

# LA REGULACIÓN AMBIENTAL DEL SECTOR ENERGÉTICO Y SUS ALTERNATIVAS CORRECTORAS

**XAVIER LABANDEIRA VILLOT**

Rede, Universidade de Vigo y Fedea.

**XIRAL LÓPEZ OTERO**

**MIGUEL RODRÍGUEZ MÉNDEZ (\*)**

Rede, de Vigo.

El sector energético ocasiona una serie de efectos negativos sobre el bienestar de otros agentes (ciudadanos, empresas) sin que medie compensación de ningún tipo. Esto da lugar a las denominadas externalidades, un fallo que hace que el resultado del mercado no sea eficiente. De todas las externalidades negativas provocadas por el sector energético las más

importantes son las ambientales, aunque no las únicas (Newbery, 2005). De hecho, los problemas ambientales más relevantes a los que actualmente se enfrenta la humanidad están relacionados, directa o indirectamente, con la extracción, producción, transmisión y/o consumo de productos energéticos. La causa principal es la emisión de contaminantes a la atmósfera por parte de las instalaciones de combustión, aunque también destacan los impactos provocados por la generación de residuos nucleares o por la utilización de redes de transporte (Linares, 2004).

Una de las principales alternativas para la solución del problema de las externalidades es la intervención pública, que dispone de una tipología variada de instrumentos. Estos se pueden clasificar en tres grandes grupos (Labandeira, León y Vázquez, 2006): regulaciones convencionales de la actividad económica (también conocidas como de mandato y

control), instrumentos económicos o de mercado, y aproximaciones voluntarias. En los siguientes epígrafes nos ocupamos de describir cada una de estas alternativas en el sector energético, ilustrando cada caso con ejemplos prácticos.

No obstante, prestamos una atención primordial al uso de instrumentos económicos de política ambiental en el caso español, señalando además los resultados de la aplicación hipotética de alguno de estos mecanismos. Esto se explica porque desde comienzos del siglo pasado los economistas han insistido en la necesidad de utilizar estos instrumentos para corregir las externalidades negativas, sustituyendo así al precio inexistente y devolviendo la eficiencia al sistema de libre mercado. Unas décadas más tarde, en los sesenta, la ciencia económica avanzó otras dos poderosas razones para la utilización de estos instrumentos en las políticas ambientales: su coste-efectividad (alcanzan cualquier nivel

de mejora ambiental al mínimo coste) y sus continuos incentivos dinámicos para el desarrollo de tecnologías y procesos menos contaminantes.

## REGULACIONES DE MANDATO Y CONTROL ▼

Este mecanismo regulatorio es el más común en la política ambiental, siendo el primero en aparecer cronológicamente. De hecho, conforman la primera generación de políticas ambientales, son imprescindibles para el control de numerosos problemas ambientales y constituyen la base sobre la que se desarrolla la intervención pública en este campo. Sin embargo, como veremos más adelante, estas regulaciones presentan también abundantes problemas por una inadecuada configuración de los incentivos al contaminador (Bohm y Russell, 1986).

Una regulación de mandato y control adopta la forma de una regulación convencional de la actividad económica, a través del establecimiento de normas de obligado cumplimiento para los contaminadores. Generalmente éstas fijan límites de emisiones, de productos intermedios y/o finales (para garantizar unos estándares de calidad ambiental) y procesos técnicos de producción y descontaminación. Para controlar los posibles incumplimientos, que pueden ser objeto de sanción económica y/o penal, estos mecanismos cuentan con un sistema de monitorización ex ante y/o ex post. Estas regulaciones pueden tomar diversas formas, si bien suelen clasificarse en cinco grandes grupos (Gago y Labandeira, 1999):

**Normas sobre productos**, que establecen las características que deben cumplir éstos desde un punto de vista ambiental. Por ejemplo, se incluirían aquí aquellas que regulan el consumo energético de los electrodomésticos o el contenido contaminante de los carburantes. A modo de ilustración, la Directiva 96/57/CE del Parlamento Europeo establece los requisitos de rendimiento energético de los frigoríficos, congeladores y aparatos combinados eléctricos de uso doméstico, estableciendo el consumo máximo de electricidad permitido para cada uno de estos aparatos.

**Normas sobre emisión de contaminantes o estándares de operación**, que son aquellas que regulan, por ejemplo, los niveles de emisión por unidad de tiempo permitidos a cada contaminador. Siguiendo con las ilustraciones prácticas aplicables al sector energético, el R.D. 430/2004 establece límites a la emisión de óxidos de azufre y nitrógeno (SO<sub>2</sub> y NOx) por parte de las grandes instalaciones de combustión. Como en casi todos los casos, se trata de transposición de legislación europea a España.

**Normas sobre inmisión de contaminantes**, que regulan las concentraciones máximas de contaminación permitidas en cada momento del tiempo en un determinado lugar. En España, por ejemplo, el R.D. 1073/2002 sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el SO<sub>2</sub>, NOx, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono, establece los niveles máximos de concentración permitidos de estas sustancias.

**Normas tecnológicas o estándares de diseño**, que exigen la utilización de una determinada tecnología productiva o la introducción y operación de medidas de descontaminación. Una ilustración clara viene dada por la Ley 2/2007 de Andalucía para el fomento de las energías renovables y del ahorro y eficiencia energética. Ésta establece la obligación de que los edificios de nueva construcción incorporen instalaciones solares térmicas de agua caliente.

