

# Instrumentos de regulación ambiental en el sector eléctrico

Pedro Linares Llama  
Roberto Santos Bueno

## Introducción

La energía, y como caso particular la electricidad, es parte central de la actividad económica y la vida social. Las condiciones de generación, transporte, distribución y consumo de la electricidad afectan tanto a los operadores económicos como al conjunto de la sociedad. Esta gran importancia del sector eléctrico ha hecho que en todos los países desarrollados se esté llevando a cabo, o haya concluido ya, un proceso de reestructuración del sector, que trata de mejorar la eficiencia en la asignación de los recursos tanto a nivel empresarial –aumentando los incentivos para reducir costes, o para realizar inversiones innovadoras– como a nivel de mercado –permitiendo una mayor variedad de mecanismos de intercambio, y utilizando de forma explícita los precios para ajustar la oferta a la demanda–.

Desgraciadamente, a pesar de este esfuerzo liberalizador, la asignación de recursos que resulta sigue sin ser óptima desde un punto de vista social, ya que los precios, que como hemos dicho son la herramienta del mercado para asignar recursos, no incorporan todos los costes y beneficios de las distintas alternativas de generación, transporte, distribución o consumo de electricidad.

En los últimos tiempos, cada vez es mayor la preocupación de la sociedad por estos costes no recogidos en el precio, especialmente por los costes medioambientales. Esta toma de concien-

cia se debe posiblemente a la globalización de los impactos ambientales. Efectivamente, si bien los impactos locales de la energía eléctrica como el impacto visual, la contaminación acústica o la alteración local de ecosistemas tienen generalmente una solución relativamente sencilla desde el mismo ámbito local, los impactos regionales y globales requieren otra aproximación.

De entre estos impactos, los más significativos son posiblemente los causados por la contaminación atmosférica —emisiones de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> o CO<sub>2</sub>— en la salud humana, en los cultivos, en los ecosistemas, o en el clima global del planeta. También son importantes los posibles impactos causados por la generación de residuos radiactivos (Stanners y Bourdeau, 1995). Todos estos impactos producen a su vez unos daños que también se conocen como externalidades o fallos de mercado, ya que no están recogidos en el precio de la electricidad. Esto hace que la señal que se envía al mercado a través del precio no sea correcta, y que por tanto no se consiga la máxima eficiencia social.

Por consiguiente, aun en entornos liberalizados es necesario intervenir para lograr el óptimo social (Sánchez de Tembleque, 1997), estableciendo instrumentos que permitan la internalización de estas externalidades, es decir, su incorporación en el precio de la electricidad.

Es interesante señalar aquí que existe una escuela de pensamiento basada en las ideas de Coase (1960, 1994) según la cual

esta intervención no es necesaria, siempre que haya una definición precisa de los derechos de propiedad sobre todos los bienes (en nuestro caso por ejemplo, sobre el aire puro o sobre los ecosistemas). Dados unos determinados supuestos (principalmente, la ausencia de costes de transacción), el óptimo social se alcanzaría mediante la negociación entre los agentes implicados. Esta teoría, que se ha aplicado en alguna ocasión para problemas de contaminación local debido a centrales eléctricas (Coll, 1993), resulta sin embargo muy difícil de aceptar para problemas de contaminación regional o global, en que la identificación de agentes implicados a los que asignar derechos de propiedad es imposible, y los costes de transacción muy altos. Por ello, se hace necesario utilizar los instrumentos ya citados.

Estos instrumentos son muy variados, y cada uno presenta ventajas e inconvenientes, y distinta eficacia, tanto a la hora de lograr la eficiencia social en la asignación de recursos como de alcanzar unos objetivos fijados por el regulador. Su elección dependerá de muchos factores: tipo de impacto ambiental que trata de evitar, condicionantes administrativos, estructura interna del sector al que se dirige, etc. Veamos a continuación los principales mecanismos regulatorios aplicados hasta el momento al sector eléctrico, de forma resumida. Si se desea profundizar más en estos temas, puede recurrirse a los textos ya clásicos de Baumol y Oates (1988) o Pearce y Turner (1995).

