectos ambientales negativos. Se ha dicho que la mejor política económico-ambiental de subsidios sería retirar aquellos que incentivan actividades con fuerte impacto ambiental.

RECICLAJE Y REUTILIZACIÓN. LOS DEPÓSITOS RETORNABLES O SISTEMAS DE CONSIGNA. LAS FIANZAS AMBIENTALES

En la mayor parte de casos, el reciclaje de materiales genera menos impactos ambientales que la utilización de materias primas vírgenes. Utilizamos aquí *reciclar* en sentido amplio, para indicar la recuperación de los materiales; en términos prácticos hay que distinguir entre la mera "reutilización" y la obtención de materiales, partiendo de los propios materiales ya utilizados como materia prima: una cosa es, por ejemplo, volver a utilizar un envase de vidrio y otra es triturar vidrio para luego obtener vidrio.

Es importante advertir, sin embargo, que el propio reciclaje puede tener costes ambientales (por lo que la tercera R, Reducción del uso de materiales vía reducción del consumo o uso de bienes más duraderos, se considera superior a la Reutilización y al Reciclaje) y que el balance ambiental entre la alternativa de reciclar o no hacerlo ha de tener en cuenta múltiples factores (por ejemplo, quemar los residuos en incineradoras genera, ciertamente, energía aprovechable aunque posiblemente a costa de generar también peligrosas emisiones de dioxinas y furanos, por lo que lo razonable es rechazar esta opción); y que incluso el reciclaje podría, excepcionalmente, comportar más costes que beneficios (por ejemplo, si el vidrio recuperado para reciclar tuviese que trasladarse a cientos de kilómetros, quizás el gasto adicional de energía y los impactos generados superarían al ahorro de energía); de hecho, el principio de que es imposible un reciclaje de materiales al 100% implica que en algún momento los costes (se midan como se midan) de intentar recuperar todos los materiales superarían a los beneficios.

Independientemente de la complejidad de los balances ambientales y de los análisis de ciclo de vida de los productos, la cuestión clave es, como en otros casos, que las empresas y los consumidores no soportan todos los costes y beneficios de las decisiones que afectan al reciclaje; dichos costes o beneficios son en gran parte "externos" a los que toman las decisiones.

Decisiones de las empresas como, por ejemplo, ofrecer botellas de PVC o de vidrio, o utilizar o no vidrio reciclado, se basa-

rán en los costes monetarios relativos de las diferentes opciones. El problema es la disociación entre costes privados y sociales. Los consumidores también tienen margen de decisión, aunque limitado por las opciones (y por la información de que disponen): si su actitud es la de olvidar los costes ambientales de sus decisiones, tenderán a desprenderse de sus residuos de la forma más cómoda posible (no selectivamente), a menos que ello le comporte algún coste individual significativo. Si se preocupan por los efectos ambientales de sus decisiones, tenderán en cuenta dicha variable cuando decidan qué bienes adquirir dentro de la gama existente o cuando decidan cómo tratar sus residuos (suponiendo que existan alternativas a las basuras no selectivas). El problema aquí es doble: por un lado, quizá no sea suficiente confiar en la conciencia de la población (aunque ésta puede variar mucho a través del debate y la información), y por el otro, muchas veces puede ser imposible actuar de la forma que se considera más adecuada: por ejemplo, para que una botella sea reutilizada, ha de ser aceptada por el vendedor.

Veamos ahora posibles políticas para influir respecto a los materiales utilizados y su tasa de reciclaje. Una posible política —y sin duda la mejor en muchos casos— es la regulación directa: por ejemplo, puede prohibirse la utilización de PVC en todo tipo de envases, o puede obligarse, si se considera lo más conveniente, a que todos los envases de bebidas sean de vidrio o, incluso, para facilitar su reutilización, que todos se ajusten a determinadas formas estandarizadas como intentó hacerlo por ley Dinamarca a principios de los ochenta, aunque hubo que modificar la ley porque el Tribunal Europeo de Justicia consideró que suponía una barrera no aceptable a la competencia dentro de la Unión Europea.⁴⁰ La otra alternativa consiste en las políticas de *incentivos económicos*.

Quizá la primera alternativa que a uno se le ocurre es la de hacer pagar a cada familia según la cantidad de basura generada. Los sistemas actuales de tasas municipales casi siempre hacen pagar independientemente de la cantidad de basura generada, por lo que no son incentivos de la reducción de dicha cantidad; el problema para aplicar tasas proporcionales a la

⁴⁰ T. Yang y C. Hines, *El nuevo proteccionismo*, Ariel, Barcelona, 1996, pp. 126-127.

cantidad es, sobre todo, de orden práctico: ¿cómo controlar las basuras generadas? Ello es particularmente difícil en ciudades de elevada densidad.⁴¹ Una vía indirecta sería mediante elevados precios de las bolsas de basura estandarizadas, aunque el peligro estaría en que, clandestinamente, las familias se desprendiesen de gran parte de la basura mediante otros sistemas, o en que se produjera lo que se ha llamado "turismo de residuos". Además, en una política de gestión de residuos, no es obviamente importante sólo la cantidad que se genera sino su *composición*.