**Normas de planificación**, que son aquellas que regulan, por ejemplo, el uso del territorio o las condiciones de edificabilidad.

Dentro de esta primera aproximación regulatoria también puede incluirse la responsabilidad ambiental que, en cierta medida, endurece la faceta de control-sanción. Se trata en este caso de una alternativa que obliga al responsable a pagar íntegramente por el deterioro ambiental que cause en el presente y en el futuro, con independencia de que hubiese existido negligencia o incumplimientos regulatorios en su actuación (sólo en el caso de la responsabilidad estricta). Sin embargo, la generalmente amplia cuantía de la multa en caso de incumplimiento puede reducir la efectividad de esta medida, ya que el contaminador podría actuar con menos cautela de lo normal sabiendo que cualquier sanción sería inasumible o bien podría recurrir al aseguramiento para diluir sus responsabilidades. Una variante de este sistema son los denominados bonos de responsabilidad o garantías de buen fin, con los cuales el potencial contaminador ingresa (o constituye una fianza) por la cantidad equivalente a su responsabilidad en caso de incumplimiento, cantidad que se le devuelve si no se produce el daño ambiental.

Un ejemplo de responsabilidad viene definido por la *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (CERCLA), ley aprobada en 1980 y que constituye el marco general de la responsabilidad por daños a los recursos naturales derivados del vertido y emisión de sustancias contaminantes en EE.UU. La CERCLA establece que podrá exigirse a los responsables del daño a los recursos naturales públicos un pago monetario equivalente a los costes de reemplazar, restaurar, rehabilitar o adquirir recursos

equivalentes a los dañados (responsabilidad civil). Asimismo, también se les podrá exigir el pago del coste del proceso de evaluación de los daños y que compensen la disminución del valor de los recursos naturales pendientes de recuperación y la pérdida de servicios derivados de los recursos con respecto al estado inicial (Loureiro y Vázquez, 2006).

El éxito de las regulaciones de mandato y control tiene probablemente que ver con su aparente efectividad ambiental y adaptación al enfoque legalista dominante en las políticas públicas, además de por contar habitualmente con el apoyo de los agentes económicos, que ven en ellas mayor estabilidad y mayores posibilidades de reducir sus obligaciones presionando y negociando con el regulador, o una garantía clara de cumplimiento de determinados objetivos ambientales por parte de las víctimas de los procesos contaminantes.

Sin embargo, esta alternativa también presenta dificultades que explican la actitud crítica de los economistas hacia su omnipresencia en las políticas ambientales. La principal es su incapacidad para conseguir resultados eficientes, tanto estática como dinámicamente. La existencia de información asimétrica sobre los costes de descontaminar del contaminador entre regulador y regulado explica la ineficiencia estática, ya que los segundos tienen incentivos a no revelar sus verdaderos costes de descontaminación, obligando al regulador a utilizar una aproximación uniforme que no distinga entre los contaminadores. La consecuencia es que, para alcanzar un determinado nivel de descontaminación, se incurre en unos costes totales mayores que los estrictamente necesarios con la correspondiente pérdida de recursos valiosos para la sociedad.

Un problema similar, también ocasionado por un inadecuado tratamiento de los incentivos de los agentes, se refiere a la ineficiencia dinámica. En este caso los contaminadores no se ven impulsados a mejorar los límites fijados por el regulador, lo que provoca que tampoco tengan incentivos a promover una innovación tecnológica continua en procesos de producción limpios (1).

## INSTRUMENTOS ECONÓMICOS O DE MERCADO



Estos mecanismos son aquellos que producen modificaciones en el comportamiento ambiental de los agentes mediante el juego de los incentivos económicos, descentralizando las decisiones en éstos. Al permitir que los agentes reaccionen en función de sus capacidades y preferencias, estos instru-

mentos introducen flexibilidad en las políticas ambientales, huyendo de soluciones uniformes y consiguiendo así que las mejoras ambientales se alcancen con el mínimo coste para la sociedad (eficiencia estática). Los principales instrumentos económicos son los impuestos, los mercados de derechos de emisión y las subvenciones, de los que nos ocupamos a continuación. Puesto que se utilizan incentivos económicos continuos (precios a pagar o a recibir en relación con conductas ambientales), la eficiencia dinámica está también garantizada.

En este caso no vamos a presentar ilustraciones específicas de impuestos o mercados de comercio de emisiones, que serán abordadas en un epígrafe posterior ad hoc. También dedicaremos un apartado de este trabajo a ilustrar los efectos económicos de la aplicación de impuestos y mercados en el caso español. Obviamente esto tiene relación con la creciente importancia que estos mecanismos están alcanzando en la praxis de las políticas ambientales contemporáneas, pero también con la ya mencionada preferencia mostrada por los economistas hacia su empleo en las políticas públicas.

### Impuestos ↓

Un impuesto ambiental es un pago obligatorio que deben realizar los agentes que emiten sustancias contaminantes (a partir o no de un determinado nivel mínimo), siendo calculado por la aplicación de un tipo impositivo (fijo o variable) a una base imponible relacionada con el nivel de descargas al medio natural. Además, cabe destacar que un impuesto es ambiental por sus efectos en términos de ingresos públicos, no porque su recaudación esté afectada a fines ambientales. Es decir, que un impuesto sea ambiental no depende del destino que se le de a la recaudación obtenida con el mismo, sino que el impuesto será ambiental si afecta al comportamiento de los agentes de manera que se consiga reducir el nivel de contaminación (Gago y Labandeira, 1999).