A grandes rasgos, se pueden distinguir dos tipos de instrumentos de regulación medioambiental en el sector eléctrico:

- Los establecidos para lograr un objetivo medioambiental previamente fijado por el regulador, que a su vez podrá ser o no el correspondiente al punto de máxima eficiencia social,
- y los que tratan de alcanzar este punto de máxima eficiencia social directamente, mediante la internalización de las externalidades medioambientales de cada actividad en las decisiones del sector.

A continuación, describiremos con más detalle el primer tipo de instrumentos.

### Instrumentos que pretenden alcanzar un objetivo medioambiental dado

Como ya hemos mencionado, estos instrumentos tratan de condicionar las decisiones de las empresas contaminadoras, de forma que se alcance un objetivo medioambiental previamente fijado por el regulador.

Y es aquí donde surge el inconveniente principal de este tipo de instrumentos, en que este objetivo no suele ser el correspondiente al punto de máxima eficiencia social. Efectivamente, para que este objetivo fuese el de máxima eficiencia social, el regulador debería calcularlo comparando, por una parte, los

costes medioambientales de la actividad examinada, y por otra, los beneficios privados correspondientes a esta actividad. Así se establecería el punto de máxima eficiencia social como aquél en que los costes externos marginales se igualaran a los beneficios privados marginales. Además, este cálculo habría que individualizarlo para cada actividad contaminante. Por ejemplo, para cada grupo generador, habría que determinar los costes ambientales que produce su operación, y compararlos con los beneficios privados (o con los costes privados de la reducción de emisiones).

El problema es que, primero, es muy difícil para el regulador conocer en detalle ambas magnitudes, y más aún de forma individualizada, con lo que la determinación del punto buscado es complicada; segundo, los avances tecnológicos y de otro tipo pueden hacer que tanto costes como beneficios evolucionen rápidamente, y por tanto sea necesario cambiar el objetivo repetidamente para mantenernos en el punto de máxima eficiencia; y tercero, para la fijación de objetivos en el mundo real suele recurrirse más a procesos de negociación política que a métodos como el descrito.

A pesar de todos estos inconvenientes, son este tipo de instrumentos los más utilizados, por su sencillez de implantación, y por tanto de los que existe más variedad y experiencias reales de aplicación. Los primeros propuestos fueron los llamados métodos de “mandato y control” (“command and control”).

### Métodos de mandato y control

Los métodos de mandato y control consisten en establecer una restricción medioambiental a la operación de cada empresa o planta generadora de electricidad, y posteriormente vigilar su cumplimiento. Esta restricción puede establecerse de muchas formas, como se ve a continuación.

El mecanismo de control más restrictivo es el **estándar de tecnología**, por el que se impone la utilización de una determinada tecnología (normalmente la mejor disponible –BAT– o la mejor disponible que no implique costes excesivos –BATNEEC–) con el fin de reducir o eliminar la contaminación.

Algo más flexibles son los **estándares de calidad** del combustible, que persiguen, a través del control de la materia prima, controlar la emisión de contaminantes a que daría lugar su utilización.

Un mecanismo aún más flexible es el de los **estándares de emisión**, que imponen unos límites a la cantidad o concentración de contaminante producido en la fuente emisora. Estos estándares se pueden expresar en la práctica de varias formas: concentraciones máximas de contaminante emitido, cantidad total de contaminante emitido en un período determinado, o rendimiento mínimo de los equipos de limpieza o descontaminación. A su vez, pueden ser aplicados de forma individual a cada

foco emisor, o globalmente para un conjunto de ellos. Su flexibilidad se basa en permitir a los contaminadores emplear todos los medios a su alcance para limitar sus emisiones.

