

EFECTOS DE UN IMPUESTO SOBRE LAS EMISIONES DE SO₂ DEL SECTOR ELÉCTRICO*

XAVIER LABANDEIRA
Universidade de Vigo

JOSÉ M. LABEAGA
UNED

Este artículo se ocupa del diseño y efectos de un hipotético impuesto ambiental sobre los productores de electricidad, introducido para la reducción de las elevadas emisiones españolas de dióxido de azufre (SO₂). El impuesto responde a las presiones internas y externas para el control de los fenómenos de acidificación, aplicando un tipo impositivo uniforme (el daño ocasionado por las emisiones españolas de SO₂) sobre una base impositiva de producto (el consumo de combustibles fósiles). Asumiendo un traslado total del impuesto a los precios de la electricidad residencial, se simulan los efectos económicos, ambientales y distributivos del impuesto con el uso de datos micro de consumos familiares españoles. Como conclusiones principales destacan la importante reacción al impuesto, que refleja tanto una alta potencialidad ambiental como un exceso de gravamen positivo, y una distribución moderadamente regresiva de la carga fiscal.

Palabras clave: lluvia ácida, imposición ambiental, valoración ambiental, sistemas de demanda.

Clasificación JEL: C33, H31, Q28, Q41.

La deposición de sustancias ácidas originadas en los procesos de combustión constituye un importante problema ambiental para múltiples regiones del planeta. En particular, grandes áreas del continente europeo sufren en la actualidad de la denominada “lluvia ácida”, con efectos negativos sobre bosques, cultivos o infraestructuras y salud humanas.

El objetivo de este trabajo es doble. En primer lugar pretendemos mostrar la importancia cuantitativa y cualitativa de las emisiones españolas de dióxido de azufre (SO₂), el principal agente de los procesos de acidificación. En segundo

(*) Agradecemos los comentarios y sugerencias realizados por Emilio Albi, Fidel Castro, Xaquín A. Corbacho, Alberto Gago, José M. González-Páramo, David W. Pearce, Diego Piacentino, M^a Xosé Vázquez y dos evaluadores anónimos. José M. Labeaga reconoce la financiación del proyecto DGES n.º PB95-0980. Cualquier error u omisión es de nuestra única responsabilidad.

lugar queremos analizar los efectos ambientales y económicos de un impuesto introducido para reducir las importantes emisiones españolas de SO_2 . Para ello simulamos la aplicación de un impuesto ambiental sobre el sector eléctrico español, el máximo responsable de las emisiones consideradas, durante el año 1994. En este sentido, nuestro ejercicio analiza la incidencia de un instrumento económico o “de mercado” de política ambiental, en línea con sus conocidas ventajas comparativas en términos de eficiencia estática y dinámica [Baumol y Oates (1988)]. Frente a la abundante literatura internacional aplicada en este campo [véase por ejemplo Smith (1996)], este trabajo representa una de las primeras aproximaciones no conjeturales a los efectos de un impuesto ambiental en España.

Las experiencias internacionales con instrumentos económicos para el control de la lluvia ácida son bastante recientes pero numerosas, tanto en forma de impuestos ambientales (regulación en precios) como de sistemas de derechos de emisión transferibles (regulación en cantidades). La primera opción ha sido fundamentalmente utilizada por países del norte de Europa [véase OCDE (1995)], mientras que en EE.UU existe desde principios de los años noventa un importante mercado de derechos para emitir SO_2 [Schmalensee y otros (1998)]. La evidencia empírica disponible hasta el momento sobre estos instrumentos no se refiere en general a su influencia sobre ciertas demandas finales, en contraposición a nuestro trabajo¹. En todo caso, la conocida equivalencia teórica entre las aproximaciones de precios y cantidades permite extrapolar los resultados entre diseños equivalentes [Pezzey (1992)].

En el ejercicio que realizamos, la evaluación cuantitativa del problema ambiental y el cálculo del tipo hipotético del impuesto simulado exigen la valoración económica del daño causado por las emisiones españolas de SO_2 . Sin embargo, la amplitud de este cometido nos ha llevado a limitar el número de categorías de daño consideradas y, en algunos casos, a extrapolar la evidencia empírica internacional. En cualquier caso, para la estimación del daño ambiental hemos considerado la dispersión geográfica de las emisiones españolas de SO_2 , sus efectos específicos sobre los bosques europeos en el año 1994 y las características demográficas y económicas diferenciales de España.

El examen de los efectos del impuesto se refiere exclusivamente a los cambios originados en la demanda residencial de electricidad. Esto se justifica tanto porque el sector eléctrico causa la mayor parte de las emisiones españolas de SO_2 , como por las especiales condiciones de fijación de precios antes de la liberalización del sistema eléctrico español. La simulación para 1994 ha utilizado datos micro de consumos familiares de la Encuesta Continua de Presupuestos Familiares del INE. Previamente, ha sido necesaria la estimación de un sistema de demanda de bienes no duraderos con datos del período 1985-1994.

Como principales resultados del trabajo destaca la magnitud del daño de las emisiones españolas de SO_2 (alrededor de 40 pesetas por kilo) y, en consecuencia,

(1) Sí se ha demostrado, sin embargo, la relación inversa existente entre el nivel de precios finales de la electricidad y las concentraciones atmosféricas de SO_2 [véase el análisis con datos de 149 países de Shafik y Bandyopadhyay (1992)].

la importante subida del precio de la electricidad para residentes (alrededor del 7,5%). Los efectos ambientales del impuesto son netamente positivos, al reducirse considerablemente las emisiones de SO₂ en el corto plazo. Sin embargo, el exceso de gravamen es significativo y la distribución de los pagos fiscales se define como moderadamente regresiva.

Si bien nuestro ejercicio se concentra en el análisis de la incidencia de impacto del impuesto simulado, los efectos del tributo no se agotan en el corto plazo. En el medio y largo plazos el impuesto afectará más intensamente a los consumidores residenciales y a los productores de electricidad (al hacerse posible en ambos casos la sustitución tecnológica). En todo caso, el análisis de esta cuestión queda fuera de los objetivos de este trabajo y constituye una de sus posibles extensiones futuras.

La estructura del artículo es la siguiente. La sección 1 comienza justificando la intervención pública para el control de las emisiones españolas de SO₂. El apartado 1.2 analiza las características del impuesto ambiental propuesto, que permiten una primera evaluación de sus efectos en términos de precios en el apartado 1.3. Las bases del ejercicio empírico se establecen en la sección 2, con el modelo de demanda utilizado (2.1) y su estimación (2.2). La sección 3 presenta la metodología de la simulación micro-econométrica (3.1) y los resultados fundamentales del ejercicio (3.2). El trabajo se cierra con los correspondientes apartados de conclusiones y referencias bibliográficas.

1. LAS EMISIONES ESPAÑOLAS DE SO₂ Y EL USO DE IMPUESTOS AMBIENTALES

1.1. Principales emisores y necesidades de control

El gran uso de combustibles fósiles en la generación de energía eléctrica define a España como el quinto mayor emisor europeo de SO₂. Así, el cuadro 1 muestra que la industria eléctrica causa alrededor de dos tercios de las emisiones españolas de SO₂.

