

INTERNALIZACIÓN DE EXTERNALIDADES MEDIOAMBIENTALES EN SISTEMAS ELÉCTRICOS: UNA APLICACIÓN PARA ESPAÑA

PEDRO LINARES (*)

LUCÍA MUÑOZ

ANDRÉS RAMOS

JULIO MONTES

Instituto de Investigación Tecnológica.
Universidad Pontificia de Comillas.

La energía y particularmente la electricidad son esenciales para la actividad económica y para el desarrollo social. Sin embargo, su crecimiento continuado genera preocupaciones sobre la capacidad del medio ambiente para sostener este desarrollo. La generación eléctrica está asociada habitualmente a emisiones de contaminantes atmosféricos en el caso

de las plantas de generación alimentadas con combustibles fósiles; a riesgos relacionados con la radiactividad en el caso de las nucleares; y a alteraciones de los ecosistemas en el caso de la energía hidráulica. Estos impactos provocan lo que se conoce como costes externos o externalidades, esto es, efectos causados por la actividad de generación eléctrica en otros agentes económicos y que no son debidamente compensados o ni siquiera consideradas.

La existencia de estas externalidades es un fallo de mercado, ya que impide la asignación eficiente de los recursos desde un punto de vista social. Dado que, por una parte, el mercado es la herramienta más comúnmente aceptada para la asignación de recursos y, por la otra, hay una creciente concienciación de que debería recoger todos los costes (no sólo los económicos), se han dedicado muchos esfuerzos a la corrección de este fallo. Esto es aún más importante en una época en la que los merca-

dos eléctricos están siendo reestructurados en todo el mundo. Como señala la International Energy Agency (1996), las externalidades no desaparecen con la liberalización, sino que más bien se hacen más frecuentes.

El primer paso para corregir el fallo de mercado es cuantificarlo. Así, se han realizado numerosos estudios, comenzando con los trabajos pioneros de Hohmeyer (1988) y Ottinger *et al.* (1991), en los que han participado un gran número de investigadores, como en el proyecto europeo ExternE, que unió centros de investigación de Europa y Estados Unidos para desarrollar una metodología transparente, completa y coherente para la evaluación de las externalidades de la energía (European Commission, 1995, 1999a, 1999b, 1999c y 1999d; Rowe *et al.*, 1995).

El trabajo de cuantificación de externalidades aún continúa, ya que hay aspectos todavía por resolver.

Temas tales como la percepción del riesgo, la valoración y la tasa de descuento de los daños o los impactos del cambio climático todavía hacen que la estimación de las externalidades de la generación eléctrica esté sujeta a muchas incertidumbres y, por tanto, requiera un esfuerzo de investigación adicional (Krewitt, 2002; Sundqvist, 2004).

Sin embargo, debería señalarse que, aunque a veces parezca así, la cuantificación de externalidades de la generación eléctrica no es un fin en sí mismo, sino un paso intermedio previo a la internalización de estas externalidades en la operación y planificación de los sistemas energéticos. El desarrollo de métodos para esta internalización puede ser incluso más complejo que la cuantificación de externalidades en sí misma. De hecho, esta cuantificación puede no ser siquiera requerida, ya que hay métodos para la internalización de externalidades que no la necesitan, como los basados en técnicas multicriterio (Linares y Romero, 2000) y que constituyen alternativas igualmente válidas.

Por lo tanto, el tema que interesa actualmente, tal como se expresa en diversos documentos políticos (como el Libro Blanco sobre la Energía de 1995 o el Libro Verde sobre Eficiencia Energética de 2005 de la Comisión Europea) es dar un paso adelante, y pasar de la evaluación de externalidades al desarrollo de métodos y herramientas para su internalización en los procesos de decisión, para corregir el fallo de mercado y así conseguir una asignación socialmente eficiente de los recursos. Ya se han realizado algunos esfuerzos en este sentido. Por ejemplo, Kypreos y Krakowski (2004) han analizado la internalización de externalidades en el sistema eléctrico chino.

En este trabajo se realiza una revisión somera de los principales métodos existentes para la internalización de las externalidades en los procesos de decisión en sistemas energéticos, centrándose en la operación y planificación de los sistemas de energía eléctrica, y discutiendo sus ventajas e inconvenientes. Se presenta también un modelo desarrollado en el Instituto de Investigación Tecnológica para la operación de sistemas eléctricos que es capaz de incorporar las externalidades medioambientales y por tanto permite determinar la operación socialmente eficiente del sistema. Por último, se discuten los resultados de su aplicación al sistema eléctrico español.

MÉTODOS PARA LA INTERNALIZACIÓN DE LAS EXTERNALIDADES EN LA PLANIFICACIÓN Y OPERACIÓN DE SISTEMAS ELÉCTRICOS †

La sociedad requiere energía para satisfacer sus necesidades. Sin embargo, los recursos energéticos

son limitados y por tanto es necesario decidir cómo utilizarlos de la manera más eficiente. Esto ha impulsado el desarrollo de numerosos modelos de decisión para el sector eléctrico, que tratan de proporcionar combinaciones de bajo coste y alta fiabilidad. Dichos modelos utilizan la simulación o la optimización para identificar las estrategias más apropiadas, y varían en función de los objetivos perseguidos y del alcance temporal considerado (Hobbs, 1995). Sin embargo, estos modelos pueden no ser ya válidos, debido al conflicto creado por el impacto ambiental de la producción de electricidad.

Hace algún tiempo, este conflicto no existía en la mente del analista, ya que los únicos criterios considerados en la operación y planificación del sector eléctrico eran el coste y la fiabilidad. En cambio, debido a la preocupación social por el impacto ambiental de la generación eléctrica y al convencimiento de que este impacto debe ser internalizado, recientemente se han añadido criterios ambientales a los procesos de decisión en el sector eléctrico (Petrovic y Kralj, 1993). El conflicto surge de la imposibilidad de optimizar simultáneamente estos criterios económicos, técnicos y medioambientales. De hecho, ya es complicado conseguir que los distintos grupos sociales se pongan de acuerdo en la importancia de cada uno de estos criterios (Diakoulaki et al, 1996).

Así que la situación habitual es que no existe una decisión óptima. Debido a este conflicto, los recursos energéticos no son asignados de manera eficiente con los modelos tradicionales. Se requieren nuevos modelos, que permitan manejar objetivos contradictorios, integrar las externalidades en el proceso de decisión. Y todo ello, teniendo en cuenta las numerosas alternativas existentes y la complejidad de los sistemas eléctricos.

Esta tarea tan compleja se ha abordado con distintos métodos —algunos más sencillos, otros más complejos— y con distintas implicaciones de eficiencia social. Es necesario decir que, de acuerdo con las ideas de Coase (1960), la única condición requerida para la internalización de las externalidades es la asignación correcta de derechos de propiedad sobre todos los bienes. Bajo una serie de supuestos —fundamentalmente, la ausencia de costes de transacción—, el óptimo social se alcanza mediante la negociación de los agentes económicos implicados.

Esta teoría, que ha sido aplicada en ocasiones para solucionar problemas de contaminación local (Coll, 1993), es difícil de aplicar sin embargo para problemas medioambientales de carácter global o regional, en los que la identificación de los agentes afec-

tados es difícil y los costes de transacción muy altos. Éste es habitualmente el caso de la generación de electricidad, lo que ha llevado al desarrollo de otros mecanismos de internalización de externalidades.