Veamos ahora la cuestión desde el punto de vista de las empresas. La utilización de material reciclado implica que el "residuo" se convierta en "recurso", de forma que vuelva del comprador al vendedor, del consumidor (o de otra empresa) a la empresa. Para que ello se produzca en un volumen significativo es necesario que exista un incentivo por ambos lados.

Desde el punto de vista de las empresas se requiere que el coste de la reutilización o del reciclaje (recogida, transporte y tratamiento) sea inferior al coste de adquirir un nuevo material. (Al decir coste de una unidad de material reutilizado o reciclado, nos referimos indistintamente al coste que tiene para la empresa organizar el reciclaje o bien comprar material reciclado en el mercado a otra empresa que asume dicho coste.) Es importante destacar este punto: si el vidrio reciclado es más caro que el no reciclado o que otros materiales que son "buenos" sustitutos (por ejemplo, plásticos o PVC), no existirá ningún incentivo económico para utilizar vidrio reciclado (o, para ser más precisos, el único incentivo podría ser "diferenciar el pro-

⁴¹ Para una revisión de experiencias exitosas en los Estados Unidos, véase R. Repetto *et al.*, *Green Fees*, World Resources Institute, Washington, 1992. Un muy particular, pero interesante, estudio con conclusiones pesimistas puede leerse en D. Fullerton y T. C. Kinnaman, "Household responses to pricing garbage by the bag", *American Economic Review*, vol. 86, núm. 4, 1996, pp. 971-984. Este estudio se refiere a la experiencia de una pequeña ciudad de Virginia (Charlottesville), donde, en 1992, se introdujo un sistema de precio por volumen: cada cubo de basura era recogido sólo si llevaba adherida una etiqueta que costaba \$0.8. Los autores calculan (analizando directamente el comportamiento de una pequeña muestra aleatoria de habitantes) que el volumen de basura disminuyó en 36.8%, pero sólo 14.1% en peso, dado el incentivo para llenar más las bolsas. Parte de la disminución se debió a un mayor uso de los circuitos de reciclado (un aumento de 15.6% en peso) y, en cantidad no determinada, a reducción de residuos... pero una parte también al vertido ilegal de basuras.

ducto" mediante algún disitivo o etiqueta verde para captar la demanda de algunos consumidores que valorasen el reciclaje hasta el punto de estar dispuestos a pagar más caro el producto). Advértase la asimetría: si una empresa organiza la recogida de sus envases, los costes monetarios asociados son internos; si, en cambio, los envases van a incineradoras o vertederos, no sólo se externalizan los mayores costes ambientales, sino también los costes monetarios de la recolección y el tratamiento de los residuos. La asimetría puede verse también en otro sentido complementario: en el primer caso se asumen los costes de reposición de los materiales, mientras que en el segundo no se asume la reposición ya que los materiales vírgenes no incorporan en su precio de mercado el coste de reposición sino, como máximo, una pequeña renta de escasez.

Supongamos que la reutilización de un material —por ejemplo, botellas de vidrio— sí supera la condición mínima anterior. En principio puede llegarse de forma voluntaria a una situación en que empresas y consumidores salen mutuamente beneficiados. Veámoslo con un simple ejemplo referente a las botellas:

Coste unidad fabricada con materia prima virgen	10
Coste de una unidad reutilizada	8

Si el precio inicial (botella más contenido) es de 110, el bien ahora puede venderse a un precio entre 110 y 108, de forma que la empresa obtiene más ingresos y el consumidor un bien más barato, siempre que el consumidor devuelva el envase. Una forma sencilla para que se cree dicho incentivo es lo que se conoce como sistema de *consigna* o de depósito *retornable*. El consumidor paga, por ejemplo, 114, de los cuales 5 le serán devueltos al retornar el envase, de modo que el precio resultaría de 109. Tanto la empresa como el consumidor han salido beneficiados... y la comunidad se ha favorecido con la disminución de los costes monetarios y ambientales de la gestión de los residuos municipales.