Cuadro 1: LAS EMISIONES ESPAÑOLAS DE SO₂ EN 1994

	Toneladas	%
<i>Sector Energético</i>	1.919.468	95,49
Producción Eléctrica*	1.237.000	61,54
Combustión Industrial	482.758	24,02
Transporte	123.104	6,12
Combustión Residencial	48.510	2,41
<i>Otros Procesos Industriales</i>	58.715	2,92
<i>Gestión de Residuos</i>	31.955	1,59
Totales	2.010.138	100,0

Fuente: Elaboración propia a partir de Ministerio de Medio Ambiente y * OFICO (1995a).

El importante daño asociado a los fenómenos de lluvia ácida es una poderosa razón para limitar las emisiones de SO_2 y una clara explicación de la cooperación internacional para el control de este problema. De hecho, las regulaciones europeas contra la acidificación se explican en buena parte por los denominados “Protocolos del azufre”, que establecen límites de emisión máximos para los países participantes². El primer Protocolo del azufre (Helsinki, 1985), al que no se adhirió España, requería a los firmantes una reducción en un 30% de sus emisiones de SO_2 entre 1980 y 1993. Por el contrario, el segundo Protocolo del azufre (Oslo, 1994) establece los límites nacionales de emisiones de SO_2 en la susceptibilidad de los ecosistemas naturales a las deposiciones de azufre (el concepto de “carga crítica”).

Sin embargo, una revisión de la legislación ambiental española y comunitaria existente muestra la gran permisividad con las emisiones españolas de SO_2 ³. Incluso el segundo Protocolo del azufre es muy poco estricto con España, estableciendo tan sólo una pequeña reducción de emisiones. En parte esto puede reflejar los efectos comparativamente limitados de las deposiciones ácidas de origen español, tanto dentro como fuera de España⁴.

Existe, no obstante, una demanda creciente para la reducción de las emisiones españolas de SO_2 . Por una parte, las importantes emisiones desde el norte del país causan daños importantes por las características climáticas y edafológicas de la región. Quizás aun tenga más relevancia la reciente “Estrategia Europea para Combatir la Acidificación” (EECA) promovida por la Comisión Europea [COM(97)88 final] y muy exigente con las reducciones españolas de SO_2 ⁵.

El objetivo de la EECA es la reducción en, al menos, un 50% del área con excesivas deposiciones de SO_2 (esto es, sobre su carga crítica) en 1990 para el año 2010. Este es un objetivo intermedio de cara a la consecución de un daño ambiental nulo por acidificación, tal y como establece el 5.º Programa de Acción Am-

(2) La estructura básica en la cooperación internacional para combatir las deposiciones ácidas en Europa es la Convención sobre Contaminación Aérea Transfronteriza de Largo Alcance (Ginebra, 1979), desarrollada bajo el auspicio de la Comisión Económica para Europa de la ONU. La Convención ha sido desarrollada por cinco Protocolos específicos, de los cuales dos se refieren a las emisiones de SO_2 .

(3) La legislación sobre esta cuestión incluye el Decreto 833/1975 (con los niveles máximos de emisiones industriales de SO_2) y los Reales Decretos 1613/1985 y 646/1991 que respectivamente dieron efecto a las Directivas 80/779/CEE (sobre concentraciones de SO_2) y 88/609/CEE (sobre emisiones de grandes instalaciones de combustión). El básico RD 646/1991 no sólo refleja el tratamiento preferencial concedido por la CE a España en términos de estándares de emisión, sino que también perpetúa las exenciones otorgadas por el D 833/1975 por motivos de política industrial y energética.

(4) Por un lado, los problemas de acidificación son insignificantes en el sur de España porque la capacidad asimilativa del medio es muy alta. Por otro lado, las condiciones meteorológicas y geográficas llevan a que las emisiones españolas de SO_2 no contribuyan significativamente a la superación de cargas críticas en Europa, especialmente cuando se comparan con las de otros países [Lalondeira (1996a)].

(5) Incluso sin considerar la EECA, la nueva Directiva sobre Prevención y Control Integrado de la Contaminación (96/61/CE) es muy severa con las emisiones de SO_2 . Además, se está negociando una nueva y exigente Directiva sobre las emisiones de las grandes instalaciones de combustión.

biental de la Unión Europea. Aun así, este objetivo intermedio requeriría una importante reducción de las emisiones europeas y españolas de SO₂, como se observa en el cuadro 2 junto con las expectativas gubernamentales para el año 2000 (ESEMA) y con la máxima reducción técnicamente posible. La estimación de costes se ha realizado para una asignación coste-efectiva de las reducciones necesarias en el año 2010⁶.

Cuadro 2: EMISIONES ESPAÑOLAS DE SO₂ Y
COSTES DE REDUCCIÓN EN EL AÑO 2010

Escenario	Miles de toneladas de SO ₂	Cambio porcentual respecto a 1990	Pesetas/año
ESEMA	1.452	-35,0	no disponible
EECA	618	-72,3	61.600.000.000
Reducción máxima	137	-93,9	199.360.000.000

Fuente: elaboración propia a partir de Amman y otros (1996) y MINER (1995a).

1.2. El impuesto sobre el sector eléctrico: diseño y aplicación

El cuadro 2 evidencia los elevados costes asociados a la reducción de las emisiones españolas de SO₂. En consecuencia, hay razones claras para preferir el uso de los denominados “instrumentos de mercado”, entre los que se incluyen los impuestos ambientales, ya que así se pueden conseguir los objetivos ambientales deseados a un coste mínimo [Baumol y Oates (1988)].

Justificado genéricamente el uso de la imposición ambiental en este caso, existen razones para circunscribir la aplicación del hipotético impuesto español sobre las emisiones de SO₂ del sector eléctrico. Primero, porque el elevado peso relativo de las emisiones de los generadores de electricidad recomienda un tratamiento diferencial. También, porque un impuesto de esas características tiene una alta viabilidad administrativa y sus efectos de corto plazo sobre los precios pueden ser fácilmente evaluados.

Aunque un impuesto con estimación directa de las emisiones de SO₂ del sector eléctrico es posible en la práctica, nuestro ejercicio empírico considera la introducción de un impuesto ambiental sobre producto o con estimación indirecta de las emisiones⁷. La base imponible del impuesto es la cantidad de combustibles fósiles utilizada para la generación de electricidad, reflejando la buena relación

(6) Los cálculos de costes se obtienen de las curvas de reducciones marginales y medias de las emisiones de SO₂, disponibles para España y el resto de los países dentro de la zona EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) [véase por ejemplo Amman y Kornai (1987)].

(7) Para una discusión pormenorizada de los fundamentos, diseño y funcionamiento comparado de los impuestos ambientales sobre emisiones y productos véase Gago y Labandeira (1997a; 1999).

entre las emisiones reales de SO_2 y el contenido de azufre en los combustibles utilizados. Puesto que el contenido de azufre en el gas natural es muy pequeño, solamente están sujetos al impuesto el fuel-oil, los lignitos (pardos y negros) y los carbones (nacional e importado). Introduciendo una deducción variable por desulfurización⁸, el impuesto ambiental considerado se aproxima a un impuesto con estimación directa de las emisiones de SO_2 sin la necesidad de contar con instrumentos de medición en chimenea⁹.