Establecimiento de restricciones medioambientales

La primera alternativa para internalizar las externalidades en los modelos de operación y planificación del sector eléctrico es fijar una serie de objetivos medioambientales para todo el sistema —o para partes de él (por ejemplo, para plantas de generación específicas)— como restricciones al problema de optimización o simulación. Estos objetivos medioambientales se podrían fijar directamente, como estándares de calidad ambiental, o indirectamente, como estándares de combustible, tecnología o emisión. Generalmente, el enfoque escogido ha sido el indirecto, ya que el directo requiere que los modelos de decisión se acoplen con modelos de dispersión de contaminantes, con objeto de relacionar las emisiones con su efecto en el medio.

La ventaja fundamental de establecer restricciones medioambientales es que los modelos no necesitan ser modificados sustancialmente, así que su introducción es bastante sencilla. Sin embargo, este enfoque tiene dos desventajas fundamentales: en primer lugar, no es capaz de proporcionar una asignación eficiente de recursos por sí mismo y, en segundo lugar, no es muy flexible, ya que no tiene en cuenta cambios en la tecnología o combustibles.

Para solucionar el segundo problema se han propuesto métodos más eficientes para lograr objetivos ambientales, conocidos como instrumentos de mercado. Todos ellos están basados en la provisión de incentivos económicos a los agentes del mercado, de tal manera que alcancen un objetivo medioambiental determinado previamente. Los instrumentos más utilizados son los impuestos por contaminación y los permisos de emisión negociables.

Los impuestos se imponen como consecuencia de una actividad contaminante. Desarrollados al comienzo del siglo XX (Pigou, 1920), se utilizan para limitar la realización de una actividad contaminante, mediante la incorporación del impuesto en la función de costes del agente, y de esta forma desincentivar su actividad. Posteriormente, Dales (1968) propuso un instrumento aún más flexible para alcanzar objetivos medioambientales: los permisos de emisión negociables. Estos permisos introducen un elevado grado de competencia en la regulación ambiental y por tanto se consideran más eficientes.

La introducción de estos instrumentos de mercado en los modelos de decisión tradicionales del sector eléctrico no es excesivamente complicada. Tanto los impuestos como los permisos se pueden expresar en términos monetarios, por lo que pueden ser introducidos directamente en la función de costes a minimizar. Sin embargo, y a pesar de la mayor eficiencia económica de estos instrumentos, todavía no son capaces de resolver el mayor inconveniente del establecimiento de restricciones medioambientales, como es la determinación del nivel de la restricción en sí misma, esto es, no pueden por ellos mismos alcanzar el óptimo social.

Por tanto, todos los métodos basados en el establecimiento de objetivos medioambientales por el regulador sólo son válidos en la medida en que este objetivo sea el óptimo social. Y ésta no es precisamente la situación habitual, ya que los objetivos se establecen habitualmente como resultado de una negociación política. Aunque algunos autores (Bernow y Marron, 1990) argumentan que éste es realmente el óptimo social, ya que en teoría incorpora la voluntad de la sociedad expresada mediante la elección de sus representantes políticos, lo cierto es que dicha afirmación es al menos dudosa en el mundo real.

La manera teóricamente correcta de determinar el óptimo social para la asignación de los recursos económicos y medioambientales sería comparar los costes y beneficios de una mejora o degradación del medio ambiente. Esto es complicado, sobre todo debido a los problemas en la cuantificación de los costes y beneficios medioambientales. Si el objetivo medioambiental establecido por los reguladores, e incorporado como una restricción al modelo de decisión, fuese determinado de esta forma, los instrumentos mencionados anteriormente conseguirían una asignación socialmente eficiente de los recursos. El problema es que este método, por el cual el regulador primero determina el óptimo, y luego establece los instrumentos requeridos para alcanzarlo, es muy rígido, y no puede responder de manera efectiva y rápida a los cambios en la demanda, en la tecnología, o en el combustible, lo que genera ineficiencias.

Integración de las externalidades como criterio de decisión

Por lo tanto, consideramos que la mejor forma de conseguir una asignación eficiente de los recursos económicos y sociales es no considerar estos aspectos como restricciones del modelo de decisión, sino como criterios al mismo nivel de decisión que otros criterios tradicionales como el coste o la fiabilidad. Cuando se introducen los aspectos sociales en los

modelos de operación y planificación, estos modelos se conocen como despacho de coste total o planificación integrada de recursos, respectivamente.

El despacho de coste total, o de mínimo coste social, es aquel que, además de los criterios económicos o de fiabilidad, incorpora otros criterios sociales o medioambientales, minimizando así el coste social total de la operación del sistema eléctrico. Las ventajas del despacho de coste total son que, primero, es una forma muy rápida de internalizar las externalidades, ya que afecta a las unidades de generación existentes, y por tanto no necesita esperar a la modificación del sistema. Segundo, su implantación es sencilla incluso en mercados liberalizados, en los que el despacho está habitualmente centralizado, y por tanto sólo sería necesario modificar el algoritmo de despacho utilizado por el operador del sistema.

Su inconveniente fundamental es que, al ser tan rápido en inducir cambios, también puede ser traumático para las empresas, que podrían no recuperar sus inversiones si algunas instalaciones dejan de operar por motivos medioambientales. Este tipo de «coste de transición» debería ser compensado de alguna forma, y por tanto constituye un coste adicional para el sistema. Además, este coste sería difícil de justificar adecuadamente, dadas las incertidumbres y dificultades existentes actualmente en la cuantificación de las externalidades.

Por otra parte, la Planificación Integrada de Recursos no es tan traumática, dado que sólo afecta a modificaciones futuras del sistema. Pero también tiene inconvenientes, principalmente que es difícil implantarla en mercados liberalizados, sin procesos de planificación centralizados.

A pesar de su evidente atractivo, ambos métodos para la internalización de externalidades han sido rechazados por algunos sectores, sobre todo debido a las siguientes razones (Almeida, 1994):

- En ocasiones pueden suponer un aumento del coste de la electricidad, al promover equipamiento más limpio pero más caro.
- Aparecen problemas de equidad, ya que el aumento de costes no tiene por qué afectar de forma homogénea a los distintos grupos de renta.
- Los resultados pueden no ser óptimos, debido a las incertidumbres asociadas a la estimación de las externalidades.
- Y cabe que haya distorsiones regionales o sectoriales, cuando la internalización sólo se exige para áreas o sectores específicos.

El primer inconveniente realmente no es tal, sino más bien una ventaja, ya que la asignación eficiente de los recursos por el mercado sólo se consigue cuando los precios incorporan todos los costes y por tanto cuando hacen que la cantidad consumida sea óptima. En cuanto a las preocupaciones por la equidad, es cierto que existen problemas de distribución, pero también es verdad que los estados modernos tienen disponible una amplia panoplia de medidas para la redistribución. En cuanto a los dos últimos puntos, debe señalarse que no están asociados realmente a la internalización de las externalidades, sino más bien a una implantación incorrecta de la misma. Las distorsiones regionales o sectoriales se pueden corregir con una definición correcta de la política. Y las incertidumbres en la evaluación de las externalidades es algo que se corregirá con un mayor esfuerzo investigador.

Así que, aunque hay problemas a resolver, el método más eficiente de internalización de las externalidades es su integración como criterios adicionales en los modelos de operación y planificación. Y, dada la liberalización de la mayoría de los mercados eléctricos, consideramos que el desarrollo de algoritmos de despacho que minimicen el coste social de la producción de electricidad es una opción relativamente inmediata, siempre que se tomen medidas para evitar las transiciones traumáticas y sus costes asociados.