Puede suceder que, incluso en el ejemplo anterior, algunos consumidores prefieran pagar más dinero y no sufrir los "costes" del pequeño tiempo y esfuerzo dedicado a devolver el envase (señalemos una cuestión interesante: lo que es "coste" para

un consumidor puede ser "beneficio" para otro, derivado de la satisfacción de colaborar en algo que disminuye los problemas ambientales) y puede haber demanda de bebidas más caras pero sin depósito. Aunque las preferencias, en gran parte inducidas por la propaganda, han evolucionado hacia una cultura del "usar y tirar", cuando existen sistemas de consigna lo probable es que la inmensa mayoría de consumidores responda a este incentivo económico.

Lo que históricamente ha tendido a pasar es que los costes monetarios relativos de la reutilización han aumentado de forma que el coste de la reutilización es superior (o similar), en muchos casos, al coste del uso de materiales vírgenes, precisamente debido al deterioro del precio de las materias primas. La práctica desaparición en muchos países de los sistemas tradicionales de depósitos de envases de bebidas en favor de los envases no retornables se debe a una *decisión de las empresas* de no ofrecer dicha opción y no a una falta de respuesta de los consumidores.

Un cambio en los precios relativos entre materiales vírgenes y fuerza de trabajo podría alterar las cosas, por lo que una posible actuación sería gravar el uso de materiales vírgenes. Otra posible política es la imposición de *sistemas obligatorios de depósito* sobre algunos productos, que obligue a las empresas a hacerse cargo de los materiales utilizados (por ejemplo, de las botellas de vidrio).⁴² Analizado desde el punto de vista de sus efectos sobre los consumidores, este tipo de regulación no es una obligación (¿cómo obligar por ley a que las botellas no se tiren a la basura?), sino la creación de un incentivo económico: quien no devuelve el envase no recupera el depósito, y es como si pagase un "impuesto" o, visto a la inversa, quien devuelve el envase recupera parte del dinero que ha pagado, y es como si obtuviese un subsidio: cuanto mayor sea el impuesto/subsidio, mayor será la tasa de retorno.

El precio neto de depósito aumentará si para las empresas es más caro gestionar la reutilización que adquirir nuevos materiales (en caso contrario quizá ya existiría, pero no necesariamente, un sistema de depósito por propia iniciativa de las empresas), pero el encarecimiento del bien para los consumidores

⁴² También podría ser la propia administración la que cobrase y rembolsase (total o parcialmente) el depósito.

no es más que el resultado de incluir efectos externos, antes olvidados, en el precio. Desde luego, si se ponen depósitos obligatorios sobre algún tipo de envases sin regular los otros, la política puede tener efectos contraproducentes; establecer depósitos obligatorios sobre los envases de vidrio sin prohibir (o también introducir un sistema similar) otro tipo de envases puede desplazar al vidrio en favor de otros materiales más problemáticos (PVC, plásticos...).

Para seguir con el ejemplo de los envases de vidrio, es importante distinguir el (preferible) sistema de depósito orientado a la "reutilización" del sistema de recolección selectiva de vidrio para la fabricación de vidrio a partir de éste. En esta segunda alternativa, alguna entidad (supóngase pública, pero también podría ser privada) organiza la recolección selectiva, y luego comercializa el material reciclado que debe venderse a un precio que permita competir con el vidrio no reciclado. Para un municipio implicado en la política, el balance *monetario* podría ser en principio positivo o negativo (advirtiéndose que, al tratarse de una actividad pública y no privada, para valorarlo tendríamos que calcular no sólo los costes e ingresos de la recogida selectiva sino también, en los ingresos, los costes ahorrados en términos de menor cantidad de residuos no seleccionados a gestionar), pero obviamente el objetivo de la política no es obtener ingresos, y aunque en conjunto comporte costes (lo cual es especialmente probable al principio) y no ingresos netos en términos monetarios, la política puede ser perfectamente justificada.

El sistema de *depósito, devolución y retorno* es, pues, un instrumento económico fácil de aplicar y que, indirectamente, podría disminuir un problema que se ha hecho más y más grande: ¿qué hacer con los residuos urbanos? Los depósitos son especialmente adecuados para hacer frente, por un lado, a residuos especialmente tóxicos (por ejemplo, depósitos sobre las baterías o pilas que se recuperan) y, por otro, para recuperación de envases, que cuantitativamente suponen en los países ricos un componente muy importante del total de residuos domésticos y uno de los que más han crecido en las últimas décadas.

Aunque en algunos países europeos el sistema de depósito aplicado a los envases ha tenido un éxito muy grande, en la mayoría ha predominado, como máximo, el estímulo al reciclaje.