Respecto a la definición del tipo impositivo, existen varias posibilidades. Así, el tipo del impuesto ambiental hipotético puede representar el daño por las emisiones de SO_2 o el incentivo necesario para alcanzar un objetivo predeterminado de emisiones o deposiciones ácidas. Además, el regulador puede introducir tipos impositivos uniformes o diferenciados geográficamente. En este ejercicio, sin embargo, consideramos el uso de un tipo uniforme que refleje los costes externos asociados a las emisiones de SO_2 .

Si bien el uso de impuestos no diferenciados geográficamente para el control de contaminantes “no uniformes” puede defenderse por razones de viabilidad administrativa, la utilización de estimaciones del daño ambiental para la determinación del tipo impositivo requiere más justificación. Intuitivamente existen razones para no seguir este procedimiento, ya que el impuesto se fundamenta precisamente en la necesidad de reducir las emisiones españolas de SO_2 de forma coste-eficiente. Sin embargo, las dificultades para calcular el tipo impositivo que garantice el cumplimiento de los objetivos ambientales dados hacen que esta alternativa sea poco práctica. En este sentido, el tipo adoptado en este trabajo no es discrecional y promueve una asignación coste-eficiente de las reducciones de contaminación.

A este efecto, la valoración del daño asociado a las emisiones españolas de SO_2 no es sencilla, tal y como se observa en el Anexo. Por una parte, existe un claro déficit de estudios de valoración ambiental para este contaminante en España, por lo que debemos producir nuestras propias estimaciones (un objetivo muy ambicioso) o extrapolar los resultados obtenidos en otros países. Pero incluso la literatura internacional sobre la evaluación del daño ocasionado por el SO_2 es bastante limitada y cuestionable. De hecho, existen abundantes categorías de daño no valoradas y los análisis imprecisos de naturaleza *top-down* son preponderantes.

En consecuencia, hemos restringido nuestra evaluación a cuatro categorías de daño (infraestructuras construidas humanas como edificaciones, obra civil, etc., bosques, cultivos y salud humana-mortalidad), combinando estimaciones españolas con datos internacionales extrapolados cuidadosamente. Como resultado,

(8) La desulfurización puede conseguirse mediante la limpieza del combustible antes de su utilización o a través de tecnologías de recuperación de residuos al final de la combustión, con una reducción aproximada de respectivamente el 20% y el 90% de las emisiones. Sin embargo, el sector eléctrico español sólo utilizó el primer método, y de forma parcial, durante el año 1994.

(9) La medición hace que sea comparativamente más caro y complejo gravar directamente las emisiones, ya que a la necesidad de contar con el instrumental adecuado hay que añadir las dificultades para que la administración tributaria pueda comprobar los resultados de mediciones ambientales. Por el contrario, los datos de consumo de combustibles pueden obtenerse a partir de la información económico-fiscal que debe suministrar toda empresa.

el daño total causado en Europa por las emisiones españolas de SO₂ se aproxima a las 40 pesetas por kilogramo, que es equivalente al conjunto de tipos impositivos sobre producto que se recogen en el cuadro 3. Ante esta nueva evidencia, las estimaciones anteriores de Labandeira (1996b) parecen excesivas debido a la extrapolación directa de los daños estimados para el Reino Unido. De todos modos, las limitaciones del proceso de evaluación recomiendan una interpretación cauta del daño estimado y, por tanto, del tipo impositivo simulado.

Cuadro 3: TIPOS IMPOSITIVOS HIPOTÉTICOS. ESPAÑA, 1994

Producto	Tipo impositivo (pesetas/tonelada)	Modificación porcentual respecto al precio sin impuesto
Lignito negro	3.895	54,0*
Lignito pardo	1.640	52,4
Carbón español	820	6,9*
Carbón importado	533	4,1
Fuel-oil	1.025	4,8

Notas: con los contenidos habituales de azufre; *con subsidios a la minería.

Fuente: elaboración propia a partir del cuadro 7 y Ministerio de Medio Ambiente (1996).

A partir del tipo impositivo sobre emisiones considerado, para el cálculo de las magnitudes presentadas en el cuadro 3 se han utilizado los contenidos medios de azufre y precios medios de los combustibles usados en el sector eléctrico español durante 1994. Por ello, los tipos indicados corresponden a un impuesto con estimación indirecta de las emisiones. Los datos proceden de la Oficina de Compensaciones de la Energía Eléctrica (OFICO) y han sido completados con información de los inventarios de emisiones del Ministerio de Medio Ambiente.

Con la asignación de los ingresos fiscales al presupuesto general del Estado se completa el diseño del impuesto ambiental hipotético. En este sentido seguimos las recomendaciones de la teoría de la política ambiental, que excluye cualquier compensación a las víctimas de la contaminación o la afectación específica de los ingresos ambientales [véase Oates (1993)]. Además, la asignación propuesta, de producirse con una reducción equivalente de otros impuestos distorsionantes, sigue los preceptos de la denominada teoría del doble dividendo de la imposición ambiental¹⁰.

La experiencia comparada con tributos semejantes al propuesto para España indica un elevado éxito ambiental, que reduce su relevancia en términos recauda-

(10) Ésta afirma que se puede producir un doble beneficio por el uso de impuestos ambientales: la reducción de la externalidad ambiental negativa y la mejora, en términos de eficiencia, del sistema fiscal [véase Goulder (1995); Labandeira y McCoy (1997)].

torios y por tanto de política fiscal (su “segundo dividendo”). Esto ha sido así en el caso sueco, donde un impuesto estructuralmente muy similar al considerado se introdujo como parte de la reforma fiscal de 1991 [Stern (1994)]¹¹. También en Galicia, donde el parecido impuesto autonómico “sobre la contaminación atmosférica” en vigor desde 1996, ha llevado a una considerable reducción de las emisiones [Gago y Labandeira (1997b)].

1.3. *Internalizando los costes ambientales en los precios de la electricidad*

El objetivo de nuestro trabajo es evaluar los efectos de un impuesto que refleje los costes externos asociados a las emisiones españolas de SO₂. Para ello, nos ocupamos de su incidencia de impacto sobre la demanda residencial de electricidad. Esto tiene que ver con el contexto institucional del sector eléctrico en 1994 (el año de la simulación), que limitaría cualquier alteración estructural de la oferta en el corto plazo y haría que la reducción inicial de las emisiones se produjese mayoritariamente de la adaptación de la demanda al mayor precio de la electricidad.

En efecto, no cabe esperar del impuesto propuesto una reducción inmediata de las emisiones de SO₂ por el lado de la oferta. En primer lugar, porque la introducción de mecanismos de desulfurización exige tiempo y recursos considerables. En segundo lugar, porque las restricciones de capacidad no permiten una reasignación significativa, al menos en el corto plazo, de la producción eléctrica para reducir las emisiones¹². Por último, porque, si bien el uso de una mezcla de combustibles menos contaminante podría mejorar la situación de forma considerable, la fuerte protección a los carbones españoles (en precios y/o cantidades) impide el progreso en esta dirección¹³.