Ahora bien, esta integración de externalidades en los modelos de operación de los sistemas eléctricos presenta algunas dificultades técnicas, que discutimos en profundidad en la sección siguiente.

INTEGRACIÓN DE EXTERNALIDADES EN LOS MODELOS DE OPERACIÓN DEL SECTOR ELÉCTRICO †

Existen dos dificultades principales respecto a la integración de las externalidades en los modelos de operación de sistemas eléctricos. La primera es cómo cuantificar las externalidades a introducir en el modelo de decisión. Esta cuestión ya ha sido tratada en numerosas investigaciones, tal y como se ha mencionado. Pero, antes de entrar en los detalles de las metodologías propuestas, deberíamos preguntarnos qué tipo de información de externalidades necesitamos para incorporarlas a nuestro modelo de operación. Dicho de otro modo, en qué unidades debemos expresar las externalidades.

Para responder a esta pregunta, deberíamos analizar las características del modelo de operación del sector eléctrico. Típicamente, un modelo de operación trata de minimizar el coste —económico o social— de la producción de electricidad con una

serie de plantas de generación, en unidades monetarias por kWh. Así que la primera opción sería introducir las externalidades en estas unidades. Esto sería correcto si las externalidades estuvieran relacionadas con el kWh producido.

Sin embargo, habitualmente no es así. Los cambios de combustible, tecnología o condiciones de operación pueden alterar los daños causados por cada kWh generado. Así que este sería un enfoque demasiado rígido. Si expresamos las externalidades en unidades monetarias por kWh, no seremos capaces de recoger los cambios en la utilización del combustible o en la tecnología de conversión de una central determinada y por tanto obtendremos costes económicos y medioambientales mayores de los reales, dado que dispondremos de menos opciones para minimizar costes.

De ahí que bebamos buscar otra unidad que nos dé más flexibilidad. Esto dependerá del tipo de impacto considerado. Por ejemplo, la intrusión visual creada por los generadores eólicos sólo dependerá de la cantidad de éstos. En cuanto a la percepción del riesgo por una central nuclear, generalmente también es independiente de la cantidad de electricidad o residuos radiactivos producidos, y más bien depende de la opinión pública respecto a la energía nuclear y de la existencia o no de la planta en sí. Por tanto, para estos ejemplos, parece que la mejor opción sería considerar unidades monetarias por planta de generación.

En cuanto a las plantas alimentadas por combustibles fósiles, para las cuales el impacto fundamental es el causado por sus emisiones de contaminantes, la unidad que permite más flexibilidad es la de unidades monetarias por unidad de contaminante emitido. Esta unidad no está sujeta a posibles cambios en las tasas de emisión, así que permite considerar cambios en la tecnología, una vez que conocemos las tasas de emisión.

Ahora bien, ¿cómo estimar los daños causados por cada unidad de contaminante emitida por las distintas plantas de generación? Como hemos dicho anteriormente, se han propuesto varias metodologías para ello: de arriba abajo (*top-down*), de abajo arriba (*bottom-up*) o costes de control, entre otras. Sus ventajas e inconvenientes ya han sido discutidas exhaustivamente (Linares, 2002), así que no lo haremos aquí. En todo caso, la mejor metodología desarrollada hasta el momento, desde el punto de vista teórico y práctico, es la metodología ExternE (European Commission, 1995, 1999a, 1999b, 1999c y 1999d), que permite evaluar los daños específicamente para cada tecnología y emplazamiento, de una forma transparente, completa y coherente.

Pero la metodología ExternE fue desarrollada con el objetivo de evaluar externalidades debidas a incrementos en la producción de electricidad, esto es, de valores marginales. Esto puede ser adecuado para evaluar la adición de nuevas plantas al sistema, pero no para evaluar el comportamiento del sistema completo. Así que aquí viene la segunda dificultad de la integración de las externalidades en los modelos de operación de sistemas eléctricos: la agregación de los valores marginales proporcionados por la metodología ExternE en externalidades totales del sistema.

Este tema fue considerado por el proyecto ExternE, pero sólo resuelto en parte. El enfoque propuesto fue utilizar el modelo EcoSense (European Commission, 1999a) desarrollado por el IER de la Universidad de Stuttgart para simular la dispersión atmosférica de los contaminantes emitidos por plantas fósiles y cuantificar las externalidades producidas por ellos. Sin embargo, dado que el modelo EcoSense no está unido a un modelo de despacho, sólo es capaz de producir resultados ex-post y no de optimizar el coste social de la producción de electricidad.

El mejor enfoque sería acoplar este modelo, u otro similar para la evaluación de externalidades de una forma específica para cada emplazamiento y tecnología, con un modelo de optimización de sistemas eléctricos, para que el proceso de optimización tuviera en cuenta los impactos ambientales de cada planta de generación de acuerdo con sus tasas de emisión de contaminantes, las condiciones meteorológicas y topográficas o los receptores afectados. Desgraciadamente, este desarrollo es muy complejo, así que deben utilizarse otras alternativas. La elegida aquí ha sido la siguiente: primero se evalúan las externalidades de cada planta individual y después se introducen estos valores en un modelo de operación del sector eléctrico. Por supuesto, este enfoque también presenta problemas, que se describen a continuación.

Extrapolación de daños ↓

El primer problema es el gran esfuerzo necesario para evaluar las externalidades de cada planta de generación del sistema. Si bien esto puede ser factible para pequeños sistemas, la evaluación de más de 100 plantas como las del sistema español está muy por encima del presupuesto de cualquier proyecto de investigación. Así que hace falta algún método para evaluar sólo un número limitado de ellas y luego extrapolar los resultados al resto del sistema.

Como ya se ha visto, esto puede ser muy complejo para los parques eólicos, en los que las externalida-

des dependen mucho del emplazamiento —por sus valores ecológicos y estéticos o por la población afectada— y en cambio bastante rápido para las plantas nucleares, para las que los daños no son realmente dependientes del emplazamiento y tamaño.

Para las plantas fósiles, la elección de la unidad de cuantificación correcta hace las cosas más fáciles. Como se mencionó anteriormente, la unidad correcta es la de unidades monetarias por unidad de contaminante emitido. Esta unidad es independiente de la tecnología y combustibles utilizados para generar electricidad, y por tanto sólo se ve afectada por la localización en que se emite el contaminante. Por lo tanto, para las plantas fósiles el problema de la extrapolación de daños es fundamentalmente un problema espacial.

Para los daños globales —como los causados por el CO₂—, la extrapolación no es realmente un problema, dado que es razonable suponer que los daños causados por los gases de efecto invernadero no dependen de dónde se emiten estos. Para daños locales o regionales, sin embargo, la localización de las emisiones sí puede afectar a los daños en gran medida, en función de distintos factores.

El primero de ellos es la altura de la chimenea. La mayoría de las emisiones del sector eléctrico proviene de chimeneas de gran altura, y por tanto se puede suponer que las emisiones se mezclan bastante bien en las capas altas. Esto sin embargo puede no ser cierto para las plantas situadas en regiones con orografía compleja. Además, algunas emisiones pueden provenir de fuentes más cercanas a la superficie, como por ejemplo las de centrales de pequeño tamaño. Éstas producirán típicamente mayores impactos locales, especialmente las situadas en áreas urbanas.

Las emisiones también pueden tener distintos impactos en función del momento en que se emiten. La formación de ozono a partir de óxidos de nitrógeno, por ejemplo, depende de la insolación y la temperatura, así que experimentará fuertes variaciones diarias y estacionales. De tal manera que el impacto de centrales de punta en invierno sería probablemente menor que el de plantas de operación continua. Sin embargo, como la metodología ExternE utiliza concentraciones medias, estas diferencias pueden verse suavizadas.