Un inconveniente de estos estándares es que limitan las emisiones, pero no tienen en cuenta el impacto que puedan producir éstas, y que puede ser muy variable. Esto hace posible, por ejemplo, que dos grupos de generación tengan los mismos límites de emisión, aun cuando las emisiones de uno de ellos causen mayores daños ambientales, por ejemplo por estar situado cerca de un gran centro de población, o en un ecosistema de gran valor. Evidentemente, esta situación no tiene demasiado sentido.

Para evitar esto, se han propuesto también otros instrumentos de control como los estándares de calidad ambiental que limitan el impacto sobre los receptores, lo que es más correcto. Su inconveniente es que son más complicados de establecer y vigilar, ya que dependerán de la localización de la actividad contaminante, de la distribución de posibles receptores afectados, o de las condiciones geográficas o meteorológicas.

En general, todos los métodos de “mandato y control” mencionados resultan relativamente sencillos de implantar y vigilar, con unos costes administrativos bajos. El problema, como ya hemos dicho, es su falta de flexibilidad, lo que los hace ineficientes desde el punto de

vista económico. En efecto, no tiene mucho sentido desde el punto de vista de la eficiencia imponer una misma reducción de contaminantes a dos empresas con distintos costes de reducción de emisiones, sino que es más eficiente que aquella empresa con menores costes de reducción reduzca más que otra para la que esta reducción suponga un mayor esfuerzo. Esto se podría corregir en principio mediante estándares individualizados para cada empresa, pero se requeriría una gran cantidad de información que no siempre está disponible.

Otro inconveniente de estos métodos es que no estimulan la reducción de emisiones más allá de los límites fijados, con lo que tampoco se incentiva la bajada de costes de las tecnologías de reducción, por ejemplo a través de la innovación científica.

Para tratar de solucionar estos problemas se han propuesto otros mecanismos más flexibles y eficientes, llamados instrumentos de mercado, y que pretenden básicamente aprovechar los mecanismos que ofrece el mercado, incentivando a los agentes contaminantes para lograr el objetivo medioambiental buscado.

### Instrumentos de mercado

Hay dos clases fundamentales de instrumentos de mercado, que se distinguen según como utilicen los resortes disponibles del mercado.

## “Los instrumentos de mercado pretenden aprovechar los mecanismos de éste, incentivando a los contaminantes para lograr el objetivo medioambiental buscado”

En el caso de los **impuestos**, se trata de corregir el fallo del mercado incorporando total o parcialmente la externalidad medioambiental en términos monetarios, fijándose la cantidad de dinero necesaria para desincentivar la producción hasta el punto de alcanzar el objetivo medioambiental buscado. Esta cantidad se repercute, por tanto, en función de la actividad de cada empresa contaminante (o más bien en función de las emisiones de contaminantes ligadas a ella). El alcanzar el objetivo fijado no es seguro, dependerá de la eficacia del impuesto, lo que a su vez vendrá condicionado, entre otros, por la elasticidad del consumo, o por la existencia de monopolios, ya que determinará hasta qué punto las empresas podrán repercutir totalmente el coste del impuesto en sus productos, y por tanto no reducir sus emisiones de contaminantes.

Este mecanismo es posiblemente de los más antiguos que se han propuesto (Pigou, 1920), aunque su utilización no está muy extendida, debido posiblemente a la baja popularidad de los impuestos entre la sociedad. Aunque hay que señalar que estos impuestos no tienen por qué elevar la carga fiscal, ya que, como han propuesto algunos autores, su recaudación podría emplearse para reducir otros impuestos, o para financiar otras políticas o gastos medioambientales.

En cualquier caso, como ya hemos dicho, no resultan muy populares, habiéndose recurrido en algunos países a, en lugar de desincentivar actividades contaminantes, incentivar (mediante subvenciones o programas de desarrollo) actividades “limpias”. Esto, sin embargo, choca con la filosofía ya aceptada de “quien contamina paga”.