Este es el caso, por ejemplo, de la ley española "de envases y residuos de envases", aprobada en 1997 —tras varios años en los que se sucedieron diversos proyectos revisados ante las presiones de los sectores económicos afectados— y en la que se plantea el objetivo de reciclar entre 25 y 45% del peso total de los envases en el año 2001 (partiendo de valores inferiores al 10%) y "valorizar" (un eufemismo para incluir la polémica incineración) entre 50 y 60%.⁴³ Aunque la ley contemple el sistema de "depósito, devolución y retorno", las empresas que comercialicen productos envasados sólo se verán obligadas a implantarlo si no se incorporan a un "sistema de gestión integrada", que significa que por cada envase puesto en circulación pagará una pequeña tasa. Con dicha tasa (el pago del cual se certificará con un logotipo o "punto verde"), se financiará la *diferencia* de coste (es decir, sólo una parte del coste monetario generado) entre el sistema de recolección selectiva y de recolección ordinaria.

Una variante del sistema de depósito, plantado por Costanza no para residuos sino para grandes proyectos empresariales,⁴⁴ es el depósito en concepto de *fianza ambiental* (*environmental flexible assurance bonding system*), que intenta incorporar no sólo los costes ambientales conocidos (quien contamina, paga) sino también los inciertos bajo el "*principio de precaución*" (que más tarde discutiremos), por lo que la propuesta se conoce a veces como "4P" (*the precautionary polluter pays principle*). La idea es la siguiente: una empresa embarcada en actividades potencialmente perjudiciales, por ejemplo una empresa que introdujese una nueva sustancia química o una nueva tecnología, debería depositar una cantidad de dinero equivalente al mayor daño potencial futuro que, dado el conocimiento actual, se considera que podría darse. De ser necesario, dicho fondo se utilizaría para hacer frente a los potenciales daños ocasionados (medidas de reparación, compensación a los afectados) y podría recuperarse total o parcialmente cuando la empresa demostrase que los daños estimados serían menores que los

⁴³ Sobre el tema puede consultarse el número especial de la revista *Ecotrends*, núm. 19, 1997.

⁴⁴ R. Costanza, "Three general policies to achieve sustainability", en A. M. Jansson, M. Hammer, C. Folke y R. Costanza (eds.), *Investing in Natural Capital*, Island Press, 1994.

calculados o que no se producirían en absoluto. Mientras tanto, la empresa recibiría los intereses del fondo depositado. A pesar de las objeciones evidentes que pueden hacerse a la propuesta (¿quién y cómo valoraría en dinero los inciertos daños potenciales?), lo atractivo es que sería un mecanismo (distinto a un sistema de seguros) que obligaría a asumir hoy la responsabilidad por los daños futuros y potenciales (aunque la valoración monetaria sea siempre impugnabile); el beneficio de la duda estaría ahora del lado de la naturaleza y de los posibles perjudicados y no de la empresa, y ciertos proyectos (en minería o cultivos transgénicos, por ejemplo) que podrían ser financieramente factibles, podrían dejar de serlo con este sistema.

ALGUNOS DEBATES SOBRE LAS IMPLICACIONES SOCIALES DE LA POLÍTICA AMBIENTAL

La política ambiental se plantea, en muchos casos, como una forma de conseguir mayor equidad intergeneracional. Toda discusión de política ambiental ha de tener muy en cuenta también el impacto distributivo intrageneracional de los diferentes instrumentos de intervención. En este apartado nos referiremos a dos aspectos particulares, muy debatidos, y que han despertado a veces la reticencia de algunos sectores de izquierda y del movimiento sindical frente a los movimientos ecologistas. (Dejamos los aspectos internacionales para el último capítulo.)

Los efectos distributivos de la fiscalidad ambiental

En primer lugar, a nivel teórico cabe decir que los efectos distributivos de los impuestos ecológicos (y de cualquier política ambiental) atañen tanto a los beneficios (¿quién se beneficia principalmente de la política?) como a los costes (¿quién asume los costes de la política?; costes que existen no sólo cuando se establecen impuestos sino también regulaciones que aumentan los costes de producción

y que alguien tiene que pagar). Sin embargo, la repartición de los beneficios es, en general, aún más difícil de establecer que la de los costes y, en muchos casos, los beneficiados son en gran parte las generaciones futuras y los habitantes de otros lugares del mundo, diferentes del lugar donde se asumen los costes de la política ambiental (éste es claramente el caso de las políticas para reducir el efecto invernadero).⁴⁵

Por lo que se refiere a cómo se reparten los costes de los impuestos ecológicos, deberíamos distinguir dos casos, a pesar de que la frontera no es perfectamente clara. El primero es un contexto en que se introducen nuevos impuestos (o se reforman algunos tributos para darles un carácter incentivador) que afectan a bienes o actividades muy específicos. Aquí difícilmente se puede generalizar, aunque el punto de partida es que cualquier impuesto indirecto, como son los impuestos verdes, acabará repercutiendo básicamente sobre los consumidores. Los efectos distributivos dependen obviamente del bien o actividad afectados, del diseño específico del impuesto y de si se establecen o no medidas compensadoras.