Las condiciones meteorológicas y topográficas locales también afectan a la dispersión de las emisiones y su mezcla en la atmósfera. Mientras que en algunos emplazamientos los vientos predominantes pueden desplazar a los contaminantes al océano,

en otros los pueden situar sobre zonas muy pobladas, causando por tanto grandes diferencias en los daños producidos. Por supuesto, estas grandes variaciones también tienen lugar con una dispersión homogénea de los contaminantes, simplemente por el hecho de las diferencias en la distribución de los receptores —población, agricultura o bosques—.

Otro factor que puede ser importante es la diferenciación espacial de las funciones dosis-respuesta, que relacionan los niveles de contaminación con los impactos sobre la salud o los cultivos, y en las valoraciones económicas, que relacionan los impactos con los daños en términos monetarios.

En general, las funciones dosis-respuesta para impactos sobre la salud se pueden extrapolar sin demasiados problemas, así como los impactos en cosechas o edificios. En cambio, los ecosistemas naturales son más problemáticos, ya que los impactos dependen en gran medida del clima, del suelo o de otras variables que varían mucho.

En cuanto a la posibilidad de transferir las valoraciones monetarias, el mensaje es similar: aquellas relacionadas con la salud humana son bastante válidas para ser transferidas, igual que los daños en cosechas o edificios, puesto que todas ellas están basadas fundamentalmente en supuestos sociales o culturales que varían poco dentro de un mismo país. En cambio, la transferencia de las valoraciones de ecosistemas naturales es mucho más difícil y nunca debería hacerse a la ligera.

A pesar de todos estos factores que afectan a los daños regionales y locales, el proyecto ExternE consideró que los daños en unidades monetarias por unidad de contaminante emitido podían ser transferidos dentro de un mismo país sin grandes problemas. De nuevo, debemos decir que esto dependerá del país en cuestión. Para España, encontramos diferencias de hasta el 20% en plantas situadas a 100 km de distancia y del 100% para todo el país. Y esto sin considerar los daños causados por el ozono, que presenta muchos más problemas por la compleja química de la transformación. Así que consideramos que la transferencia espacial debería ser manejada con precaución en países grandes, con topografías complejas o con una distribución desigual de los receptores.

Agregación de impactos ↓

La segunda gran dificultad del enfoque propuesto es la agregación de los daños marginales estimados con la metodología ExternE a unos daños totales producidos por la operación del sistema eléctrico.

co en su conjunto. Aunque cabe pensar que todo lo que hace falta es multiplicar el impacto adicional por el total emitido, esta aproximación sólo es válida si y sólo si todos los procesos de la ruta de impacto son lineales. De nuevo, este asunto ya ha sido tratado en el proyecto ExternE, así que aquí sólo se ofrece un resumen.

En general, los sistemas naturales y socioeconómicos se caracterizan por la falta de linealidad. Sin embargo, en ocasiones el supuesto de linealidad puede ser considerado válido: cuando el sistema está lo suficientemente próximo a esta condición o cuando las incertidumbres sobre la naturaleza del proceso no justifican supuestos más complicados. La existencia de umbrales para los impactos también es un tema a considerar cuando se agregan los daños para todo un sistema.

Estos dos aspectos deben comprobarse tanto para la dispersión de contaminantes, como para las funciones dosis-respuesta y la valoración económica. La dispersión de los contaminantes clásicos —como el SO_2 o las partículas— se considera generalmente como lineal, por ejemplo en los modelos de dispersión atmosférica de tipo gaussiano. Sin embargo, la situación es más complicada para los contaminantes químicamente activos, como los aerosoles o el ozono. Por tanto, cabe que la simple suma de concentraciones no sea válida para estos compuestos.

Respecto a las funciones dosis-respuesta, algunas pueden considerarse lineales —por ejemplo, para los impactos sobre los edificios— y otras no. En algunos casos, como en el impacto del SO_2 sobre los cultivos, es posible que las funciones además de no ser lineales, también tengan un máximo en el rango de concentraciones considerado. A niveles de contaminación bajos, hay un efecto fertilizante, que se convierte en reducción del rendimiento pasado otro nivel. Para los bosques, pesquerías o ecosistemas naturales, ni siquiera hay funciones dosis-respuesta, sino simplemente umbrales para determinados contaminantes, llamados cargas críticas. Por supuesto, la simple suma de los excesos marginales sobre estas cargas críticas no es una medida apropiada de los daños agregados. De nuevo, la suma de daños marginales no debe ser permitida en todos los casos.

En cuanto a la agregación de valores monetarios, lo que debe tenerse en cuenta es el posible cambio en los precios de mercado como consecuencia de cambios en la producción de bienes. Otro ejemplo sería los cambios en la valoración del ruido cuando se agregan dos fuentes del mismo. Los cambios más agudos pueden ser los causados por el ozono en algunas cosechas con mercados pequeños, tal

como se ha demostrado en algunos estudios (Adams y McCarl, 1985).

Los problemas causados por la no linealidad de los modelos de dispersión de contaminantes y de algunas funciones dosis-respuesta podrían resolverse, como ya se ha mencionado, si estuvieran acoplados a un modelo de despacho eléctrico. En cuanto a la agregación de valores monetarios, los modelos de equilibrio de mercado podrían utilizarse para considerar cambios en la oferta y en la demanda. Sin embargo, este no es habitualmente el caso, dada la complejidad de la tarea, así que debemos aceptar que hay muchos errores en nuestras estimaciones que son bastante difíciles de eliminar y que se suman a las incertidumbres inherentes al proceso de evaluación de externalidades en sí mismo.

A pesar de todos los inconvenientes y dificultades descritos, se consideró interesante intentar incorporar las externalidades de las plantas de generación eléctrica a un modelo de operación del sistema eléctrico español. De esta forma, será posible observar el efecto, aunque aproximado, de la internalización de externalidades en los modelos de decisión del sector. El gran volumen de incertidumbre asociado a este estudio hace recomendable evitar, por el momento, hacer este ejercicio para situaciones reales, pero puede dar una indicación a los reguladores del posible impacto que la internalización de las externalidades tendría en el sistema.

Debe recordarse que algunas externalidades no han sido incluidas en el estudio, dado que la dificultad asociada a su valoración no recomienda su consideración. Esta limitación podría resolverse utilizando técnicas de decisión multicriterio en paralelo con la valoración monetaria. Como se ha mencionado en repetidas ocasiones (Fritsche, 1994; Lee, 1996), ambas metodologías no se excluyen mutuamente. La valoración monetaria de las externalidades se preferirá cuando el analista pretenda eliminar la mayor subjetividad posible y cuando la incertidumbre sea pequeña, mientras que las técnicas multicriterio están recomendadas cuando hay conflicto entre los distintos grupos sociales (Linares y Romero, 2002), cuando debe incorporarse una cierta subjetividad o cuando la incertidumbre es grande.

UN MODELO PARA LA OPTIMIZACIÓN SOCIAL DE LA OPERACIÓN DEL SISTEMA ELÉCTRICO ESPAÑOL ↓

Para realizar esta tarea se ha desarrollado un modelo llamado GREEN en el Instituto de Investigación Tecnológica de la Universidad Pontificia Comillas

(Muñoz, 1998). El objetivo del modelo es proporcionar el mínimo coste variable de explotación del sistema eléctrico español, sujeto a restricciones de operación como límites de consumo de combustible y de generación. Ha sido diseñado para representar la operación anual del sistema eléctrico español y también se podría utilizar para realizar planificaciones económicas a medio plazo.