El otro tipo de instrumento de mercado son los **permisos de emisión negociables**, propuestos por Dales (1968). En este caso, lo que se hace es fijar la cantidad total de contaminación permisible, que se asigna a los agentes en forma de permisos de emisión, creándose un mercado de estos permisos de emisión, en el que los agentes puedan intercambiarlos en función de sus intereses (p.ej., las empresas con costes bajos de reducción de contaminantes estarán interesadas en reducir sus emisiones, y vender sus permisos de emisión a otras con costes mayores). El funcionamiento correcto de este instrumento dependerá en gran medida de las restricciones que se impongan al intercambio de los permisos, y también de los posibles monopolios en este mercado.

La mayor dificultad a la hora de implantar este sistema es la asignación inicial de los permisos. Para ello se ha propuesto recurrir a una distribución en

función de tasas históricas de producción o de emisión de contaminantes (“grandfathering”), o bien a la subasta inicial de los permisos.

Como vemos, los instrumentos de mercado presentan numerosas ventajas frente a los tradicionales mecanismos de mandato y control. Entre ellas podemos citar la reducción en el coste de alcanzar el objetivo medioambiental buscado, al primar la reducción en aquellos agentes para los que sea menos gravosa; el estímulo que supone para la innovación tecnológica, al dar un incentivo constante a los agentes para reducir sus emisiones; y en algunos casos, la recaudación de fondos, que puede utilizarse para reducir otros impuestos, o para financiar otras políticas.

En este punto es interesante citar un tipo de instrumentos alternativos que se han utilizado puntualmente y con cierto éxito, como son los acuerdos voluntarios. Los **acuerdos voluntarios** son compromisos, bien contractuales, bien unilaterales, de reducción de impactos ambientales, por parte de los causantes del impacto.

Esta reducción puede producirse en origen, disminuyendo las emisiones de contaminantes, o bien mitigarse el impacto de las

**“Los instrumentos de mercado presentan numerosas ventajas frente a los tradicionales mecanismos de mandato y control, entre ellas la reducción del coste para alcanzar el objetivo medioambiental buscado”**

mismas (un caso actual de esto último son los programas de reforestación emprendidos por algunas empresas para compensar sus emisiones de CO<sub>2</sub>, los llamados *offsets*).

Los tipos de acuerdo más frecuente son de integración del medio ambiente en la política empresarial, de reducción de contaminantes más estrictas que las impuestas por la ley, de medidas de protección ambiental, o de medidas de aumento de la eficiencia. Cuando estos acuerdos se plasman en forma de contrato (con la Administración, generalmente) tienen carácter obligatorio y sancionable. Cuando son compromisos unilaterales por parte de las empresas, tienen carácter voluntario, y por lo tanto no sancionables. En este caso, pueden recogerse en los Planes de Medio Ambiente de las empresas.

Generalmente, se utilizan como suplemento a la regulación, ya que suelen ser menos gravosos para las empresas, y son más rápidos al no necesitar trámites legislativos. Son espe-

**“Los acuerdos voluntarios son compromisos, bien contractuales, bien unilaterales, de reducción de impactos ambientales, por parte de los causantes del impacto”**

cialmente interesantes cuando el riesgo de la contaminación es incierto. Se pueden anticipar a la legislación futura, e incluso hacerla

innecesaria. Para que sean realmente efectivos, los acuerdos deben ser flexibles, de la máxima concreción en cuanto a sus objetivos, vigilados, verificables, transparentes, y con suficientes garantías para su cumplimiento.