La base imponible del impuesto se calcula preferiblemente de manera directa, midiendo las descargas contaminantes, si bien en ocasiones se utilizan sistemas de estimación indirecta u objetiva por razones de viabilidad administrativa. Por su parte, el tipo impositivo idealmente debería estar relacionado con el daño ambiental provocado por la unidad de descarga. Sin embargo, esto es muy complicado, principalmente debido a los requerimientos informacionales a que nos referiremos posteriormente. Esta clase de impuestos, cuyos tipos impositivos pretenden recoger el daño ambiental provocado por las

descargas contaminantes, se denominan pigouvianos. En el caso de que el tipo impositivo sea otro, discrecional o no, se denominan coste-efectivos, ya que en todo caso garantizan que el esfuerzo corrector se realice al mínimo coste.

La principal ventaja de los impuestos ambientales, como la de todo instrumento económico de política ambiental tal y como se señaló con anterioridad, es que permiten alcanzar el objetivo de reducción de emisiones al mínimo coste. Esto se explica porque actúan como un precio por contaminar, de manera que realizarán el mayor esfuerzo por descontaminar aquellos agentes a los que les resulte más barato hacerlo. Para evitar el pago fiscal sucesivo, el contaminador intentará modificar su comportamiento y/o introducir nuevas tecnologías, garantizando la eficiencia dinámica.

Sin embargo, los impuestos ambientales se enfrentan al problema de que sus tipos impositivos óptimos son de difícil aplicación práctica: para su cálculo sería necesario conocer los costes marginales de reducir las emisiones y los costes externos marginales de las emisiones (externalidad), no sólo en el nivel actual de emisiones sino para un intervalo amplio porque el tipo impositivo se determina en el óptimo de emisiones. Sin embargo, el cálculo de la curva de costes marginales externos es muy complicado por las altas demandas de las técnicas de valoración económica, mientras que el de las curvas de marginales de reducción se enfrenta al ya citado problema de información asimétrica.

Otras dificultades de los tributos ambientales tienen que ver con sus efectos sobre la competitividad, al encarecer los precios de ciertos productos, y sobre la distribución de la renta. En relación con esta última cuestión, los impuestos pueden provocar efectos regresivos si gravan bienes que, como les sucede a los productos energéticos, son consumidos en mayor proporción relativa por parte de los grupos sociales con menores niveles de renta.

Si la principal finalidad de los impuestos ambientales ha de ser corregir las externalidades ambientales, lo que se denomina primer dividendo o beneficio de la imposición ambiental, éstos también pueden generar un segundo dividendo si se utilizan sus ingresos para reducir otros impuestos distorsionantes (que engloba los demás cambios en el bienestar, de naturaleza extra-ambiental) (Bovenberg, 1999). La teoría del doble dividendo ha propiciado que en algunos países europeos los impuestos energético-ambientales hayan formado parte de cambios fiscales más ambiciosos, la denominada Reforma Fiscal Verde (RFV), que básicamente supone la sustitución de la imposición sobre la renta y/o las cotiza-

ciones sociales por impuestos ambientales, en su mayor parte de naturaleza energética.

De hecho, una RFV es una de las vías o enfoques posibles a través de las que se utilizan los impuestos ambientales (Gago y Labandeira, 1999):

**Enfoque restringido o reforma parcial** en el que los impuestos ambientales tienen un papel secundario, con una finalidad primordialmente financiera y regulatoria. En este caso los impuestos ambientales se introducen de forma aislada y sin conexión con una estrategia reformista general.

**Enfoque generalizado o de reforma integral**, en el que la imposición ambiental es protagonista principal de los cambios tributarios. La imposición ambiental se incorpora ahora de forma masiva al sistema fiscal, asumiendo un papel central en la alteración del equilibrio impositivo, compensando las reducciones de otros impuestos para obtener así un beneficio económico-fiscal que se añade a su impacto estrictamente ambiental.

### Mercados de derechos de emisión ↓

En este caso la externalidad se aborda a través de la creación de un mercado en que los agentes intercambian permisos de emisión que adquieren, por tanto, un precio. En su forma más básica (aunque no única), el regulador establece el número de permisos a partir de un límite global de emisiones, que se asignan posteriormente entre los contaminadores siguiendo algún criterio. Cada permiso da derecho a emitir una determinada cantidad del contaminante (3), y se fija un período de tiempo, normalmente un año, durante el que se puede usar esos derechos o comerciar con ellos. En algunos casos se permite la acumulación (el préstamo) de permisos para utilizar o vender en períodos posteriores, lo que proporciona una mayor flexibilidad en el mercado pero también mayores riesgos ambientales, ya que se podría producir una excesiva concentración de la contaminación en un momento puntual del tiempo (*hot spots*).

Por todo lo visto, los mercados de derechos son un instrumento de cantidad, ya que inicialmente se fija un objetivo de cantidad, se distribuyen los permisos y finalmente surge un precio a partir de las interacciones del mercado. En el caso de los impuestos el esquema es el contrario: el precio (tipo impositivo) se fija en primer lugar y posteriormente éste origina una cantidad (la contaminación o emisiones) a partir de la reacción de los agentes. De todas maneras, en los mercados se mantiene el enfoque flexibilizador de los instrumentos económicos al seguirse descen-

tralizando las decisiones en los contaminadores, si bien manteniendo el control sobre el nivel agregado de contaminación.