La facilidad para transferir el hipotético impuesto ambiental al consumo también justifica la ausencia de reacción inmediata por parte de los productores de electricidad. De hecho bajo el “Marco Legal y Estable” (RD 1538/1987), vigente durante 1994, el gobierno debía establecer los precios de la electricidad para cubrir los costes reconocidos para su producción con los ingresos obtenidos¹⁴. Puesto que el impuesto ambiental considerado puede interpretarse como un aumento del coste de los combustibles, el cálculo del incremento del precio de la electricidad es inmediato.

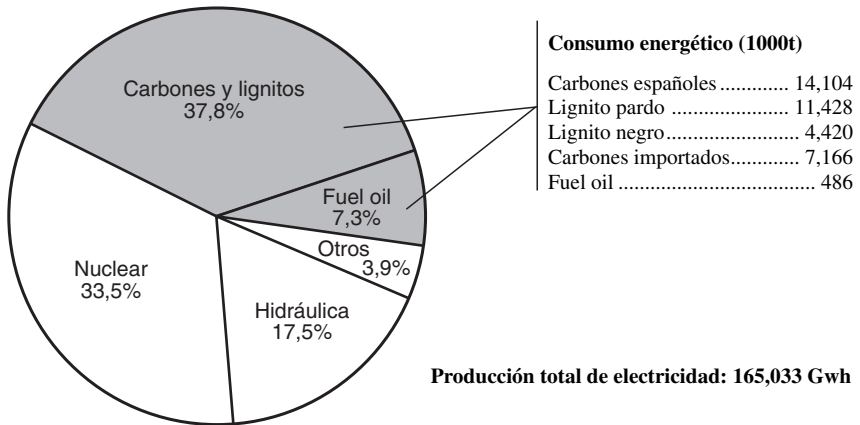
(11) Bien es verdad que los efectos incentivadores del impuesto sueco se debieron a su elevado tipo impositivo, más de seis veces superior al simulado para España. En todo caso, el impuesto hipotético sobre las emisiones de SO₂ español tiene unos efectos ambientales mucho más marcados que su homónimo sobre las emisiones de CO₂ [véase Gago, Labandeira y Labeaga (1999)].

(12) La asignación de la producción de electricidad en España en 1994 respondía a un proceso conjunto de minimización de costes (*merit-order procedure*) que se realizaba de forma centralizada por “Red Eléctrica de España”, una empresa participada mayoritariamente por el sector público.

(13) En todo caso, algunos productores de electricidad pueden reaccionar al impuesto ambiental propuesto incluso en el corto plazo, tal y como indica Padrón (1997) con un modelo de programación lineal que replica la asignación a los generadores de electricidad españoles.

(14) Estos costes, generalmente estandarizados, comprenden costes fijos de generación, costes de operación y mantenimiento, costes de combustibles, costes de distribución, etc.

Gráfico 1: EL SISTEMA ELÉCTRICO ESPAÑOL EN 1994



El efecto sobre el precio de la electricidad del impuesto ambiental con los tipos del cuadro 3 puede calcularse a partir de los datos de consumo de combustibles fósiles para generación eléctrica y de la producción de electricidad en España durante 1994 [obtenidos de MINER (1995b)]. Esto es posible por nuestro análisis de corto plazo, sin cambios estructurales en la oferta, y por la asumida transferencia total de la carga impositiva al consumo residencial acorde con el Marco Legal y Estable. Por ello, el incremento de precios se obtiene del cociente de los costes “extra” reconocidos después de la aplicación del impuesto ambiental sobre los combustibles fósiles usados para la generación de electricidad (excepto el gas natural) entre la demanda eléctrica residencial total. A partir de esta magnitud en pesetas/kwh y teniendo en cuenta los precios de electricidad vigentes en 1994 [de OFICO (1995b)], el impuesto llevaría a un incremento del precio de la electricidad en torno a un 7,5%.

Como ya hemos avanzado, las experiencia comparada demuestra que impuestos de esta naturaleza han promovido una generación de energía eléctrica menos contaminante. En España, la moratoria nuclear y las dificultades para desarrollar nuevas capacidades hidroeléctricas probablemente harán que el impuesto ambiental concentre sus efectos en la estructura interna de la generación con combustibles fósiles (véase la sección 3.2). De este modo se inducirá la desulfurización y sustitución de combustibles en las centrales a carbón y lignitos, favoreciendo también la irrupción de centrales de ciclo combinado a gas natural. En todo caso, el análisis detallado de los efectos del impuesto simulado por el lado de la oferta constituye una extensión de este trabajo.

Existen otras limitaciones inherentes a nuestro cálculo del cambio de precios. En primer lugar, un incremento selectivo del precio de la electricidad para residentes es ciertamente discutible porque el consumo residencial sólo representa

una parte de la demanda total de electricidad. Sin embargo, una transferencia de la carga impositiva al consumo industrial afectaría a la competitividad de unos sectores industriales que ya se enfrentan a unos precios eléctricos comparativamente altos. En segundo lugar y claramente relacionado con lo precedente, no se contempla la demanda indirecta de electricidad por parte de los consumidores¹⁵. En tercer lugar, se utiliza información *ex post* sobre la generación de electricidad en España durante 1994 para predecir los efectos del impuesto hipotético, lo que obviamente contradice la fuerte relación existente entre oferta y demanda de electricidad. Por último, el actual proceso de liberalización que vive el sector eléctrico español implica cambios fundamentales en los procesos de fijación de precios respecto a la situación con el Marco Legal y Estable.

A continuación nos ocupamos de los efectos de corto plazo del impuesto ambiental hipotético, considerando la modificación en las demandas de las familias, en los pagos fiscales y en los ingresos agregados del sector público. Para ello simulamos el incremento del precio de la electricidad residencial con el uso de datos de familias españolas. Previo a la simulación, sin embargo, debemos estimar un sistema de demanda para la obtención de ciertos parámetros necesarios.

2. MODELO DE DEMANDA, MÉTODOS ECONOMÉTRICOS Y DATOS

2.1. *El modelo de demanda*

Nuestro estudio se centra en la demanda de bienes no duraderos de consumo; esto es, excluimos bienes duraderos tales como vehículos o electrodomésticos. Esto se debe al uso de datos micro, pues el gasto en un período sólo se aproxima al consumo en ese período si el bien es no duradero. En este sentido, las implícitamente impuestas restricciones de separabilidad débil sobre las tasas marginales de sustitución se pueden mejorar con el uso como regresores de variables relacionadas con el estatus laboral utilizadas en un marco de demanda condicional [Browning y Meghir (1991)].

Asumimos que los consumidores realizan su proceso presupuestario en dos fases. En la primera deciden su oferta de trabajo, sus ahorros y el gasto en bienes duraderos. En la segunda se distribuye el resto del gasto entre el siguiente conjunto de bienes no duraderos: alimentos y bebidas no alcohólicas, bebidas alcohólicas, vestido y calzado, electricidad, gas natural y manufacturado, combustible para transporte privado, transporte público y una categoría residual de otros bienes no duraderos. En este contexto de tenencia de datos individuales y alta desagregación de bienes, para obtener una estimación consistente del sistema debemos asegurarnos que los gastos nulos se deban exclusivamente a una única causa¹⁶. Observando los grupos de bienes, la causa más común es infrecuencia de compra.