Este tipo de instrumentos se encuentra, en términos de eficiencia, en un nivel intermedio entre los estándares de emisión y los instrumentos fiscales. También son intermedios en cuanto a sus ventajas e inconvenientes. Como ventajas se pueden citar su flexibilidad similar a la de los instrumentos de mercado, que tienen menores costes administrativos que otros instrumentos, y que son obligaciones autoimpuestas, no forzadas, y por ello de más fácil cumplimiento. Para los firmantes del acuerdo, suponen una mejora de su imagen, lo que frecuentemente conlleva una mejora de su competitividad. Los inconvenientes son que pueden verse como una forma de posponer las acciones a realizar, y pueden hacer desconfiar de su cumplimiento. También pueden dar ventajas competitivas a los no firmantes del acuerdo (para evitar esto, se pueden establecer contrapartidas para los firman-

tes). Además, al igual que los estándares, no estimulan la innovación tecnológica, ya que no se incentiva a los contaminadores a reducir más de lo establecido.

A pesar de todas las ventajas citadas, todos los instrumentos mencionados hasta el momento siguen sin resolver el problema principal, son incapaces por sí mismos de garantizar la asignación óptima de recursos desde un punto de vista social, ya que dependen del establecimiento de un objetivo medioambiental correcto, lo cual, como ya hemos visto, no suele ser el caso.

**Instrumentos que permiten alcanzar la máxima eficacia social**

Como hemos mencionado, estos instrumentos pretenden alcanzar directamente el punto de máxima eficiencia social, mediante la internalización de las externalidades medioambientales en los procesos de decisión del sector eléctrico, esto es, mediante la incorporación de estas externalidades como criterios de decisión, en el mismo plano que los criterios tradicionales (como son por ejemplo el coste o la fiabilidad).

Cuando las externalidades se incorporan en el despacho eléctrico, éste se denomina **despacho de coste total**, (“full-cost dispatch”) o de **mínimo**

**coste social**. Así, para decidir qué grupos generadores participarían en el suministro eléctrico en cada momento, se tendrían en cuenta, además de los costes económicos de la generación, los impactos ambientales resultantes de la operación de cada generador, y a partir de estos criterios se establecería un orden de mérito. Un ejemplo de la aplicación de este instrumento al sector eléctrico español puede encontrarse en Muñoz (1998).

Las ventajas que presenta este mecanismo para internalizar las externalidades es que resulta muy rápido, ya que afecta al parque generador existente, no es preciso esperar a modificaciones del mismo. Además su implantación no es complicada incluso en mercados competitivos, ya que el despacho eléctrico suele ser centralizado, y por ello sólo sería necesario modificar el algoritmo de despacho del operador del mercado. Su principal inconveniente es que esta misma rapidez puede resultar traumática, ya que la alteración del algoritmo de despacho haría que algunos generadores saliesen de la programación, y por ello no pudieran recuperar sus costes fijos. Este lucro cesante debería ser compensado de alguna forma, lo que supondría un sobrecoste para el sistema.

Para evitar estos problemas, la alternativa es incorporar las

**“La Planificación Integrada de recursos consiste en poner en el mismo nivel de decisión las opciones de oferta y demanda”**

externalidades a medio y largo plazo en los procesos de planificación. Es lo que se conoce como **Planificación Integrada de Recursos**, y que básicamente consiste en poner en el mismo nivel de decisión las opciones de oferta y demanda, con sus costes tanto económicos como medioambientales.

El inconveniente principal de este instrumento es que su implantación resulta complicada en entornos liberalizados. Sin embargo, ello no ha evitado que se proponga desde muchas instancias la obligación de su uso, incluso en este tipo de mercados. A nivel europeo, por ejemplo, esta propuesta se concreta en la Propuesta modificada de *Directiva del Consejo por la que se establecen técnicas racionales de planificación en los sectores de la distribución del gas y de la electricidad* (DOCE C 180 de 14 de Junio de 1997).