Si lo que gravamos es un bien básico, como el consumo de agua, es de esperar que el efecto será en principio *regresivo*, es decir, que proporcionalmente afectará más a los más pobres porque seguramente la elasticidad-renta es positiva, pero muy inferior a la unidad. Ahora bien, si establecemos una tarifa cero o muy baja para los consumos más básicos, y luego establecemos una tarifa creciente, según crece el consumo, el efecto puede ser no sólo castigar a los derrochadores sino que, proporcionalmente, paguen más los más ricos. Por otro lado, si al mismo tiempo subvencionamos sistemas de ahorro de agua para los más pobres, también estaremos reduciendo los efectos sociales regresivos. Podrían multiplicarse los ejemplos. Si gravamos el uso del transporte privado, los efectos previsibles son más

⁴⁵ M. Jacobs, *La economía verde*, 2a. ed., Icaria, Barcelona, 1997.

bien *progresivos*, especialmente si al mismo tiempo se dedican más recursos a subvencionar el transporte público.

El segundo caso es el que se asocia con el término, ya analizado, de reforma fiscal ecológica, que normalmente plantea como componente principal una elevada fiscalidad sobre el uso de energías no renovables/emisiones de carbono. Las diferencias respecto al caso anterior son dos. La primera: la magnitud de los tributos, que ya no puede considerarse que afecten a unos pocos bienes o actividades. La segunda: que en el centro de la discusión de los efectos distributivos se ha de situar también cuál es el uso de los nuevos ingresos tributarios.

Respecto a la primera cuestión, existen estudios que han intentado evaluar en algunos países (por decimas de renta) sobre los diferentes grupos sociales (por decimas de renta) un impuesto sobre las emisiones de carbono. Los estudios iniciales referidos sólo tenían en cuenta los efectos directos basados en las compras de energía por las diferentes familias (un dato que normalmente se obtiene a partir de encuestas de presupuestos familiares), pero no los efectos directos e indirectos de un encarecimiento de la energía que afectaría a todos los sectores económicos. En el caso de Gran Bretaña se concluyó que los efectos serían regresivos, porque el aumento de precios que soportarían los grupos de menor renta sería muy superior al de los grupos de mayor renta. Sin embargo, el resultado no podía generalizarse para todos los países europeos y, según un estudio comparativo, los efectos regresivos serían apreciables en Irlanda y el Reino Unido, mientras que los pagos fiscales adicionales serían prácticamente proporcionales al gasto total en Francia, Alemania, Italia, España y Holanda⁴⁶ (aunque, desde luego, puede argumentarse que, dado que el ahorro en general aumenta con el nivel de renta,

⁴⁶ European Environment Agency, *Environmental Taxes*, EEA, Copenhagen, 1996 (versión castellana de la Agencia Europea de Medio Ambiente, *La aplicación y la efectividad de los impuestos ambientales*, Instituto Catalán de Tecnología, Barcelona, 1997), p. 36.

incluso un impuesto neutral respecto al gasto es regresivo respecto al nivel de renta).

Sin embargo, es necesario tener en cuenta otros efectos indirectos. Para ello se requiere partir de tablas input-output (como vimos en el capítulo 1) para conocer la intensidad respecto a las diferentes fuentes de energía de la producción de los bienes y servicios; por ejemplo, por cada mil euros producidos en el sector textil, ¿qué cantidad de las diferentes fuentes de energía se ha utilizado directa e indirectamente en su producción? Con este tipo de información, y conociendo las estructuras medias de gasto de las familias según niveles de renta, podemos evaluar con razonable aproximación cómo se verá afectado el precio de su "cesta de la compra". Además, hemos de tener en cuenta que los cambios en los precios relativos provocarán efectos de sustitución en el consumo (la propia estructura de consumo de los diferentes grupos sociales se alterará como consecuencia de los cambios de precios) e inducirán cambios técnicos (quizá si la energía se encarece se reducirá la cantidad de energía utilizada para producir un determinado bien).