Entre las ventajas de los mercados destacan su más fácil engarce con las regulaciones habituales en el ámbito ambiental (generalmente de cantidad) y la aceptación que suele acompañar a la asignación gratuita de permisos (frente al pago fiscal continuo). También son preferibles cuando existe incertidumbre sobre las curvas de costes marginales de reducir y los costes marginales externos muestran gran rigidez (Weitzman, 1971). Sin embargo, por las razones ya apuntadas con anterioridad (o porque el ratio de intercambios no es el adecuado entre localizaciones) pueden dar lugar a la aparición de *hot spots*.

### Subvenciones ↓

Se trata ahora de un pago que el sector público realiza a los causantes del daño ambiental, un gasto fiscal o presupuestario, para que modifiquen su comportamiento. En teoría es un instrumento de precio, con efectos similares a los conseguidos por los impuestos a nivel individual. Sin embargo, a nivel global se produce un incremento del deterioro ambiental con respecto al caso impositivo porque se alteran las decisiones de entrada-salida (algunos contaminadores que dejarían su actividad por falta de rentabilidad pueden mantenerse operativos por este instrumento o puede atraerse a agentes que en otro caso no acudirían). Una diferencia fundamental con los instrumentos anteriores de política es que no se sigue el principio de 'quien contamina paga', en realidad una guía comúnmente aceptada para la definición de las políticas en este campo. Esto lleva a que la subvención no sólo no obtenga recursos para realizar una posible RFV sino que aumenta el gasto público.

Dentro de las subvenciones, existen diversas posibilidades (Stern, 2005). Las menos habituales son precisamente las que ilustran buena parte de los manuales de Economía: subsidios por unidad de emisión reducida. Más normales son los que se dedican a cubrir una parte de los costes fijos de inversión en instalaciones descontaminantes o los que pretenden fomentar el desarrollo de nuevas tecnologías descontaminantes. En ambos casos los subsidios pueden arbitrarse dentro de los impuestos existentes (sociedades), como gasto fiscal, o como transferencia directa de recursos al contaminador, como gasto presupuestario.

Sirvan un par de ejemplos para ilustrar el uso de subvenciones en el campo ambiental. El Decreto 168/1997 de Navarra regula las subvenciones a las

inversiones para la prevención, corrección y control del impacto ambiental de la actividad industrial, que pueden cubrir entre el 15% y el 35% de los costes de inversión de medios materiales para reducir la contaminación. Otras subvenciones para fomentar el desarrollo tecnológico de alternativas limpias vinieron en su día determinadas por el «Régimen Especial» (R.D. 436/2004) donde ciertas tecnologías no estaban obligadas a participar en el sistema de ofertas del mercado, aunque existía un compromiso firme de adquirir sus excedentes. Sin embargo, si estas tecnologías acudían al mercado recibirían, además del precio del mismo, una prima y un incentivo por su participación.

### APROXIMACIONES VOLUNTARIAS ↓

Se trata de una serie de actuaciones que tienen como finalidad que los sectores contaminantes se autorregulen mediante procesos cooperativos que sean menos costosos para la sociedad. En realidad se trata de una nueva generación o alternativa de política ambiental, donde los aspectos mandatorios se reducen considerablemente (aunque no necesariamente desaparecen). Existen tres grandes opciones para el desarrollo de aproximaciones voluntarias (Crocí, 2005), de las que nos ocupamos a continuación.

En primer lugar, el sector público puede definir un programa de actuación ambiental al que los agentes, voluntariamente, puedan sumarse. A cambio, estos obtendrían asistencia técnica, reconocimiento público, acceso a programas de subvenciones públicas o un tratamiento regulatorio más suave (en el sistema de mandato y control o en instrumentos económicos que puedan existir). Una segunda opción es que el programa de actuación sea fruto de una negociación bilateral entre el contaminante y el regulador, donde éste utiliza de nuevo la zana-horia o la amenaza del palo para conseguir el cambio voluntario de comportamiento.

En segundo lugar, el programa como una iniciativa unilateral del agente causante del daño ambiental, sin interferencia pública de ningún tipo. Esto puede producirse mediante el desarrollo y mejora de sus sistemas de gestión ambiental, utilizando prácticas y códigos de conducta de organizaciones más ambiciosas o aplicando procedimientos establecidos por organismos de reconocido prestigio.

Por último, también se pueden incluir dentro de esta aproximación los procesos de creación y suministro de información sobre los impactos ambientales que generen los principales contaminadores. Estos procesos, generalmente definidos y gestionados por el

sector público, llevan a los contaminadores a modificar sus conductas sin regulación explícita, para evitar la pérdida de clientes o de imagen. Asimismo, influirán sobre las demás aproximaciones voluntarias, promoviendo iniciativas unilaterales y bilaterales.

La principal ventaja de esta nueva generación de instrumentos es que permiten la comunicación y la cooperación tanto entre los propios contaminadores como entre estas empresas y el regulador. Esto contrasta con los instrumentos de mercado, de una naturaleza individual, y con las regulaciones de mandato y control, con preeminencia del regulador. Además, se reducen sobremanera los costes para el regulador, ya que los gastos administrativos serán mínimos, y prácticamente inexistentes aquellos relacionados con la vigilancia y control de contaminadores.

Como ejemplo paradigmático de aproximación voluntaria y de uso coordinado de instrumentos y aproximaciones de política ambiental está la estrategia británica de control del cambio climático. Los objetivos de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero del Reino Unido provienen de tres fuentes: el Protocolo de Kioto (que establece una reducción del 12,5% de las emisiones británicas en 2012 con respecto a 1990), un acuerdo para reducir las emisiones en un 20% en 2010 con respecto a 1990 (posteriormente abandonado) y un acuerdo para la reducción del 60% de las emisiones de 1990 en 2050.