El sistema eléctrico español está compuesto por unidades hidroeléctricas, nucleares y térmicas convencionales que utilizan combustibles fósiles. Estas últimas son principalmente plantas de carbón, que consumen carbón nacional e importado. El carbón nacional puede tener un consumo mínimo impuesto por el Gobierno, que es una de las restricciones del sistema. La contribución de cada una de las tecnologías depende del año hidrológico, de los precios de los combustibles o de otras restricciones anuales. Todas las unidades de producción mayores de 50 MW están incluidas en el modelo.

Descripción del modelo ↓

Este modelo proporciona el coste variable mínimo del sistema sujeto a restricciones de operación —de generación, de combustible o de emisiones—. Las restricciones de generación incluyen un margen de reserva de potencia, el equilibrio entre generación y demanda, la planificación del despacho hidráulico y de las operaciones de mantenimiento, y limitaciones de generación. Las restricciones de combustible incluyen cuotas mínimas de consumo y planificación del consumo para el carbón nacional. Las restricciones de emisión afectan a las plantas fósiles.

El problema de operación se formula como un problema de optimización entera mixta, de gran tamaño. El modelo ha sido programado en GAMS y resuelto en CPLEX.

Descripción del sistema. Un modelo de minimización de costes determina las variables de operación del sistema que resultan en el mínimo coste variable para todo el alcance del modelo. Este alcance en este caso es de un año, dividido en períodos —meses—, subperíodos —días laborables y festivos— y niveles de carga —pico, llano y valle—. La demanda para cada período se modela como una curva duración-carga, donde cada intervalo es un nivel de carga. Por tanto, la generación se considera constante para cada nivel.

Cada central de generación se modela individualmente. Cada central térmica se divide en dos bloques, uno para el mínimo técnico y otro para el resto. El consumo se representa como una función

lineal. Las indisponibilidades se modelan determinísticamente mediante un coeficiente de indisponibilidad constante. El modelo también permite la mezcla de hasta tres combustibles distintos en cada caldera, en función de la central.

Las centrales hidráulicas de pequeño tamaño se han agregado. Las dependencias espaciales entre las distintas plantas hidráulicas se han considerado irrelevantes para este problema. Por tanto, la variación de las reservas hidráulicas en función de la operación de otras centrales aguas arriba no se tiene en cuenta. Las centrales nucleares, por su parte, se modelan como unidades de generación sin mínimo técnico, una potencia máxima, una indisponibilidad muy reducida y una función de consumo lineal.

Modelado de las emisiones. Cada central de generación fósil se modela como un emisor puntual de contaminantes. Para ello es necesario definir las condiciones de combustión —humedad, temperatura, porcentaje de O_2 — en la caldera y en la salida de la chimenea. También se tiene en cuenta el análisis elemental del combustible.

Se han considerado cuatro contaminantes en sentido amplio: dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, partículas, y dióxido de carbono. Los límites legales a las emisiones se introducen en el modelo como restricciones, aunque el tipo de restricción varía: en ocasiones son a la concentración de emisiones en la salida de la chimenea, en otras es el total de emisiones por generador o grupo de generadores.

Hay dos opciones para el modelado de las emisiones. La primera es utilizar tasas históricas para cada central. Ésta es la opción más sencilla, pero no permite discriminar por combustibles. Así que la mejor es la segunda, que consiste en modelar las emisiones en función del análisis elemental de cada combustible y de las condiciones de combustión de la caldera.

Formulación del modelo. Como ya se ha mencionado, el modelo simula la operación de las centrales del sistema, incluyendo la planificación hidráulica, de mantenimiento y de combustible, durante un año, con objeto de minimizar el coste variable del sistema. La formulación detallada del modelo puede encontrarse en Muñoz (1998). Aquí únicamente se describe someramente:

Funciones objetivo

Función objetivo 1. Consiste en minimizar los costes de combustible y los costes variables de operación y mantenimiento para todos los niveles de carga, subperíodos y períodos considerados.

Función objetivo 2. Consiste en la minimización de los costes sociales, incluyendo los ya mencionados en la función objetivo 1 y los costes externos medioambientales asociados a la generación de electricidad. Las externalidades se asocian a una tecnología o central específica y se cuantifican en unidades monetarias por tonelada de contaminante emitido.

Función objetivo 3. Supone la minimización de los contaminantes, independientemente del coste. Es lo que se conoce como despacho de emisiones.

Restricciones del sistema

Equilibrio entre generación y demanda. En todos los niveles de carga debe mantenerse el equilibrio entre generación y demanda, incluyendo energía no seruida e interrumpibilidad.

Gestión hidráulica. Para cada unidad hidráulica, el nivel de reserva al comienzo del período es función del nivel anterior, y de los aportes, bombeo y generación en dicho período. Los niveles de reservas iniciales y finales se especifican por el usuario.

Margen de reserva. Debe respetarse un cierto margen de reserva para el nivel de punta de cada subperíodo, que permita mantener la integridad del sistema en caso de fallos de las unidades de generación o aumentos de la demanda.

Gestión del mantenimiento. Las unidades de generación deben pasar por períodos de mantenimiento establecidos. Además, no puede haber más de un número determinado de centrales o más de una potencia determinada en mantenimiento simultáneamente.

Gestión de combustibles. Para cada central térmica, el nivel de reserva de combustible al comienzo de cada período es función del nivel previo y de la compra y consumo realizada en ese período. Los niveles iniciales y finales son especificados previamente por el usuario.

Unidades de bombeo y bombeo mixto. El equilibrio entre la energía bombeada y generada por este tipo de centrales debe mantenerse, teniendo en cuenta el nivel de almacenamiento permitido.

Restricciones a la generación térmica. Para cada central, la generación máxima debe ser inferior a la capacidad máxima disponible y la generación mínima superior al mínimo técnico.

Restricciones medioambientales

El modelo reproduce el sistema eléctrico español mediante los siguientes tipos de restricciones:

■ Emisiones máximas de SO₂ en centrales antiguas^(*) y nuevas^(**).

■ Emisiones máximas de NO_x en centrales antiguas^(*) y nuevas^(**).

■ Emisiones máximas de partículas en unidades nuevas.

■ Tasa mínima de desulfurización.

Siendo ^(*) las unidades autorizadas antes del 1 de Julio de 1987 y ^(**) las autorizadas después de esa fecha.

Variables

Las variables consideradas en la formulación anterior son: decisiones de mantenimiento, niveles de almacenamiento de combustible, producción hidráulica, bombeo, reservas hidráulicas, decisiones de acoplamiento de las unidades térmicas, nivel de generación térmica, energía no suministrada, energía interrumpible y defecto de margen de reserva.

Como se observa, algunas de ellas son variables binarias, lo que evidentemente complica la resolución.

ANÁLISIS DE LA OPERACIÓN DEL SISTEMA ELÉCTRICO ESPAÑOL ‡

Puesto que el objetivo de este trabajo es presentar un ejemplo de cómo la internalización de externalidades puede afectar a la operación del sistema, se ha escogido un conjunto de datos «antiguo», con objeto de poder utilizar datos realistas sin necesidad de interferir con la situación actual. Por lo tanto, se ha utilizado el año 1998 como referencia. Ese año, el sistema eléctrico español debía suministrar una potencia máxima de 28.000 MW y una energía total de 165 TWh. La capacidad de generación total instalada era de 45.551 MW (16.532 MW hidráulica, 11.224 MW carbón, 8.214 MW fuel-gas y 7.581 MW nuclear).