(15) En otro trabajo hemos utilizado métodos *input-output* para valorar la demanda indirecta de emisiones por parte de los consumidores [Labandeira y Labeaga (1999)]. Sin embargo, dada la menor importancia de las demandas indirectas de electricidad, no hemos seguido esta aproximación aquí.

(16) El tratamiento simultáneo de los ceros debidos a varias causas no resulta posible si se estima un sistema de demanda con más de tres bienes [ver Lee y Pitt (1986)].

Por tanto, para evitar gastos nulos debidos a otras razones, eliminamos las observaciones en las que una familia indica gasto nulo en los ocho trimestres en que se le observa en cualquier grupo de bienes del sistema. Entendemos que se da infrecuencia de compra cuando las familias indican al menos un gasto positivo en cada grupo de bienes¹⁷ y que este proceso de obtención de las observaciones sobre las que se llevarán a cabo las estimaciones no genera un problema de selección endógena de la muestra.

Puesto que necesitamos los coeficientes de las ecuaciones de demanda para la simulación, deberíamos obtener estimaciones de los parámetros que proporcionarían una representación realista de los efectos de precio propios, de sustitución y de renta. Para ello optamos por la extensión cuadrática (QAIDS) del Modelo de Demanda Casi Ideal de Deaton y Muellbauer (1980), tal y como fue propuesta por Banks y otros (1997). En este modelo las ecuaciones de proporciones de gasto para el bien i se expresan como¹⁸

$$w_i = \alpha_i + \sum_{j=1}^n \gamma_{ij} \ln p_j + \beta_i \ln \frac{x}{a(p)} + \frac{\lambda_i}{b(p)} \left(\ln \frac{x}{a(p)} \right)^2 \quad [1]$$

con

$$\ln a(p) = \alpha_0 + \sum_{i=1}^n \alpha_i \ln p_i + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \gamma_{ij} \ln p_i \ln p_j \quad [2]$$

y

$$b(p) = \prod_{i=1}^n p_i^{\beta_i} \quad [3]$$

donde x y p son, respectivamente, el gasto total y el vector de precios. Respecto a las restricciones teóricas, el modelo satisface aditividad si es estimado mediante métodos lineales; homogeneidad y simetría se impondrán y contrastarán como restricciones sobre el vector de parámetros y negatividad, que no puede ser impuesta pero sí contrastada observando el signo de la matriz de Slutsky. Para más detalles sobre este sistema de demanda y la imposición de las restricciones, ver Banks y otros (1997).

Hemos elegido la forma funcional anterior porque creemos que es la más apropiada dados los objetivos del trabajo y los datos con que contamos. En primer lugar, las preferencias de las que se deriva el QAIDS no implican separabilidad aditiva y permiten respuestas flexibles de los precios. En segundo lugar, la inclusión de un término cuadrático en el logaritmo del gasto real, si bien complica la estimación del sistema, permite que las elasticidades dependan del nivel de gasto, posibilitando que los bienes sean de primera necesidad o de lujo para distintos ni-

(17) Véase Labeaga y López (1997).

(18) Para mantener simple la notación omitimos los subíndices que hacen referencia a individuos y períodos.

veles de gasto. Este modelo, por tanto, no impone respuestas no plausibles de los precios y permite un buen nivel de flexibilidad en las respuestas de la renta. De hecho, los resultados obtenidos sostienen la inclusión del término cuadrático en el gasto total real [ver Labandeira y Labeaga (1998)]. Además, si se satisfacen las restricciones teóricas enunciadas, el QAIDS puede integrarse a una función de gasto, un requisito crucial cuando se pretende estudiar el impacto de las reformas fiscales en términos de bienestar [Banks y otros (1997)].

2.2. Datos e implementación econométrica

Los datos empleados para estimar el sistema de demanda provienen de la “Encuesta Continua de Presupuestos Familiares” para el período 1985-1994. La encuesta se realiza de forma trimestral desde 1985 por el Instituto Nacional de Estadística [ver INE (1985)] y constituye un panel rotatorio con una participación máxima de ocho trimestres por hogar. La muestra final utilizada contiene 29.648 observaciones. Para obtenerla, comenzamos seleccionando a las familias que colaboraron durante los ocho trimestres (panel completo) y a continuación eliminamos aquellas familias que no pudieron categorizarse como compradores infrecuentes¹⁹.

Respecto a las variables consideradas, la especificación econométrica de la ecuación [1] contiene el gasto total en términos reales, el gasto total cuadrático real y los precios reales. Además, especificamos α_i linealmente en las siguientes variables: número de adultos, número de niños menores de 6 años, entre 7 y 14 años, jóvenes entre 14 y 23 años, dos variables ficticias indicando si cabeza de familia y consorte son mayores de 65 años, variables ficticias de tamaño de municipio de residencia del hogar y variables ficticias trimestrales que son claramente determinantes de ciertas demandas, como en el caso del gas y la electricidad. Los precios fueron calculados con información del INE sobre índices de precios de consumo y pesos relativos de los diferentes subgrupos. Los precios varían trimestralmente, constituyendo medias de los índices publicados mensualmente.

La especificación del modelo [1] a [3] es no lineal en los parámetros a menos que sustituyamos $a(p)$ y $b(p)$ por índices de precios previamente calculados. Al no hacerlo así²⁰, para proceder a la estimación del sistema hemos de partir de unos parámetros iniciales. Para obtenerlos, el modelo se estima linealmente sustituyendo $a(p)$ por un índice de Stone²¹ y suponiendo que $b(p) = 1$. Una vez se dispone de estos parámetros iniciales, se estima el modelo [1] a [3] no linealmente mediante un método iterativo hasta obtener convergencia.

(19) Nos centramos en la estimación con el panel completo porque creemos que no existe sesgo de colaboración o que, si existe, es puramente aleatorio en relación con el estudio que realizamos.

(20) Las razones para no llevar a cabo la estimación lineal son varias, siendo la principal las notables diferencias existentes entre los estimadores obtenidos por este procedimiento y los resultantes de la aproximación seguida en nuestro trabajo.

(21) El índice de Stone se define como

$$\ln(a(p)) = \sum_i w_i \ln p_i$$

siendo w_i la proporción de gasto en el bien i y p_i el precio de dicho bien.

Como ya indicamos, los datos micro presentan el problema de aquellas familias que proporcionan gastos nulos en diversos bienes. Es bien sabido que cuando la variable dependiente está censurada debe utilizarse una alternativa al método de mínimos cuadrados (MC), sean lineales o no. Para las categorías incluidas, la selección de la muestra y el análisis de los datos sugieren que la causa de la censura es la infrecuencia de compra. De hecho, en la muestra utilizada para la estimación, el problema de los ceros no parece importante excepto en el caso del transporte público con sólo un 41% de gastos positivos²².