En este contexto se emplearon tres instrumentos interrelacionados: un impuesto sobre consumos energéticos, un mercado de comercio de emisiones propio y un sistema de acuerdos voluntarios. Esto refleja tanto la utilidad de aproximaciones híbridas para las políticas ambientales (especialmente en el caso de problemas tan amplios como el cambio climático) como la necesaria imbricación entre las aproximaciones voluntarias y otros instrumentos.

En el Reino Unido los acuerdos voluntarios contra el cambio climático emergen de la negociación entre el gobierno y organizaciones que representan a distintos sectores industriales. Esencialmente, existen dos tipos de acuerdos: límites de emisiones o límites de consumos energéticos, si bien buena parte de los acuerdos están relacionados con mejoras en la eficiencia energética. Se fija como horizonte el año 2010, si bien existen objetivos puntuales en todos los años pares. Siguiendo la tónica habitual en la aplicación de acuerdos voluntarios, los participantes obtienen una serie de contrapartidas: reducción en los pagos del impuesto sobre consumos energéticos y posible participación en el mercado propio de derechos de emisión.

## LA PRAXIS DE LOS INSTRUMENTOS ECONÓMICOS EN ESPAÑA ▼

Una vez delimitadas las cuestiones básicas sobre las distintas aproximaciones regulatorias para las políticas ambientales en el sector energético, y después de destacar la relevancia teórica y práctica de los instrumentos económicos de política ambiental, en este apartado nos ocupamos de describir algunas de sus aplicaciones más significativas en el caso español (3). En primer lugar nos referimos a los principales impuestos ambientales sobre el sector energético, de titularidad autonómica, para después dar paso a una somera descripción del mercado europeo de comercio de emisiones de CO<sub>2</sub>.

### Impuestos ambientales sobre el sector energético ▼

#### **Impuesto sobre la contaminación atmosférica.**

Este impuesto comenzó a aplicarse en Galicia en 1996 y grava las emisiones a la atmósfera de óxidos de nitrógeno y azufre, relacionados con la quema de combustibles fósiles y causa fundamental de la lluvia ácida. Existen dos sistemas para estimar la base imponible del impuesto: estimación directa, cuando las instalaciones tienen sistemas de medida de las cantidades emitidas; y estimación objetiva, en otro caso o cuando por lo menos el 80% de los combustibles utilizados sean fluidos. La tarifa del impuesto está organizada en cuatro tramos, con tipos crecientes, dejando exentas de gravamen las emisiones hasta 1.000 Tm anuales. Los ingresos recaudados están afectados a la financiación de las actuaciones de protección medioambiental y conservación de los recursos naturales del gobierno gallego.

El elevado mínimo exento hace que este impuesto afecte a menos de diez instalaciones (4), con lo que se anula una de las ventajas comparativas de la imposición ambiental frente a la regulación convencional por la existencia de información asimétrica (la flexibilidad de descentralización de decisiones y sus mejoras en términos de eficiencia estática). Además, los tipos impositivos son bajos en relación con las estimaciones habituales del daño ocasionado por estas sustancias, con lo que los incentivos al cambio de comportamiento de los contaminadores son mínimas. Además la asignación jurisdiccional es imperfecta, al regularse un problema ambiental de carácter transnacional por parte de una administración sub-central. Finalmente la afectación de la recaudación precluye su uso con objetivos de política fiscal, aunque su insignificancia e inestabilidad harían inútil su no afectación. En conclusión, existen errores de bulto en el diseño y aplicación de este ins-

trumento, si bien la relevancia de los problemas ambientales tratados hace que cualquier paso adelante sea bienvenido aún siendo manifiestamente mejorable.

**Impuesto sobre actividades que inciden sobre el Medio Ambiente.** Este impuesto, aprobado en Castilla-La Mancha a finales del año 2000, presenta características similares al impuesto gallego pero además grava la producción termónuclear de energía eléctrica (expresada en kWh.) y el almacenamiento de residuos radiactivos (en m<sup>3</sup>). En el caso de la producción de electricidad se aplica un tipo impositivo muy bajo que, unido al hecho de que la nuclear es una tecnología de base con coste variable cercano a cero, hace que este impuesto apenas tenga ningún efecto sobre la producción y sea simplemente recaudatorio.

En el caso de los residuos radiactivos, el impuesto grava el almacenamiento de residuos radiactivos en función de la capacidad de los depósitos por lo que existe una conexión y racionalidad ambiental claras. Lo que no es tan evidente es su efecto ambiental, ya que la reacción de los contribuyentes está muy restringida debido a las limitadas posibilidades de reducción de los residuos radiactivos, con lo que el impuesto de nuevo actúa más como un mecanismo recaudatorio que como un instrumento para reducir el problema ambiental.

**Impuesto sobre la producción y el transporte de energía.** En 1997 el gobierno extremeño creó este impuesto sobre la base de un diseño baleár anterior (y posteriormente declarado inconstitucional en 2000). Se trata de un impuesto que grava las instalaciones y estructuras situadas en territorio extremeño que estén afectas a ciertas actividades que incidan sobre el medio ambiente: redes de transporte eléctrico, antenas, ... Su recaudación se vincula al desarrollo de políticas ambientales.