A pesar de sus ventajas en cuanto a la asignación eficiente de los recursos, la internalización de las externalidades medioambientales en el sector eléctrico, bien sea el en despacho o en la planificación, ha sido rechazada desde algunos sectores, por una serie de razones:

- Puede suponer un aumento del coste de la electricidad, al favorecer tecnologías de menor impacto ambiental, pero más caras,
- pueden aparecer problemas de equidad, ya que las medidas resultantes o el aumento de costes pueden no



afectar por igual a los distintos consumidores,

- los resultados pueden no ser óptimos, ya que las metodologías de evaluación de externalidades aún no están perfectamente contrastadas,

- y pueden aparecer distorsiones regionales o sectoriales, si la obligación de internalizar las externalidades se aplica únicamente a unos determinados sectores productivos o regiones geográficas.

En primer lugar, es necesario decir que estas críticas no son exclusivas de los instrumentos descritos en este apartado, sino que se podrían extender al resto de instrumentos de regulación medioambiental. En segundo lugar, algunas de ellas no pueden considerarse negativas por sí mismas. En efecto, el primer inconveniente citado no es en realidad tal, sino más bien una ventaja, ya que la asignación de recursos en el mercado sólo se consigue cuando los precios recogen todos los costes, y hacen que la cantidad consumida sea la óptima. Efectivamente, esta subida de precios puede crear problemas de equidad distributiva, aunque los Estados suelen disponer ya de mecanismos de corrección de estas desigualdades.

En cuanto a los dos últimos inconvenientes, se debe decir que no son propios de la internalización de externalidades en sí misma, sino de una incorrecta aplicación y puesta en práctica. Las distorsiones regionales o sectoriales pueden evitarse con una definición correcta de las políticas. En cuanto a las metodologías de evaluación de exter-

nalidades medioambientales, hay dos enfoques fundamentales, cada uno con sus ventajas e inconvenientes.

El primer enfoque es la cuantificación de las externalidades en términos monetarios, basándose en los principios de la economía del bienestar para trasladar los impactos físicos a valores monetarios. Ha habido recientemente varias propuestas bajo este enfoque (Hohmeyer, 1988; Bernow y Marron, 1990), siendo la más avanzada de ellas la llamada metodología ExternE (European Commission, 1995) que ya se ha aplicado en España para algunos tipos de tecnología (Linares et al, 1998). El principal problema que presentan todos los métodos de evaluación económica de las externalidades medioambientales es el alto grado de incertidumbre que poseen, tanto en la cuantificación de los impactos medioambientales, como sobre todo en su valoración económica, lo que resulta en unos rangos muy amplios de variación de los valores. Esto ha hecho que su utilización en decisiones del sector eléctrico sea aún muy controvertida.

En enfoque alternativo para la internalización de las externalidades medioambientales es su consideración en sus propias unidades físicas, mediante técnicas de decisión multicriterio (Romero, 1997). Estas técnicas son herramientas que facilitan la consideración y comparación de criterios heterogéneos. Por medio de ellas es posible situar criterios expresados en distintas unidades, o incluso inconmensu-

rables, en el mismo plano de comparación que los criterios económicos. Sus inconvenientes son que pueden ser difíciles de implantar en contextos de decisión descentralizados, y además introducen un mayor componente subjetivo, al requerir la expresión de preferencias por parte de los agentes implicados en el proceso de decisión.

Como vemos, ambos enfoques presentan ventajas e inconvenientes, por lo que muchos autores (p.ej., Fritsche, 1994) proponen utilizarlos conjuntamente, empleando la cuantificación de externalidades hasta donde sea posible, y recurriendo a las técnicas multicriterio para internalizar aquellas externalidades no cuantificables. De esta forma se podría reducir en gran parte la incertidumbre asociada a los procesos de internalización de externalidades, y así se podría lograr una mayor aceptación en el sector eléctrico de este tipo de instrumentos, que, como hemos dicho, son los únicos que garantizan por sí mismos una asignación socialmente óptima de los recursos.

### La regulación ambiental del sector eléctrico en España

La regulación ambiental del sector eléctrico en España se basa en general en los instrumentos de “mandato y control”.