Sin embargo, en estas circunstancias el método de MC suministra estimadores sesgados debido a la existencia de correlación entre el término de error y el regresor del gasto total. Esto puede solucionarse con la instrumentación del gasto total con la renta total la que, en principio, no debería mostrar correlación con el término de error puesto que esta variable no se ve afectada por la decisión de comprar [Keen (1986)]. No obstante, este procedimiento puede fallar debido a la presencia de términos no lineales en el gasto total. Las soluciones para superar este problema incluyen las propuestas de Meghir y Robin (1992), Hausman y otros (1995) o Miles (1999). Nosotros optamos por instrumentar el gasto total con su retardo lo que, en ausencia de autocorrelación en los errores, debería constituir un instrumento adecuado. Así, utilizando la terminología de Hausman y otros, utilizamos el estimador de medida repetida. Otra alternativa consiste en instrumentar el gasto con todos sus determinantes, es decir, con variables demográficas pero no con la renta. Este último procedimiento suele producir malos resultados porque el ajuste de una ecuación de este tipo con datos microeconómicos suele ser bastante pobre.

Con las consideraciones anteriores, el modelo se estima utilizando un método no lineal de variables instrumentales (y distancia mínima para imponer las restricciones globales sobre el sistema), con el gasto total en $t-1$ como instrumento para el gasto total. Como ya se ha mencionado, se utilizan como valores iniciales de los parámetros para la estimación no lineal los obtenidos en una primera etapa en la que $a(p)$ se ha sustituido por un índice de Stone y $b(p)$ se ha supuesto unitario para cada observación. Después se utiliza un proceso iterativo hasta obtener convergencia. Con respecto a la imposición de las restricciones teóricas, para evitar la singularidad de la matriz de varianzas-covarianzas de los errores, puesto que cada ecuación es una combinación lineal de las otras, la última ecuación (otros bienes no duraderos) no se estima y sus parámetros son obtenidos a partir de la restricción de aditividad²³. Además, la restricción de homogeneidad se impone introduciendo todos los precios en relación al del bien cuya ecuación no es estimada, y es contrastada por medio de un test Chi-cuadrado comparando los resultados con los del modelo no restringido. En particular, imponemos homogeneidad de forma individual en cada una de las siete estimaciones consecutivas, de modo que dispone-

(22) Por el contrario, las restantes categorías muestran porcentajes superiores al 70% y en muchos casos al 90%. Para más detalles véase Labandeira y Labeaga (1998).

(23) Esto es porque la aditividad requiere $\sum_{i=1}^n \alpha_i = 1$, $\sum_{i=1}^n \beta_i = 0$, $\sum_{i=1}^n \gamma_{ij} = 0$ y $\sum_{i=1}^n \lambda_i = 0$. Además, se satisface la homogeneidad si y sólo si $\sum_{i=1}^n \gamma_{ij} = 0$.

mos de un test para cada ecuación incluso con una estimación del sistema, a la vez que suministramos un test de homogeneidad global para el sistema completo. La simetría, una restricción de sistema, se impone durante la estimación y se contrasta conjuntamente con la homogeneidad por medio de un test Chi-cuadrado.

Los resultados de la estimación para el modelo con restricción de homogeneidad y para el modelo con restricción de homogeneidad y simetría se presentan en Labandeira y Labeaga (1998). Homogeneidad no se rechaza en ninguna ecuación, ni sobre la base de los resultados del test conjunto²⁴. Por el contrario, simetría se rechaza a niveles estándar de significatividad y, aunque esto excluye la integrabilidad de las funciones de demanda para evaluaciones de bienestar, utilizamos el modelo restringido con homogeneidad y simetría en la fase de simulación. La falta de significatividad de algunos parámetros de precios se debe a la multicolinealidad que puede detectarse en las series de precios durante el período considerado. En cualquier caso, más del 50% de los parámetros de precios son significativamente distintos de cero, al menos a un 90 por ciento de nivel de confianza.

En relación con la forma de las curvas de Engel, encontramos evidencia de la presencia de un término cuadrático significativo en las ecuaciones de demanda de alimentos y bebidas no alcohólicas, electricidad y gas. Asimismo, el t-ratio de esta variable para vestido y calzado se encuentra en el borde de la significatividad, lo que confirma la idoneidad del modelo QAIDS tanto para la estimación como para la simulación. En relación con los instrumentos empleados, se ha realizado un ejercicio alternativo utilizando la renta total como instrumento para el gasto total que no ha suministrado buenos resultados, confirmando las posibles inconsistencias de las estimaciones de los parámetros cuando se usa esta variable en un contexto de curvas de Engel no lineales y de errores no lineales en las variables [Hausman y otros (1995)].

Con respecto a los efectos del gasto real y los precios, observamos que las elasticidades adoptan los valores esperados [calculadas para las medias de la muestra siguiendo a Banks y otros (1997)]. Alimentos y bebidas no alcohólicas, bebidas alcohólicas, electricidad y gas aparecen como bienes de primera necesidad, mientras que calzado y vestido, combustible para transporte privado y transporte público se definen como bienes de lujo (con algunas dudas para los dos últimos grupos). El signo de las elasticidades precio es también el esperado excepto en el caso de vestido y calzado, posiblemente afectado por los mencionados errores en variables. La elasticidad precio propio de la electricidad arroja un resultado elevado cuando lo comparamos con otros ejercicios que utilizan datos españoles, como Buisán (1992)²⁵. Dado el análisis de demanda que se presenta, esta elasticidad estará probablemente reflejando no sólo la demanda de servicios eléctricos sino también las demandas asociadas de electrodomésticos que no han sido explí-

(24) En particular este test toma un valor de 7,17, que debe ser comparado con una Chi-cuadrado con 7 grados de libertad.

(25) No obstante, es preciso resaltar que en el ejercicio de Buisán (1992) se estima una ecuación de gasto en energía eléctrica y no un sistema de demanda. Además, dicha estimación es de largo plazo y la metodología utilizada y el periodo de la muestra son diferentes. Por todo ello, la comparación de resultados ha de tener en cuenta los hechos diferenciales entre ambos trabajos.

citamente considerados en la estimación. Asimismo, observamos una elevada sustituibilidad entre gas y electricidad.

Los efectos de las variables demográficas son también los esperados para la mayoría de las estimaciones. Los niños contribuyen positivamente al gasto en alimentos, vestido y calzado, electricidad y gas, mientras que el efecto de los niños más pequeños en el uso de transporte público es negativo e importante²⁶. Las edades del cabeza de familia y consorte y sus términos cuadráticos son determinantes del consumo, mostrando perfiles de demanda no lineales. Además, la presencia en la familia de miembros mayores de 65 años tiene efectos positivos sobre el gasto en electricidad y negativos sobre el consumo de combustibles para transporte y el uso de transporte público. Finalmente, las variables de localización geográfica del hogar muestran efectos importantes y diferenciados en todas las proporciones de gasto: si bien las familias rurales gastan más en alimentos y bebidas (incluyendo alcohol), vestido y calzado y combustibles, las familias urbanas destinan una mayor proporción de su gasto a electricidad, gas y transporte público.