Inicialmente, la base imponible del impuesto era el mayor de dos valores:

- ✓ El 40% de la media de los ingresos brutos de explotación facturados por el sujeto pasivo en Extremadura en los últimos tres años.
- ✓ La producción bruta media de los últimos tres años, expresada en kWh, multiplicada por un coeficiente de 7 en el caso de energía de origen termónuclear o de 5 en los demás casos.

Este impuesto fue anulado por el Tribunal Constitucional en el año 2006 por considerar que se trataba de un impuesto sobre el patrimonio inmobiliario, con lo que estaba gravando la misma materia

imponible que el Impuesto de Bienes Inmuebles, algo expresamente prohibido por la LOFCA (Ley Orgánica de Financiación Autonómica). Extremadura aduce, en todo caso, que a finales de 2005 el impuesto había sido modificado, entre otras cosas eliminando la utilización de los ingresos brutos de explotación para determinar la base imponible, y por tanto el dictamen de constitucionalidad no debería afectarle.

### El mercado europeo de derechos de emisión

El ejemplo por antonomasia de mercado de derechos de emisión es el mecanismo de Comercio de Emisiones de la Unión Europea, establecido por la Directiva 2003/87/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, y que entró en vigor a comienzos de 2005. Se trata de un mecanismo de comercio establecido por la Unión Europea para asegurar el cumplimiento del objetivo comunitario de Kioto (reducción de emisiones de CO<sub>2</sub> en un 8% en 2012 con respecto a 1990). Es el primer sistema de comercio internacional de emisiones de CO<sub>2</sub> en el mundo y consta de dos fases (de prueba, hasta 2007, y definitiva, con concentración de esfuerzos reductores, de 2008 a 2012). Una experiencia previa, también de gran relevancia, se ha venido aplicando en EE.UU. desde comienzos de los noventa para el control de las emisiones de óxidos de azufre, precursoras de la lluvia ácida (Ellerman, 2006).

El mercado europeo es una iniciativa anterior al protocolo de Kioto, lo que refleja el liderazgo europeo en este campo y el fracaso de iniciativas fiscales previas que estaban sujetas a la regla de la unanimidad. El sistema consiste básicamente en la sujeción de un conjunto de sectores y actividades a unos límites de emisiones determinados por los PNA (Plan Nacional de Asignación), generalmente a partir de su historial pasado, con los que las instalaciones contaminantes pueden comerciar posteriormente y que por tanto alcanzan un precio. Los PNA han de ser guiados por el acuerdo de distribución de carga: la desagregación de los objetivos globales de la UE (según Kioto) por estados miembros. La distribución de permisos es gratuita, en línea con la experiencia habitual con mercados de derechos de emisión, lo que sin duda facilita la aplicación del sistema y reduce sus efectos distributivos y sobre la competitividad de la industria comunitaria (Endres y Ohi, 2004).

Los emisores están obligados a presentar a final de año el número de derechos equivalente a sus emisiones, bajo pena de enfrentarse a una sanción en caso de no cumplir con tal igualdad. A este efecto se establece un sistema de verificación de emisio-

nes, con la participación de entidades independientes. Los costes de transacción son limitados, al existir un registro documental de los intercambios y agentes independientes que facilitan la compraventa de los permisos (*brokers*). Precisamente, la no inclusión de pequeños emisores (hogares, pequeñas empresas, contaminadores difusos) responde probablemente a ese objetivo, si bien la concentración de emisiones en pocos contaminadores es brutal y ha generado un cierto debate sobre la idoneidad de la cobertura de pequeños emisores. El sistema no permite ahorro o préstamos de permisos entre períodos.

Como todo instrumento económico, este mecanismo pretende conseguir la reducción de las emisiones al mínimo coste y proporcionar incentivos a las empresas para que utilicen tecnologías más limpias. Sin embargo, su diseño y aplicación han mostrado una serie de deficiencias. Por una parte, como cada país fija su propio PNA, no se han armonizado el procedimiento y la cuantía de las asignaciones, lo que en ocasiones ha limitado la materialización de reducciones reales de emisiones. Por otro lado, la no sujeción de ciertos sectores y emisores hace que surjan dudas sobre un adecuado diseño normativo, ya que precisamente la ventaja de los instrumentos de mercado es su extensión al máximo número de contaminadores para aprovechar sus propiedades eficientes. Por supuesto, esto genera además preocupaciones distributivas, por una irregular distribución de responsabilidades de descontaminar entre agentes. También se ha mencionado la ausencia de ingresos públicos, con los que llevar a cabo mejoras fiscales estructurales en línea con la teoría del doble dividendo. Seguidamente, a lo largo de la próxima sección, nos ocuparemos de estas dos últimas cuestiones a través de trabajos empíricos aplicados para el caso español.

## EVIDENCIA EMPÍRICA DEL USO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS EN EL SECTOR ENERGÉTICO ESPAÑOL ↓

España en general, y sus sectores energéticos en particular, constituye un ejemplo muy interesante sobre el diseño, aplicación y evaluación de políticas públicas contra el cambio climático. En primer lugar, por la relevancia de los impactos de los fenómenos de cambio climático sobre la sociedad española, probablemente de entre los más elevados para el mundo desarrollado. En segundo lugar, por el fuerte desvío de las emisiones reales respecto a los límites acordados dentro de la UE, fruto de un crecimiento económico muy significativo desde mediados de los noventa y de la ausencia de políticas públicas durante muchos años. Finalmente, por los fuertes efectos que puede originar la aplicación de intensas

políticas correctoras, tanto desde un punto de vista económico como distributivo.