Así, existen estándares de calidad ambiental, estándares de

calidad de combustibles (que permiten la mezcla de carbones para reducir las emisiones de SO<sub>2</sub>) y estándares de emisión (límites globales a las emisiones de SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> y límites individuales para los grupos de generación establecidos después de 1987).

También hay alguna utilización de acuerdos voluntarios y de instrumentos de mercado, aunque de una forma mucho más limitada. Algunas Comunidades Autónomas (Galicia, Extremadura, Baleares) han establecido impuestos sobre distintas actividades del sector eléctrico, aunque con una justificación medioambiental dudosa. También se puede considerar un instrumento de mercado la legislación actual que otorga primas a la electricidad procedente de fuentes “limpias”. En cuanto a los acuerdos voluntarios, algunas empresas eléctricas los han establecido principalmente con Comunidades Autónomas, y siempre con un carácter bastante limitado.

El problema principal de este tipo de regulación, como ya se ha mencionado, es que los límites individuales o globales de emisiones, o la cuantía de los impuestos o primas “medioambientales” no están establecidos en función de los daños medioambientales que suponen las emisiones de contaminantes. De hecho, en la mayoría de los casos de contaminación regional, los límites de emisión vienen impuestos por procesos de negociación política con otros países, como es el caso de las emisiones de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y CO<sub>2</sub>.

También hay que señalar que en ocasiones la regulación medioambiental puede ser contradictoria con otros parámetros de política energética. Es el caso de los carbones nacionales, más contaminantes y más caros que los carbones importados, y que sin embargo tienen primas a su consumo para mantener la actividad económica en algunas regiones. Mientras existan estos condicionantes de mayor prioridad, que son también necesarios para lograr una asignación óptima de los recursos desde el punto de vista social, no tendrá mucho sentido establecer mecanismos de regulación medioambiental que puedan entrar en conflicto con ellos.

Otro factor de especial importancia a la hora de diseñar instrumentos de regulación medioambiental en nuestro país es el gran papel que juega la electricidad de origen hidráulico, y por tanto, de una cierta aleatoriedad en su generación. El fijar objetivos medioambientales excesivamente restrictivos podría hacer que en un año seco estos objetivos fuesen imposibles de cumplir.

La reciente liberalización del mercado también tiene consecuencias sobre la regulación medioambiental. La más importante de ellas es que, si se pretende enfocar la regulación de forma centralizada, puede suceder que tanto los posibles contratos realizados fuera del mercado, como el funcionamiento de los autogeneradores queden excluidos de la regulación. Por ejemplo, si se

impusiera un impuesto medioambiental sobre los precios resultantes del Pool de generación, ni los contratos bilaterales ni los autogeneradores estarían sujetos al impuesto, con lo que la reducción de emisiones sería menor que la esperada, y además podría crear agravios comparativos.

En resumen, podemos decir que la regulación medioambiental en España no es demasiado eficiente en comparación con la de otros países desarrollados, ni evidentemente una que trate de conseguir la ya mencionada asignación óptima de los recursos desde un punto de vista social. En su descargo hay que decir que aspectos tales como la alta participación de energía hidráulica, la existencia de condicionantes de política energética, o la reciente liberalización, hacen más complicado el diseño de una política medioambiental correcta. Pero lo cierto es que aun con el mismo marco de referencia se podrían implantar instrumentos más eficientes, tales como permisos de emisión negociables, o métodos de despacho o planificación que recojan más adecuadamente los impactos medioambientales del sector.

En este sentido, es de especial interés el instrumento de planificación propuesto en la Ley del Sector Eléctrico que, aun teniendo carácter indicativo, podría ser utilizado para incluir tanto los costes privados como los sociales, con el fin de adoptar decisiones más eficientes desde el punto de vista económico y medioambiental.



## Conclusiones

Como hemos visto, la existencia de externalidades o costes medioambientales en la generación, transporte y distribución de la energía eléctrica hace necesario, aún en mercados liberalizados, diseñar regulaciones medioambientales capaces de internalizar estos costes, de tal manera que se alcance una asignación óptima de los recursos desde el punto de vista social.