3. EFECTOS DEL IMPUESTO SOBRE LAS EMISIONES DE SO₂: SIMULACIÓN Y RESULTADOS

3.1. Metodología de simulación

En este ejercicio consideramos una reforma fiscal indirecta al cambio inducido por los impuestos en los precios relativos de los bienes que componen el sistema de demanda, con un énfasis en los efectos de corto plazo sobre los ingresos fiscales y el bienestar de las familias. Por ello seguimos un análisis de incidencia absoluta, sin tener en cuenta los efectos derivados de la generación de una mayor recaudación pública por el impuesto simulado. Puesto que los incrementos de ingresos públicos son finalmente devueltos a los contribuyentes en forma de subsidios o modificaciones en la oferta de bienes públicos, los análisis de incidencia de presupuesto equilibrado o, preferentemente, de incidencia diferencial serían también justificables²⁷.

Una cuestión importante y previa a la simulación es el tratamiento del gasto en los bienes que no se incluyen en el sistema de demanda (bienes duraderos). Ello es así porque, si bien permitimos cambios en la composición porcentual del gasto en todos los bienes que componen el sistema (no duraderos), el gasto total del hogar no debe verse alterado. Por ello, asumimos que las familias continúan consumiendo las mismas cantidades que antes de la reforma, lo que no constituye una fuerte restricción en el corto plazo porque la demanda de bienes duraderos tiene que ver más con decisiones de inversión que de consumo²⁸.

(26) Esto puede ser debido a que los niños pequeños son habitualmente transportados a la escuela por sus padres. La presencia de niños mayores y jóvenes muestra efectos positivos sobre el gasto en transporte público.

(27) En Labandeira y Labeaga (1999) evaluamos la incidencia diferencial de un impuesto hipotético sobre las emisiones españolas de CO₂.

(28) Ver Symons y Walker (1989).

Puesto que los grupos de gasto del sistema se componen de bienes sujetos a distintos tipos impositivos, calculamos los índices de precio anteriores y posteriores a la reforma como la suma ponderada de los precios de todos los bienes individuales según su contribución al grupo de bienes²⁹. El precio anterior a la reforma para el bien i es

$$p_i^0 = (1 + t_i^0)(c_i + e_i^0) \tag{4}$$

donde t_i^0 , c_i y e_i^0 denotan respectivamente el tipo impositivo sobre el valor añadido (IVA) inicial, el precio de producción sin impuesto y las accisas aplicadas sobre ese bien. Por tanto, el precio después de la reforma es

$$p_i^1 = (1 + t_i^1) \left(e_i^1 - e_i^0 + \frac{p_i^0}{1 + t_i^0} \right) \tag{5}$$

donde t_i^1 es el tipo impositivo del IVA para el bien i después de la reforma, incluyendo el efecto en precio del impuesto simulado. Aunque los cambios de precios también afectan a bienes con accisas, la reforma considerada en nuestro ejercicio no supone ningún cambio en éstas, por lo que e_i^0 es igual a e_i^1 en todos los casos.

El primer paso para la simulación de ingresos consiste en calcular las nuevas proporciones de gastos predichas con el uso de los nuevos precios y de los valores estimados de los parámetros. En este punto debemos considerar que el modelo no predice perfectamente las proporciones. Puesto que estamos interesados en los efectos de los precios y del gasto real (términos lineal y cuadrático), es necesario separar esos componentes del gasto total en cada bien. Añadimos el error de predicción de las proporciones a las proporciones predichas, como en Baker y otros (1990), esto es, la parte de cada proporción no explicada por los precios y el gasto real o, equivalentemente, el componente de la proporción explicada por las características de la familia, por otras variables ajenas a los precios y al gasto real y por el error, que puede contener efectos fijos de carácter familiar.

Una vez que las nuevas proporciones han sido calculadas, podemos cuantificar los cambios en los pagos fiscales y las predicciones de ingresos. En particular, los ingresos fiscales agregados se obtienen de la expresión

$$\sum_{h=1}^H g_h \sum_{i=1}^n \left(\frac{t_i^1}{1 + t_i^1} + \frac{e_i^1}{p_i^1} \right) E_{hi}^1 \tag{6}$$

(29) Dado que cada grupo de bienes considerado en la estimación y simulación está compuesto por mercancías que soportan diferentes tipos de IVA, para calcular un tipo representativo del grupo se toman las proporciones de gasto en cada bien de la Encuesta Permanente de Consumo para el año 1983, puesto que dicha encuesta proporciona información de más de 600 bienes. De la misma manera, las accisas se calculan como un porcentaje sobre el precio y después se convierten a porcentajes a sumar al tipo de IVA correspondiente al bien de que se trate. Por tanto, asumimos que las proporciones de gasto en estos 600 bienes no se han visto alteradas a lo largo de este periodo.

donde g_h es el peso de cada familia en la muestra y E_{ih}^1 es el nivel estimado de gasto después de la reforma en el bien i por la familia h ³⁰.

3.2. Resultados de la simulación e implicaciones de política económica

A continuación estudiamos explícitamente las consecuencias del incremento del precio de la electricidad ocasionado por el impuesto hipotético sobre las emisiones de SO₂. Así, la sección 1.3 indicó que el impuesto ambiental propuesto provocaría un incremento del 7,5% en el precio de la electricidad para los consumidores residenciales, lo que completamos con un análisis de sensibilidad de incrementos del precio en un 5% y en un 10%.

Antes de presentar algunas conclusiones de la simulación, suministramos algunos resultados de equilibrio parcial sobre los efectos ambientales de la introducción del impuesto sobre las emisiones de SO₂. Nuestros cálculos descansan fundamentalmente en la elasticidad precio propio de la demanda de electricidad obtenida en la estimación del sistema de demanda y deben ser tomados con precaución por varios motivos. Primero, como es sabido, estas cifras sólo se refieren a las reducciones de corto plazo de las emisiones de SO₂ del sector eléctrico por la respuesta de los consumidores residenciales a precios más altos.

Además asumimos una reducción lineal en la generación con combustibles fósiles para equilibrar demanda y oferta después de la introducción del impuesto en su valor central. Como ya indicamos con anterioridad, esto se debe primeramente al reconocimiento de los costes “extra” de combustibles dentro del Marco Legal y Estable y al proceso de minimización conjunta de costes que gobernaba el sistema. De este modo, la concentración automática de los efectos en los generadores sujetos al impuesto parece clara, pero se hace aún más plausible al considerar la naturaleza de las tecnologías alternativas y su improbable reacción ante el impuesto. La energía hidráulica tiene un carácter regulador dentro del sistema (energía modulable) y siempre se utilizará en la mayor medida posible, independientemente de la reducción de demanda. Respecto a la energía nuclear, ésta podría verse afectada si el traslado paralelo de la curva de carga fuese muy importante y afectase a la demanda base, algo que no ocurre en el caso que nos ocupa al afectar el impuesto sólo a un segmento de la demanda total.