Por ello, una vez presentadas e ilustradas las distintas alternativas de regulación ambiental del sector energético, nos preguntamos a continuación sobre los efectos simulados de diversas políticas contra el cambio climático para la economía española. En relación con lo visto en el epígrafe anterior, las cuestiones que nos interesan son fundamentalmente tres: 1) ¿cuál es el efecto de una reducción súbita, como es de esperar a corto plazo, de las emisiones españolas de CO<sub>2</sub>?; 2) ¿cuáles son los efectos de la aplicación de una hipotética RFV en España?; y 3) ¿cuáles son los resultados económicos y distributivos de la aplicación del mercado europeo de comercio de emisiones y de alguna variante? Para responder a estas cuestiones tomaremos tres trabajos académicos desarrollados por los autores durante los últimos años

Comenzando por la cuestión de una reducción abrupta y repentina de las emisiones españolas de gases de efecto invernadero, la situación real indica un escenario de estas características: un objetivo de incremento de emisiones (con respecto a 1990) en media para 2008-2012 de un 15% y un aumento real de en torno al 50% en la actualidad. Para ello Labandeira y Rodríguez (2006b) utilizan un modelo de equilibrio general aplicado estático con el que analizar el efecto de introducir un impuesto sobre el CO<sub>2</sub> con devolución de los ingresos mediante transferencias de suma fija y varios escenarios de reducción de emisiones. Los resultados muestran que con un objetivo de reducción de las emisiones a corto plazo del 16% (básicamente para llegar al objetivo gubernamental en el período de cumplimiento), el impuesto necesario para lograrlo reduciría el PIB en un 1,6%, mientras que el nivel de empleo se recortaría en un 0,8% y el bienestar caería un 0,1%. Esto contrasta con los efectos de caídas menores de emisiones (un 2% anual para un período más largo), prácticamente irrelevantes. Es decir, la curva de costes de reducción de emisiones para España crece más que proporcionalmente con las reducciones (resultado teórico trivial), por lo que la economía española se enfrentará a unos costes superiores a los necesarios para cumplir con sus objetivos.

Por su parte, Labandeira, Labeaga y Rodríguez (2005) simulan los efectos de una RFV en España, con la introducción de un impuesto sobre las emisiones de CO<sub>2</sub> (en el consumo de combustibles fósiles) y reducción de las cotizaciones sociales de los empleadores. Para ser capaces de analizar también los efectos distributivos sobre los consumidores finales, integran un modelo microeconómico de demanda residencial de productos energéticos con el ya mencionado modelo de equilibrio general



aplicado. Los resultados muestran que la introducción de una RFV con un impuesto en línea con los resultados habituales de la literatura y aplicaciones reales (12,3 ¢ por tonelada de CO<sub>2</sub>) permite reducir considerablemente las emisiones españolas de este contaminante (-7,7% por parte de las empresas y -1,5% de los consumidores finales).

También se logran importantes beneficios no ambientales al reducir las distorsiones del sistema fiscal vigente, mejorando el bienestar social e incrementando ligeramente el empleo. No obstante, la RFV afecta negativamente a la producción de bienes energéticos primarios y, con una intensidad menor, al sector eléctrico a la vez que se produce un incremento en los precios de los sectores intensivos en energía.

Finalmente, Labandeira y Rodríguez (2006a) emplean el anterior modelo de equilibrio general estático para estudiar los efectos del mercado europeo de comercio de emisiones en España. Se realizan en este caso tres simulaciones: 1) réplica de la directiva, con el mismo número de sectores sujetos y asignación gratuita de permisos, 2) extensión de la aplicación del mercado a todos los sectores excepto los hogares, con asignación gratuita y 3) mercado extendido con subasta y devolución con transferencias de suma fija. Este trabajo parte del mismo esfuerzo global de reducción de emisiones, estudiando en este caso los costes diferenciales de conseguir un mismo objetivo a través de una definición diferente de la instrumentación (en este caso nos centraremos en una definición más amplia o más estrecha del mercado de emisiones).

De nuevo, nos encontramos con un resultado totalmente esperable: es más barato obtener la misma reducción de emisiones con sistemas de política ambiental que se aplican de forma más extensa. Esto tiene que ver con la ya mencionada propiedad de eficiencia estática, con ganancias mayores cuanto más varíen las curvas de costes marginales de reducción entre sectores y cuantos más sectores se incorporen. En nuestro caso, los efectos de utilizar el sistema extenso sobre el restringido son positivos en las principales variables macroeconómicas, además de limitar la aparición de efectos distributivos significativos.

## CONCLUSIONES ↓

En este artículo hemos presentado y analizado las distintas alternativas regulatorias que tiene el sector público para corregir las externalidades ambientales causadas por el consumo y producción de energía. Hemos clasificado los instrumentos de política ambien-

tal en tres grandes grupos, por orden de aparición en la praxis de las políticas. Distinguimos así, en primer lugar, las regulaciones mandato y control, instrumento omnipresente y útil para la consecución de múltiples objetivos. Uno de los grandes problemas de esta alternativa regulatoria tiene que ver con unos inadecuados incentivos, algo que supera la segunda generación de instrumentos de política (de mercado o flexibles). Finalmente están las aproximaciones no mandatorias o voluntarias, de más tardía aparición. En todos los casos hemos intentado ilustrar la aplicación de estos instrumentos con ejemplos prácticos y reales, observando la amplitud y variabilidad de experiencias.