Existían en aquel momento 71 generadores térmicos (8 nucleares, 36 de carbón y los restantes fuel-gas). Su producción fue aproximadamente un 80% del total. Había además 70 unidades hidráulicas con una capacidad mayor de 5 MW y una producción anual mayor de 100 GWh, que se agruparon en 10 cuencas. En el modelo también se simularon unidades de menor tamaño. La capacidad máxima por emplazamiento era de 915 MW. Produjeron como media un 20% de la generación total, oscilando entre 13% y 28% según la hidrología. También había 8 unidades de bombeo, aunque su impacto en la producción anual fue mínimo (alrededor de un 1%).

El resto de tecnologías (cogeneración, renovables) representaron una fracción muy pequeña del total, por lo que no se consideraron.

Quantificación de las externalidades del sistema eléctrico español ↓

Las externalidades del sistema eléctrico español se estimaron por el CIEMAT (1999) de acuerdo con la metodología ExternE, con diferentes enfoques para las centrales fósiles, nucleares e hidráulicas. Debe señalarse que los daños debidos al cambio climático no se han incluido en el análisis, dada la gran incertidumbre aún asociada a este tipo de daños.

Centrales fósiles. Como ya se ha mencionado, la metodología requiere que las externalidades se estimen para cada central de generación y para todo el ciclo de combustible. Sin embargo, dado el gran esfuerzo que esto requeriría y los resultados disponibles en el proyecto ExternE, se adoptaron los siguientes supuestos simplificadores:

■ Sólo se consideraron los efectos causados por SO_2 , NO_x y partículas sobre la salud, ya que las esti-

maciones indican que suponen más de un 90% de los daños totales. Estos daños se estimaron para 10 centrales de generación y posteriormente se extrapolaron los daños al resto del sistema. Este supuesto se basa en el hecho de que el modelo de dispersión utilizado tiene una resolución de 100 km, por lo que los daños calculados para centrales situadas a distancias menores son iguales.

■ Se escogieron como centrales representativas, basadas en su situación geográfica: Puentes de García Rodríguez, Teruel, Compostilla, Aboño, Pasajes, Litoral, Puertollano, Colón y Foix. La extrapolación de resultados, en términos de daños por unidad de contaminante emitido, es directa, ya que los daños sólo dependen del punto de emisión y no del tipo de combustible o tecnología.

■ La dispersión atmosférica de los contaminantes y la cuantificación de los daños se han modelado para toda Europa con el modelo EcoSense.

Las externalidades obtenidas se muestran en los cuadros 1 y 2. Hay dos tipos de resultados: daños en mEuro/t de contaminante emitido y en mEuro/kWh producido. El segundo se obtiene a partir de la tasa

CUADRO 1
EXTERNALIDADES DE LAS CENTRALES DE CARBÓN

Central	Daños mEuro/kWh	Daños Euro/t SO_2	Daños Euro/t NO_x	Daños Euro/t TSP
Aboño 1	76,02	6991	8170	6121
Aboño 2	75,90	6991	8170	6121
Lada 3	90,18	6991	8170	6121
Lada 4	84,44	6991	8170	6121
Soto Ribera 1	73,13	6991	8170	6121
Soto Ribera 2	90,18	6991	8170	6121
Soto Ribera 3	82,23	6991	8170	6121
Narcea 1	81,99	6991	8170	6121
Narcea 2	86,54	6991	8170	6121
Narcea 3	84,32	6991	8170	6121
Anlares	74,49	5813	6554	4876
Compostilla 1	73,25	5813	6554	4876
Compostilla 2	74,49	5813	6554	4876
Compostilla 3	74,49	5813	6554	4876
Compostilla 4	74,49	5813	6554	4876
Compostilla 5	74,49	5813	6554	4876
La Robla 1	73,25	5813	6554	4876
La Robla 2	73,83	5813	6554	4876
Guardo 1	69,20	5813	6554	4876
Guardo 2	69,20	5813	6554	4876
Puertollano	82,34	6361	7556	6483
Puentenuevo	83,73	6361	7556	6483
Pasajes	64,81	9583	12076	10780
Litoral	35,65	5657	6136	5083
Los Barrios	26,84	4219	4651	4418
Serchs	149,92	7450	4823	6847
Escatrón	47,16	7450	4823	6847
Teruel 1	180,20	7450	4823	6847
Teruel 2	180,94	7450	4823	6847
Teruel 3	181,42	7450	4823	6847
Escucha	221,39	7450	4823	6847
Puentes 1	99,74	5073	2918	5262
Puentes 2	102,41	5073	2918	5262
Puentes 3	99,74	5073	2918	5262
Puentes 4	99,44	5073	2918	5262
Meirama	128,42	5073	2918	5262

FUENTE: CIEMAT (1999)

**CUADRO 2
EXTERNALIDADES DE LAS CENTRALES FUEL Y GAS**

FUEL				
Central	Daños mEuro/kWh	Daños Euro/t SO ₂	Daños Euro/t NO _x	Daños Euro/t TSP
San Adrián 2	58,97	8427	8983	8107
Algeciras 1	29,84	4219	4651	4418
Algeciras 2	29,84	4219	4651	4418
Escobreras 1	39,68	5657	6136	5083
Escobreras 2	39,68	5657	6136	5083
Escobreras 3	39,68	5657	6136	5083
Escobreras 4	39,68	5657	6136	5083
Escobreras 5	39,68	5657	6136	5083
Aceca 1	45,83	6361	7556	6483
Aceca 2	45,83	6361	7556	6483
Sabón 1	31,59	5073	2918	5262
Sabón 2	31,59	5073	2918	5262
Castellón 1	58,97	8427	8983	8107
Castellón 2	58,97	8427	8983	8107
Badalona 1	34,87	8427	8983	8107
Badalona 2	34,87	8427	8983	8107
Colón 1	34,87	4820	5753	5426
Colón 2	34,87	4820	5753	5426
Colón 3	34,87	4820	5753	5426
GAS				
Besós 1	14,37	8427	8983	8107
Besós 2	14,37	8427	8983	8107
Foix	14,37	8427	8983	8107
San Adrián 1	14,37	8427	8983	8107
San Adrián 3	14,37	8427	8983	8107
Elcogás	3,02	6361	7556	6483

FUENTE: CIEMAT (1999)

de emisión específica para cada contaminante. El modelo utiliza el primero de ellos para optimizar la operación del sistema.

También se hizo un análisis para determinar el porcentaje de daños causados dentro de España por estas emisiones y se obtuvo una media del 30%.

Centrales nucleares. La evaluación de las externalidades de las centrales nucleares se llevó a cabo basándose en los resultados obtenidos en otros países europeos dentro del proyecto ExternE, dado que no se han realizado análisis similares para centrales españolas. Este estudio sería necesario evidentemente para dar resultados más fiables.

En general, el ciclo nuclear presenta numerosas dificultades para la evaluación de sus externalidades. Los problemas fundamentales se deben a que la mayoría de los impactos se producen en el largo plazo y por tanto la determinación del horizonte temporal del estudio y de la tasa de descuento apropiada son temas muy relevantes. Otro asunto de importancia es la percepción del riesgo, que también presenta problemas para ser incluida en el análisis.