A los primeros estudios sobre el impacto distributivo de un impuesto sobre el carbono han seguido otros más sofisticados, basados en tablas input-output, y que en algunos casos han tenido en cuenta previsiones sobre la sustitución en el consumo (aunque no sobre el cambio técnico). Los estudios referidos a Gran Bretaña parecen confirmar el carácter regresivo del impuesto sobre el carbono en este país (si no se adoptan medidas compensatorias).⁴⁷ Mientras que en el caso español, un reciente trabajo concluye que el impacto total directo e indirecto del impuesto afec-

⁴⁷ Véase E. Symons, J. Proops y P. Gay, "Carbon Taxes, Consumer Demand and Carbon Dioxide Emissions: A Simulation Analysis for the UK", *Fiscal Studies*, vol. 15, núm. 2, 1994. En el caso de Australia parece ser que el efecto total es ligeramente regresivo (menos regresivo de lo que indicaría un análisis de únicamente los efectos directos); véase M. Common, *Sustainability and Policy*, Cambridge University Press, Cambridge, 1995.

taría más o menos proporcionalmente al gasto de los diferentes grupos de renta.⁴⁸

La segunda cuestión importante es que los efectos redistributivos de la introducción de impuestos ecológicos (que son un tipo de impuestos indirectos) que representen entradas masivas de recursos para las administraciones públicas, debe dar una importancia fundamental al análisis del destino de dichos recursos. Hay varias posibilidades que no son en absoluto excluyentes.

Una posibilidad, ya apuntada (y en general no contemplada por los que insisten en la "neutralidad fiscal"), es la de gastar el dinero adicional, lo que podría beneficiar especialmente a los sectores de menor nivel de renta, tanto si se trata de compensaciones específicas a los sectores de menor renta directamente afectados por el aumento de precios (p. ej., subvenciones para sistemas de calefacción más eficientes), como si se trata de gastos generales de carácter redistributivo.

La otra posibilidad es la de reducir otras partidas de ingresos. Como es sabido, los ingresos públicos de los países europeos dependen de tres grandes fuentes de recursos: las cotizaciones sociales, los impuestos directos y los impuestos indirectos. Se abren, pues, tres grandes vías de reformas si se decide que el gasto público no aumente o aumente en una cantidad mucho menor que la correspondiente a la recaudación de los impuestos verdes.

La primera es la de reducir los impuestos directos y, en particular, el impuesto sobre la renta, como efectivamente se hizo en Suecia (y en algún otro país), dentro del paquete de reforma de principio de los noventa, en el que se introdujeron diversos impuestos ecológicos. En la medida en que son los impuestos directos los que permiten diferenciar según niveles de renta, y es sobre todo en ellos en

⁴⁸ X. Labandeira y J. M. Labeaga, "Combining Input-Output Analysis and Micro-Simulation to Assess the Effects of Carbon Taxation on Spanish Households", *Documento de Trabajo*, 9802, Universidad Nacional de Educación a Distancia, abril de 1998.

los que descansa la capacidad redistributiva del sistema, dicha vía de reforma es totalmente regresiva y, en nuestra opinión, debería descartarse desde criterios de equidad.

Las otras dos alternativas son, en cambio, más interesantes. Una es la de reestructurar los impuestos indirectos de modo que ganen peso los impuestos ecológicos basados en la cantidad y tipo de residuos emitidos y de recursos utilizados, y pierdan peso otros impuestos indirectos, como el Impuesto sobre el Valor Añadido. Para decirlo gráficamente, siguiendo la expresión de Jacobs,⁴⁹ podríamos pensar en pasar de un impuesto sobre el valor añadido a un impuesto sobre la "contaminación añadida", aunque debemos tener en cuenta que un impuesto de este tipo tendría bastantes costes de gestión y control y que, en realidad, no es tan fácil ni indiscutible (ni siquiera en términos teóricos) comparar los impactos ambientales, que son diversos e incommensurables entre sí, que generan los diferentes bienes y servicios en todo su ciclo de vida. (El contenido energético o la intensidad en carbono son, en cambio, conceptos más definidos y fáciles de establecer, pero no abarcan ni mucho menos todos los impactos ambientales.) ¿Cuáles serían los efectos distributivos de tal reestructuración? Es difícil de responder sin un estudio específico sobre el diseño del cambio. Hemos visto, por ejemplo, que los impuestos sobre el carbono tal vez sean en algún país algo regresivos respecto al gasto, pero no parece que pueda generalizarse este resultado, mientras que el IVA sería, en principio, neutral respecto al gasto, si existiese un único tipo que afectase a todos los bienes y servicios por igual, pero cuando existen tipos diferentes, la cuestión es más compleja.