Se han descrito aquí muchos y muy variados instrumentos para lograr esta internalización, cada cual con sus ventajas e inconvenientes, y que ya han sido ampliamente utilizados en muchos países, tal y como recomienda la OCDE (1997). La elección del más adecuado en cada caso dependerá de muchos factores, y así se deberán evaluar en función de su eficacia medioambiental, de su eficiencia económica, de su sencillez de implantación, de los costes administrativos que supongan para el Estado, de los efectos macroeconómicos, de sus efectos en la innovación tecnológica, de su adaptación a los entornos liberalizados, etc.

De hecho, aunque sobre el papel puedan identificarse instrumentos ideales, puede haber barreras que impidan su implantación, como consideraciones de equidad, o de viabilidad política. Esto hace que en ocasiones no se puedan utilizar los mecanismos más eficientes, sino que haya que recurrir a otros inferiores pero más factibles. También puede ser necesario utilizar varios instru-

mentos simultáneamente para conseguir los objetivos buscados.

En cualquier caso, creemos que el establecimiento de una política medioambiental eficiente tanto desde el punto de vista eco-

nómico como medioambiental debe ser una condición ineludible si se pretende lograr el tantas veces citado (y pocas logrado) objetivo de un suministro eléctrico económico, fiable y respetuoso con el medio ambiente. **a**

## Referencias

- Baumol, W.J., W.E. Oates (1988). *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bernow, S.S., D.B. Marron (1990). *Valuation of environmental externalities for energy planning and operation*. Tellus Institute, Boston.
- Coase, R.H. (1960). The problem of social cost. *The Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.
- Coase, R.H. (1994). *La empresa, el mercado y la ley*. Alianza Editorial, Madrid.
- Coll, J.M. (1993). *Evaluación de los efectos producidos por la contaminación atmosférica causada por las centrales térmicas de generación de electricidad en la agricultura de su entorno*. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Valencia.
- Dales, J.H. (1968). *Pollution, property and prices*. University of Toronto Press, Toronto.
- European Commission (1995). *Externalities of Fuel Cycles 'ExternE' Project. Report 2, Methodology*. European Commission, DGXII, Luxemburgo.
- Fritsche, U.R. (1994). Modelling externalities: Cost-effectiveness of reducing environmental impacts. En Almeida, A.T., A.H. Rosenfeld, J. Roturier, J. Norgard. *Integrated electricity resource planning*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Hohmeyer, O. (1988). *Social costs of energy consumption*. Springer Verlag, Berlin.
- Linares, P., M. Aróstegui, J. Leal, Y. Lechón, R.M. Sáez, M. Varela, A. Alarcón, S. Salat, N. Sumarroca, J. Montes, L. Muñoz, A. Ramos (1998). *ExternE National Implementation*. Spain. CIEMAT, Madrid.
- Muñoz Moro, L. (1998). *Introducción de aspectos medioambientales en la planificación y la operación de sistemas eléctricos*. Tesis Doctoral, Universidad Pontificia Comillas de Madrid.
- OCDE (1997). *Evaluating economic instruments for environmental policy*. OECD, París.
- Pearce, D.W., R.K. Turner (1995). *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*. Celeste Ediciones, Madrid.
- Pigou, A.C. (1920). *The economics of welfare*. MacMillan, Londres.
- Romero, C. (1997). *Economía de los recursos ambientales y naturales*. Alianza Editorial, Madrid.
- Sánchez de Tembleque, L.J. (1997). *Mecanismos regulatorios de defensa del medio ambiente en el sistema eléctrico*. Comisión del Sistema Eléctrico Nacional, DT 002/97, Madrid.
- Stanners, D., P. Bourdeau (1995). *Europe's environment, The Dobris Assessment*. European Environment Agency, Copenhagen.