Esto explica al menos en parte el porqué los resultados difieren tanto entre los distintos estudios, desde

cantidades despreciables hasta 7 mEuro/kWh, dependiendo de los impactos incluidos y de la tasa de descuento utilizada. La solución adoptada aquí ha sido utilizar un valor intermedio de 2 mEuro/kWh para las plantas PWR y de 8 mEuro/kWh para las plantas BWR.

Los valores se han asignado a las centrales españolas tal como se recoge en el cuadro 3. Debe recordarse que estos números, en función de lo que hemos explicado anteriormente, deberían considerarse únicamente aproximaciones, posiblemente inferiores al valor real de la externalidad.

**CUADRO 3
EXTERNALIDADES DE LAS CENTRALES NUCLEARES**

Central	Tecnología	Daños mEuro/kWhT
Ascó 1	PWR	2,0
Ascó 2	PWR	2,0
Almaraz 1	PWR	2,0
Almaraz 2	PWR	2,0
Cofrentes	BWR	8,0
Vandellós	PWR	2,0
Garóña	BWR	8,0
Trillo	PWR	2,0
J. Cabrera	PWR	2,0

FUENTE: CIEMAT (1999)

Centrales hidráulicas. Al igual que para la nuclear, no hay estudios de externalidades de las centrales hidráulicas en España. Y en este caso la extrapolación de los resultados es aún más complicada, dada la elevada dependencia de los resultados de la localización física de la central.

Además, las centrales hidráulicas presentan no sólo costes externos —sobre todo alteraciones ecológicas y riesgo de accidentes—, sino también beneficios externos —usos recreativos, regulación del caudal de agua—. Y estos costes y beneficios son muy variables en función del emplazamiento y del tipo de central. En Europa se obtuvieron dentro del proyecto ExternE valores entre daños de 7 mEuro/kWh y beneficios de 2 mEuro/kWh. Además, debe señalarse que gran parte de estos costes y beneficios corresponden a la construcción de la central, y no a su operación. Es decir, que se pueden considerar costes fijos y por tanto no relevantes a la hora de minimizar los costes de operación como se hace en el modelo que nos ocupa.

De nuevo, en este caso hemos utilizado un valor intermedio (cuadro 4) un daño de 2 mEuro/kWh, como referencia y teniendo en cuenta todas las salvedades posibles.

CUADRO 4
EXTERNALIDADES DE LAS CENTRALES HIDRÁULICAS

	Daños mEuro/kWh
Todas las centrales	2,0

FUENTE: CIEMAT (1999)

Otras centrales de generación. Las tecnologías eólicas o las basadas en la biomasa tenían en 1998 muy poca importancia en el sistema eléctrico español —ahora esta situación ha cambiado radicalmente, al menos en lo que se refiere a la eólica—. Por tanto, no se consideraron en el análisis. Tampoco se consideró la cogeneración, aunque su contribución sí era algo más importante, por la dificultad en estimar sus externalidades —y especialmente su distribución entre la producción de calor o electricidad—.

RESULTADOS

El modelo descrito y las externalidades evaluadas se utilizaron para analizar la operación del sistema eléctrico español en el año 1998 y compararlo con los resultados reales. Debe recordarse que en aquellos momentos el marco regulatorio acababa de verse modificado y la competencia en el mercado eléctrico acababa de comenzar. Por ello, aunque la ope-

ración del sistema bajo un esquema de minimización de costes podría considerarse no adecuada, lo cierto es que los resultados de los modelos no difieren mucho de los reales. Las cuotas al carbón nacional se sustituyeron por incentivos de precios, que en el fondo lograban el mismo objetivo. Por tanto, consideramos que los resultados proporcionados por el modelo y las indicaciones que ofrece acerca del impacto de la internalización de las externalidades en la operación del sistema siguen siendo válidas.

Para mostrar el impacto de la internalización de externalidades en la operación del sistema, se han estudiado seis estrategias de despacho:

- El despacho centralizado tradicional, con optimización de los costes variables, con y sin restricciones al carbón nacional (A1 y A2).
- Minimización de los costes variables, incluyendo las externalidades medioambientales, con y sin restricciones al carbón nacional (B1 y B2).
- Minimización de los costes variables, incluyendo sólo el 30% de las externalidades medioambientales (las que se producen en territorio español), con y sin restricciones al carbón nacional (C1 y C2).

Se puede considerar que la estrategia A1 es la referencia con la que comparar el resto. Los resultados se muestran en los cuadros 5 y 6.

Como una conclusión general de estos resultados, puede señalarse el cambio significativo que se produce en el despacho de electricidad cuando se introducen las externalidades. Los lignitos desaparecen del sistema, debido a su alto contenido en azufre y la contribución del carbón nacional se ve muy reducida. Sin embargo, debe señalarse que este resultado, esto es, la minimización de los costes sociales, sólo se consigue si se eliminan otras restricciones del modelo. De ellas, la principal es el uso obligatorio de carbón nacional. Como puede verse, si esta restricción no se elimina, el cambio producido por la introducción de externalidades en el sistema es la eliminación del carbón importado, que de hecho es más limpio que el carbón nacional. Este cambio es muy pequeño, puesto que la contribución del carbón importado es reducida.

De hecho, puede decirse que, si la restricción no se elimina, la introducción de las externalidades en el sistema no produce apenas cambios, como puede observarse de los casos A1, B1 y C1. Cuando se elimina, los costes externos se reducen en gran medida, incluso en los casos en que su minimización no es el objetivo. Esto puede verse en el caso A2, en que la restricción al carbón nacional se elimina pero no se incluyen las externalidades. En este caso, los costes exter-

**CUADRO 5
SIMULACIÓN DE LA OPERACIÓN DEL SISTEMA ELÉCTRICO ESPAÑOL 1998**

	A1	A2	B1	B2	C1	C2
Costes sociales (millones de Euros)						
Coste variable total	2016	1898	2192	2201	2116	2133
Coste externo total	7901	4829	7034	1242	2155	414
Total de costes sociales	9917	6722	9227	3443	4272	2553
Generación neta (GWh)						
Hidráulica	30352	30135	29451	31293	29253	29253
Nuclear	51133	51133	51133	51133	51133	51133
Lignito pardo*	8957	7332	8588	0	10283	0
Lignito negro*	8780	966	8760	0	8772	0
Antracita*	33575	39837	27677	3083	27694	6957
Carbón importado	10436	10490	0	8583	4417	8834
Fuel oil	0	2805	14334	38988	9254	34721
Gas natural	893	893	2895	12388	1794	11657
Generación neta	142196	142196	142196	142196	142196	142196
Consumo de bombeo	1930	1619	643	3274	360	359
Emisiones de contaminantes						
Emisiones de SO ₂ (kt)	1105	678	1058	166	1079	175
Emisiones de NO _x (kt)	219	214	164	59	177	70
Emisiones de TSP (kt)	23,7	20	19,8	1,7	21	2,6
Emisiones de CO ₂ (kt)	77016	77616	73359	48178	74557	49623

* Se incluye la producción total de las unidades cuyo combustible principal es éste, aunque puedan usar otro combustible complementario.

FUENTE: Elaboración propia

**CUADRO 6
CONSUMO DE CARBÓN (kt)**

	A1	A2	B1	B2	C1	C2
Lignito pardo	9.635	6.208	9.635	0	9.635	0
Lignito negro	4.092	0	4.092	0	4.092	0
Antracita	13.720	7.999	13.720	0	13.720	0
Carbón importado	9.566	16.373	3.338	4.038	5.826	5.523
Total	36.552	30.580	30.785	4.038	33.273	5.523

FUENTE: Elaboración propia

nos se ven reducidos simplemente por el cambio de carbón nacional y lignitos al carbón importado. Sin embargo, la eliminación de la restricción por sí misma no minimiza los costes sociales, hay que incluir las externalidades para ello como se muestra en los casos B2 y C2. En estos casos, el carbón nacional es eliminado casi por completo y es sustituido por el fuel y el gas.