Queda, por último, la debatida propuesta de sustituir parte de las cotizaciones sociales (normalmente se plantean las que recaen sobre la empresa) por impuestos ecológicos. La idea es disminuir las cotizaciones que actúan como "impuestos sobre el empleo" por impuestos sobre la

⁴⁹ M. Jacobs, *La economía verde*, 2a. ed., Icaria, Barcelona, 1997.

contaminación; en 1998, el nuevo gobierno alemán socialdemócrata y "verde" ha introducido una pequeña ecotasa sobre los combustibles, la cual se destinará precisamente a rebajar las cotizaciones sociales pagadas por las empresas. Aunque no pensamos que los resultados en materia de ocupación fuesen espectaculares, debe prestarse mucha atención a dicha propuesta. Por lo que se refiere al aspecto distributivo, debe pensarse que las cotizaciones sociales de las empresas también recaen, finalmente, como los impuestos indirectos, en los precios al consumidor. Se plantean, sin embargo, dos interrogantes. La primera es si en algunas propuestas no se está pensando, en forma encubierta, en reducir los salarios reales (y redistribuir renta de los trabajadores a las empresas), como pasaría si las disminuciones de cotizaciones empresariales no repercutiesen en los precios y los salarios monetarios no se ajustasen a los aumentos de precios derivados de los nuevos impuestos ecológicos. El segundo, aún más importante, es que vivimos en momentos en que se está cuestionando fuertemente la viabilidad del Estado del bienestar y existe el claro peligro de que una disminución de las cotizaciones sociales sirva como argumento para recortar las prestaciones sociales para evitar un desequilibrio financiero. En otras palabras, la concreción del argumento del "doble dividendo" en una disminución importante de cotizaciones sociales sólo sería compatible con el mantenimiento del nivel de prestaciones sociales públicas (tales como pensiones públicas o subsidios de desempleo), si previamente se acepta que dicho nivel no tiene por qué depender exclusivamente de las cotizaciones sociales, sino que puede apoyarse en gran parte en otros ingresos públicos.

Política ambiental y empleo

Este tema se relaciona con el anterior, puesto que, como se ha visto, una de las posibles opciones de fiscalidad es

aumentar la fiscalidad ecológica y reducir la carga fiscal sobre el trabajo. La idea de compatibilizar así una política ambiental y una orientada a la plena ocupación es sugerente, como ya señalamos, aunque en términos de empleo los resultados seguramente serían positivos, pero no espectaculares. Ahora discutiremos la cuestión en términos más generales.

Frecuentemente la relación entre políticas ambientales o conservacionistas y empleo se plantea en términos de dilema: cuando el desempleo masivo es un problema grave, como sucede hoy en la mayor parte de países industrializados, aplicar políticas ambientales agravaría este problema o, al menos, dificultaría su solución; planteado a la inversa, aumentar el empleo implicaría dejar en segundo plano los objetivos ambientales. Esta percepción es la que ha llevado a veces a sectores de la izquierda y del movimiento sindical a desconfiar de los movimientos ecologistas. El conflicto potencial se plantea tanto ante iniciativas concretas (como la de un determinado impuesto ecológico o una determinada regulación ambiental) como ante propuestas más radicales de "reconversión ecológica" de la economía. Las cosas son, sin embargo, mucho más complejas, y lo son por dos razones. La primera es que en el debate se confunden frecuentemente dos cosas. Una es el objetivo de plena ocupación, de que todo el mundo tenga acceso a un puesto de trabajo, sobre cuya deseabilidad fácilmente se alcanzará un consenso entre la mayoría de la población; la otra es el aumento de los requerimientos de trabajo que, en principio, no debería considerarse en absoluto un bien en sí mismo sino al contrario, al menos desde una perspectiva de mediano y largo plazo. Por ejemplo, que las técnicas agrícolas modernas aumenten la productividad del trabajo, es algo que más bien ha de ponerse en efectivo y no en el pasivo de dichas técnicas; aunque en una determinada coyuntura histórica ello pueda provocar pobreza y desempleo, la reducción de las necesidades de trabajo para alimentar a la población permite dedicar más

trabajo social a otras actividades y también reducir la jornada laboral. Mucho se tiene que decir, y ciertamente lo hemos dicho en este libro, sobre los efectos ecológicos negativos de la agricultura "moderna", pero no está entre sus aspectos negativos su mayor productividad del trabajo. Otro ejemplo: en el hipotético caso en que se avanzase en la explotación de una fuente energética renovable y no contaminante, en una forma que al mismo tiempo permitiese ahorrar trabajo humano, sería bastante absurdo oponerse a dicho cambio técnico con el argumento de que se pierden puestos de trabajo; una técnica que ahorrase recursos no renovables, que generase menos impactos ambientales y que al mismo tiempo redujese las necesidades de trabajo, habría de considerarse superior desde todos los puntos de vista. No se trataría —como es lo habitual— de una técnica mejor en unos aspectos y peor en otros.