Hemos querido dedicar buena parte del espacio de este trabajo a los denominados instrumentos económicos de política ambiental. Esto tiene que ver con la tradicional preferencia de los economistas sobre su utilización, pero también con su creciente introducción en las políticas públicas. Nos hemos concentrado en instrumentos de precio y de mercado que se aplican o aplicaron sobre el sector energético español, describiendo superficialmente su funcionamiento y suministrando una primera evaluación. En particular, cuando la experiencia práctica con estos instrumentos no permitía responder a ciertas preguntas, hemos completado su análisis con evidencia empírica hipotética para España.

Como resumen general del trabajo nos gustaría destacar varios mensajes. En primer lugar, la relevancia de las necesidades correctoras de naturaleza ambiental en el sector energético. En segundo lugar, la diversidad y riqueza instrumental de los instrumentos de política ambiental aplicados sobre el sector energético. En tercer lugar, la necesidad de aproximaciones flexibles e híbridas (combinación de instrumentos) para conseguir los objetivos prefijados de una forma eficiente. Y, finalmente, la utilidad del análisis económico tanto en el diseño, la elección y la evaluación de los distintos instrumentos de política.

**(\*) Los autores agradecen la financiación concedida por la Fundación BBVA, por el Ministerio de Educación y por el FEDER (SEJ 2006-1239). Todos los errores y omisiones son de nuestra única responsabilidad.**

## NOTAS ↓

- (1) Véase Baumol y Oates (1988) para ampliar estas ideas.
- (2) Estos permisos de emisión se pueden repartir de manera gratuita o no, en función de a quién se asignen los derechos de propiedad sobre el medio ambiente. Si los derechos son gratuitos, se asume que son las empresas las que poseen los derechos, mientras que si los derechos son subastados ocurre lo contrario.

- (3) Buena parte de la información aquí presentada y resumida proviene de Labandeira, López, Picos y Rodríguez (2007).
- (4) Casi el 70% de los ingresos del impuesto se obtienen de un contribuyente, Endesa, por la central térmica de As Pontes.

## BIBLIOGRAFÍA ↓

BAUMOL, W. J. y W.E. OATES (1988): *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge University Press, Cambridge.

BOHM, P. y C.S. RUSSELL (1985): «Comparative Analysis of Alternative Policy Instruments». En A. KNEESE y J. SWEENEY (eds.) *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Elsevier Science, Amsterdam.

BOVENBERG, A. L. (1999): «Green Tax Reforms and the Double Dividend. An Updated Reader's Guide». *International Tax and Public Finance*. 6. 421-434.

BOVENBERG, A. L., GOULDER, L. (2002). «Environmental Taxation and Regulation» en AUERBACH, A.J., FELDSTEIN, M. (eds). *Handbook of Public Economics*. Elsevier Science, Amsterdam.

CROCI, E. (2005): «The Economics of Environmental Voluntary Agreements» en E. CROCI (ed.) *The Handbook of Environmental Voluntary Agreements*. Springer, Berlín.

ELLERMAN, A. D. (2006): «Evaluación Ex post de Permisos Transferibles de Emisión: el Programa Estadounidense de Limitación y Comercio de Emisiones de SO<sub>2</sub>». *Cuadernos Económicos del ICE*. 71. 9-46.

ENDRES, A. y C. OHL (2004): «Kyoto-Europe? An Economic Evaluation of the European Emission Trading Directive». *European Journal of Law and Economics*. 19(1). 17-39.

GAGO, A. y X. LABANDEIRA (1999): *La Reforma Fiscal Verde*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

LABANDEIRA, X., J.M. LABEAGA y M. RODRÍGUEZ (2005): «Análisis de Eficiencia y Equidad de una Reforma Fiscal Verde en España». *Cuadernos Económicos del ICE*. 70. 207-225.

LABANDEIRA, X., C. LEÓN y M.X. VÁZQUEZ (2006): *Economía Ambiental*. Pearson, Madrid.

LABANDEIRA, X., X. LÓPEZ, F. PICOS y M. RODRÍGUEZ (2006): «Fiscalidad Energético-Ambiental y Financiación Autonómica». *CLM Economía*. 8. 209-228.

LABANDEIRA, X., M. RODRÍGUEZ (2006a): «The Effects of a Sudden CO<sub>2</sub> Reduction in Spain». En C. DE MIGUEL, X. LABANDEIRA y B. MANZANO (eds.) *Economic Modelling of Energy and Climate Change Policies*. Edward Elgar, Cheltenham.

LABANDEIRA, X. y M. RODRÍGUEZ (2006b): «Industrial Effects of Climate Change Policies through the EU Emissions Trading Scheme». *Documento de Trabajo 288-2006*, FUNCAS.

LINARES, P. (2004): «Externalidades de la Energía y su Valoración». En A. GAGO y X. LABANDEIRA (eds.) *Energía, Fiscalidad y Medio Ambiente en España*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.

LOUREIRO, M.L. y M.X. VÁZQUEZ (2006): «Incentivos y políticas de gestión de catástrofes ambientales marinas: el Prestige». *Cuadernos Económicos de Información Comercial Española*, 71, 199-219.

NEWBERY, D.M. (2005): «Why Tax Energy? Towards a More Rational Policy». *Energy Journal*. 26(3). 1-39.

STERNER, T. (2003): *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*. Resource for the Future Press, Washington D.C.

WEITZMAN, M. L. (1971): «Prices vs. Quantities». *Review of Economic Studies*. 41. 477-491.