Por otra parte, hay que recordar que sólo se han evaluado aquí las externalidades medioambientales. El carbón nacional y los lignitos tienen numerosas ventajas, como su contribución a la seguridad energética y a las economías locales en regiones mineras. Por lo tanto, para decidir si la restricción al consumo mínimo de carbón está justificada o no, debería llevarse a cabo un análisis completo de estos aspectos.

CONCLUSIONES ↓

Para lograr una asignación eficiente de los recursos en la producción de electricidad, debemos no sólo evaluar las externalidades de centrales individuales, sino también desarrollar herramientas que las internalicen

de manera adecuada en el proceso de decisión. Este trabajo trata de mostrar la importancia de estas herramientas y la necesidad de disponer de buenas estimaciones de las externalidades de las centrales de generación eléctrica, si se quiere llevar a cabo la internalización de manera efectiva y eficiente.

Los resultados obtenidos de aplicar un modelo de operación de sector eléctrico al sistema español muestran cómo cuando se internalizan las externalidades, la operación del sistema puede verse alterada significativamente, incluso aunque solamente se tenga en cuenta una parte de ellas. También muestran cómo, en algunos casos, la asignación eficiente buscada con esta internalización es imposible de alcanzar debido a la existencia de otras restricciones de política energética, que podrían estar justificadas desde un punto de vista social. Otros estudios han observado resultados similares (Owen, 2004).

En cualquier caso, estos resultados sólo deben ser considerados como una primera aproximación a la internalización de externalidades en los sistemas de

operación y planificación de energía eléctrica, dadas las grandes incertidumbres aún existentes en la cuantificación de externalidades y su agregación. Es necesario un esfuerzo adicional de investigación para mejorar las metodologías de evaluación de externalidades, para que sean capaces de proporcionar resultados fiables que puedan ser incluidos en las herramientas de operación y planificación. Esta investigación debería ir en paralelo con otra similar en técnicas multicriterio que permitan incorporar en dichas herramientas aquellos impactos medioambientales y sociales que sean demasiado difíciles o inciertos en cuanto a su valoración monetaria. Es de esperar que, cuando estas herramientas estén disponibles, podamos alcanzar el objetivo tantas veces citado en todo tipo de documentos políticos: un suministro eléctrico barato, fiable, y respetuoso con el medio ambiente.

(*) Pedro Linares agradece el apoyo de la Fundación Repsol YPF y del Ministerio de Educación (SEJ2006-1239/ECON). Como es habitual, las opiniones y errores vertidos en este documento son únicamente responsabilidad de los autores.

BIBLIOGRAFÍA ↓

- ADAMS, R.M. y B.A. MCCARL (1985): «Assessing the benefits of alternative oxidant standards on agriculture: the role of response information», *Journal of Environmental Economics and Management*, 12, 264-276.
- ALMEIDA, A.T. (1994): «An introduction to Integrated Resource Planning». En Almeida, A.T., A.H. Rosenfeld, J. Roturier, J. Norgard: *Integrated electricity resource planning*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- BERNOW, S.S. y D.B. MARRON (1990): *Valuation of environmental externalities for energy planning and operation*. Tellus Institute, Boston.
- CIEMAT (1999): *ExternE National Implementation*. Spain. CIEMAT, Madrid.
- COASE, R.H. (1960): «The problem of social cost». *The Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.
- 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.
- DIAKOULAKI, D., E. GEORGOPOULOU y L. PAPAGIANNAKIS (1996): «Designing a decision support system for regional energy planning», *Foundations of Computing and Decision Sciences*, 21(2).
- EUROPEAN COMMISSION (1995): *Externalities of Fuel Cycles 'ExternE' Project. Report 2, Methodology*. European Commission, DGXII, Luxembourg.
- EUROPEAN COMMISSION (1999a): *ExternE – Externalities of Energy – Vol. 7. Methodology 1998 Update*. European Commission, Luxembourg.
- EUROPEAN COMMISSION (1999b): *ExternE – Externalities of Energy – Vol. 8. Global Warming*. European Commission, Luxembourg.
- EUROPEAN COMMISSION (1999c): *ExternE – Externalities of Energy – Vol. 9. Fuel Cycles for Emerging and End-Use Technologies, Transport and Waste*. European Commission, Luxembourg.
- EUROPEAN COMMISSION (1999d): *ExternE – Externalities of Energy – Vol. 10. National Implementation*. European Commission, Luxembourg.
- EUROPEAN COMMISSION (1995): *White Paper: An energy policy for the European Union*. COM (95) 682 final.
- EUROPEAN COMMISSION (2005): *Green Paper on Energy Efficiency*. COM(2005) 265.
- FRITSCH, 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.
- HOBBS, B.F. (1995): «Optimization methods for electric utility resource planning», *European Journal of Operational Research*, 83, 1-20.
- HOHMEYER, O. (1988): *Social costs of energy consumption*. Springer Verlag, Berlin.
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (1996): *Guidebook on analytical methods and processes for integrated planning*. IEA DSM Implementing Agreement.
- KREWITT, W. (2002): «External costs of energy – do the answers match the questions? Looking back at 10 years of ExternE», *Energy Policy*, 30, 839-848.
- KYPREOS, S. y R. KRAKOWSKI (2004): «Introducing externalities in the power-generation sector of China», *International Journal of Global Energy Issues*, 22, 131-154.
- LEE, R. (1996): *Guidance for comparative assessment of the health and environmental impacts of electricity generation systems*. IAEA, Vienna.
- LINARES, P. (2002): «Externalidades de la energía y su valoración». En Gago Rodríguez, A., y X. Labandeira Villot (eds.): *Energía, Fiscalidad y Medio Ambiente en España*, Instituto de Estudios Fiscales, Madrid, 40-65.
- LINARES, P. y C. ROMERO (2000): «A multiple criteria decision making approach for electricity planning in Spain: economic versus environmental objectives», *Journal of the Operational Research Society* 51, 736-743.
- LINARES, P. y C. ROMERO (2002): «Aggregation of preferences in an environmental economics context: a goal programming approach», *OMEGA International Journal of Management Science*, 30, 89-95.
- MUÑOZ MORO, L. (1998): *Introducción de aspectos medioambientales en la planificación y la operación de sistemas eléctricos*. Tesis Doctoral, Universidad Pontificia Comillas de Madrid.
- Ottinger, R.L., D.R. WOOLEY, N.A. ROBINSON, D.R. HODAS y S.E. BABB (1991): *Environmental costs of electricity*. Oceana Publications, New York.
- OWEN, A.D. (2004): «Environmental externalities, market distortions and the economics of renewable energy technologies», *The Energy Journal*, 25, 127-156.
- PETROVIC, R. y B. KRALJ (1993): «Economic and environmental power dispatch», *European Journal of Operational Research*, 64, 2-11.
- PIGOU, A.C. (1920): *The economics of welfare*. MacMillan, London.
- ROWE, R.D., C.M. LANG, L.G. CHESTNUT, D.A. LATIMER, D.A. RAE, S.M. BERNOW y D.E. WHITE (1995): *New York State environmental externalities cost study*. Oceana Publications, New York.
- SUNDQVIST, T. (2004): «What causes the disparity of electricity externality estimates», *Energy Policy*, 32, 1753-1766.