Hay, además, otra razón por la que la contradicción habitual entre políticas ambientales y empleo se plantea de forma equivocada. Y es que no es verdad, *en general*, que las políticas ambientales destruyan más empleos de los que generen. Si la política ambiental consistiese únicamente en reducir —quizás hasta hacerla cero o incluso negativa— la tasa de crecimiento del PIB, entonces los efectos reductores de la demanda de trabajo serían evidentes, ya que es obvio que existe una correlación positiva entre las tasas de crecimiento del PIB y las del empleo; el fenómeno del llamado crecimiento sin empleo (*jobless growth*) no desmiente este hecho, sino que en cierto sentido lo refuerza, ya que implica que los requerimientos de trabajo sólo aumentan cuando las tasas de crecimiento económico son suficientemente elevadas. Pero lo que se plantea habitualmente no es tanto el "crecimiento cero" o negativo, sino un *desarrollo diferenciado*, es decir, la expansión de unas actividades y la contracción de otras, y un *cambio tecnológico* orientado hacia técnicas más eficientes en el uso de los recursos y con menos impacto contaminante. Entonces, el efecto de los cambios (sean cambios locali-

zados, como el abandono de la energía nuclear, o cambios más globales en la estructura de la economía y en las formas de producir) sobre la demanda *agregada* de trabajo no es claro, aunque es obvio que siempre existirán perdedores, en la medida en que se destruyan determinados puestos de trabajo. La perspectiva microeconómica es obviamente importante—sobre todo porque los potenciales empleos compensadores pueden ser muy diferentes en cualificaciones y localización geográfica—, pero no debe perderse de vista la perspectiva macroeconómica. Incluso en casos en los que parecería evidente la pérdida de puestos de trabajo, como en el caso de que la economía se oriente hacia una mayor durabilidad de los productos, el balance global de empleo no es seguro; si la vida media de los coches es el doble, se requerirá fabricar la mitad de automóviles para mantener un determinado parque de automóviles, pero pueden aumentar algunas necesidades indirectas de trabajo, como las destinadas a mantenimiento.

Tan errónea como la visión totalmente negativa de la relación entre empleo y política ambiental es la visión contraria, extremadamente positiva, que tiene cada vez más adeptos: "La retórica del 'filón de empleo' está ampliamente extendida".⁵⁰ Sin embargo, pueden darse argumentos en el sentido de que el efecto *neto* probable de tales cambios será aumentar la demanda de trabajo.

El modelo económico de los países ricos se ha orientado sobre todo a ahorrar trabajo—a aumentar la productividad del trabajo—, pero el uso de recursos materiales y energéticos, con sus impactos ambientales, ha sido, como ya hemos visto, muy intensivo. Una economía más sostenible quizá tendería el efecto contrario de disminuir—o como mínimo reducir el ritmo de avance— la productividad del trabajo. (Propuestas como la tan discutida de sus-

⁵⁰ E. García, F. Burone y F. La Roca, "Medio ambiente y empleo, estado de la cuestión en el Estado español y perspectivas de investigación", en I. Lema y E. García (eds.), *Relaciones laborales y medio ambiente*, Arcadia, Valencia, 1996.

tituir cotizaciones sociales por impuestos ecológicos, muchas veces se plantean directamente como orientadas a producir dicho efecto.)

Las industrias más generadoras de contaminación son normalmente poco intensivas en trabajo, como la industria química o del papel. Por ejemplo, Renner estimaba que dichas industrias generaban, respectivamente, 58.4 y 13.6% de las emisiones tóxicas en los Estados Unidos en 1987-1988, mientras que sólo representaban 5.5 y 3.6% de la ocupación total.⁵¹ Ello puede llevar a argumentar que reduciendo la actividad de estos sectores se disminuirían mucho los impactos ambientales, sin un impacto dramático en el empleo global, aunque un análisis adecuado habría de tener en cuenta también el efecto "multiplicador" de las diferentes actividades.

Una política ambiental más estricta obligará a las empresas a un proceso de adaptación que implicará inversiones y, además, estimulará actividades que generarán puestos de trabajo: actividades de reciclaje, desarrollo de nuevas tecnologías, realización de auditorías ambientales, impulso del transporte público.

Cabe señalar, por otro lado, que la política ambiental más estricta (por ejemplo, en la industria química o de papel) puede llevar a una reubicación de esas industrias hacia países más pobres, como se piensa que ocurre con la industria "maquiladora" en México. En términos generales, los estudios llevados a cabo para los Estados Unidos no parecen confirmar que la regulación ambiental haya sido hasta el momento un factor decisivo en la localización de inversiones, ni siquiera en las industrias más reguladas; sin embargo, el tema es importante y puede serlo más en el futuro, lo que nos lleva a la discusión de la política ambiental en el marco internacional, que reservamos para el último capítulo.

⁵¹ M. Renner, "El empleo en una economía sostenible", *Cuadernos Worldwatch*, tabla 2, Bakez, 1994, p. 15.