Con todos los supuestos explicitados con anterioridad en esta sección y en el apartado 1.3, se produciría una reducción del 7,3% en las emisiones de SO₂ del sector eléctrico español durante 1994 (aproximadamente 90.000 toneladas). Este cálculo se ha realizado a partir de la reducción simulada en la demanda residencial de electricidad y de la correspondiente caída, para equilibrar oferta y demanda, en la generación eléctrica con combustibles fósiles (excepto gas natural). Teniendo en cuenta que el tipo impositivo sobre las emisiones de SO₂ recoge el daño ambiental estimado con origen español (ver Anexo), los beneficios de la reduc-

(30) Nótese que para calcular los ingresos fiscales agregados correspondientes al bien i deberíamos evaluar $\sum_{h=1}^H g_h \left(\frac{t_i^1}{1+t_i^1} + \frac{e_i^1}{p_i^1} \right) E_{hi}^1$. Por supuesto, en la expresión (6) $t_i^1 = t_i^0$ y $p_i^1 = p_i^0$, excepto en el caso de la electricidad.

ción de emisiones se aproximarían a los 3.700 millones de pesetas, alrededor de una décima parte de los ingresos fiscales obtenidos por el impuesto. Esto demuestra una alta efectividad ambiental del impuesto considerado, acorde con la evidencia internacional con este tipo de figuras [Gago, Labandeira y Labeaga (1999)].

Retomando los resultados de la simulación, el cuadro 4 ofrece una primera visión de la modificación en la estructura del consumo, con el cambio en la proporción de gasto en cada bien del sistema. Como puede observarse, la estimación del sistema de demanda permite contemplar todos los efectos producidos por la introducción de un impuesto ambiental específico. Un resultado evidente en el cuadro 4 es la ya indicada sustitución existente en el consumo de electricidad y gas por las familias españolas³¹. También es claro que el incremento del precio de la electricidad lleva a un aumento de las proporciones de gasto del alcohol y transporte público, por tratarse probablemente de unas demandas de más fácil ajuste en el corto plazo. Los alimentos y bebidas no alcohólicas, vestido y calzado y los gastos en carburantes para el transporte aparecen como mercancías complementarias de la electricidad. El caso de los alimentos es un claro ejemplo de ausencia de separabilidad débil y posibilidad de separabilidad latente [véanse Blundell y Robin (1999) y Labeaga y Puig (1999)], mientras que tiene más difícil justificación el signo de los otros dos bienes.

Cuadro 4: CAMBIOS INDUCIDOS POR EL IMPUESTO EN LAS PROPORCIONES DE GASTO (EN %)

Bien	Bajo	Central	Alto
Alimentos y bebidas no alcohólicas	-0,043	-0,048	-0,054
Bebidas alcohólicas	1,620	2,277	2,947
Calzado y vestido	-0,398	-0,609	-0,815
Electricidad	-1,182	-1,629	-2,140
Gas natural y manufacturado	15,61	17,68	23,36
Carburantes transporte	-0,156	-0,230	-0,310
Transporte público	0,766	1,100	1,440

Nota: “bajo”, “central” y “alto” recogen los cambios ocasionados por el incremento del precio de la electricidad en respectivamente un 5%, un 7,5% y un 10%.

Fuente: elaboración propia.

(31) Existe una gran sustitución a pesar de que en muchos casos para cambiar el tipo de suministro se deben realizar inversiones en aparatos. Posiblemente en el periodo que cubre la muestra se ha producido una parte de dicho proceso en España. En todo caso, dado que se contemplan cambios en las proporciones de gasto, se ha de tener en cuenta que la proporción de gasto en gas natural y manufacturado está entre el 6 y el 10 por ciento de la proporción de gastos en servicios de electricidad a lo largo del periodo muestral considerado.

De las modificaciones observadas en el comportamiento de los agentes ante el impuesto simulado podemos intuir que se está produciendo un exceso de gravamen o pérdida irre recuperable de eficiencia. Para medir su tamaño seguimos primero una aproximación de equilibrio parcial para el mercado de la electricidad, aplicando la conocida expresión [véase Albi y otros (1994)]

$$D = \frac{1}{2} \eta_p q_o p_o t^2 \quad [7]$$

donde D es la pérdida de eficiencia medida en términos monetarios, η_p es la elasticidad precio propia del bien electricidad, q_o y p_o son respectivamente la cantidad demandada y el precio iniciales y t es el tipo impositivo ambiental *ad valorem* sobre el consumo de electricidad.

Computando el exceso de gravamen con este procedimiento, el impuesto simulado generaría una pérdida irre recuperable de eficiencia de 3.500 millones de pesetas en 1994, algo menos del 10% de los ingresos del impuesto y prácticamente equivalente a los beneficios ambientales de la figura. Por tanto, en este caso parece que el impuesto no sólo no genera un doble dividendo sino que el segundo dividendo prácticamente compensa al primero³².

Una cuantificación más adecuada de las pérdidas de bienestar asociadas al impuesto simulado debería considerar los cambios de comportamiento de los individuos en relación a todos los bienes del sistema de demanda. Para ello utilizamos el concepto de pérdida equivalente, calculada restando del gasto total observado para cada hogar en bienes no duraderos, la renta equivalente que permite a la familia mantenerse en la misma curva de indiferencia inicial a los precios finales [véase Labandeira y Labeaga (1999)]. En este sentido y para la reforma central, el impuesto simulado originaría unas pérdidas equivalentes agregadas de 2.150 millones de pesetas en 1994.

Otra cuestión importante a la hora de analizar los efectos de la imposición ambiental son sus efectos distributivos, ya que estos tributos son potencialmente conflictivos en este aspecto. El cuadro 5 señala los incrementos en los pagos impositivos por decilas de gasto y por características demográficas (edad del cabeza de familia y presencia de hijos en la familia) para las tres reformas consideradas. La columna "electricidad" indica los incrementos de pagos en la reforma central únicamente en el bien electricidad, mientras que la columna "gas" contiene la misma información para el gas natural y manufacturado.

La variación observada en los pagos fiscales indica una cierta regresividad de las reformas, especialmente cuando se comparan grupos de hogares con distintos niveles de gasto. Así, en la reforma fiscal central, los pagos fiscales respecto al gasto total aumentan en un 0,26% para los hogares con cabeza de familia mayor de 55 años y un nivel de gasto inferior al segundo decil (0,25% para los hogares con cabeza de familia menor de 36 años y un nivel de gasto inferior al segundo

(32) Por supuesto esto no quiere decir que no sea recomendable introducir este tributo, ya que otros impuestos convencionales pueden tener excesos de gravamen potencialmente tan altos, sin que puedan ser compensados por sus dividendos ambientales.

Cuadro 5: INCREMENTO EN LOS PAGOS FISCALES POR GRUPOS DE FAMILIAS (PTAS. DE 1994)

Grupo de hogar	Reforma				
	P.F (1)	P.F (2)	P.F (3)	Electricidad	Gas
Todas	1.831,4 (0,13)	2.671,2 (0,19)	3.503,1 (0,25)	2.457,7 (0,18)	108,9 (0,69)
Cabeza familia ≤ 35 años, familia sin hijos	1.961,1 (0,16)	2.753,9 (0,23)	3.540,2 (0,31)	2.322,6 (0,21)	80,9 (0,67)
Cabeza familia ≤ 35 años, familia con hijos	1.595,6 (0,12)	2.441,2 (0,19)	3.279,8 (0,25)	2.492,9 (0,19)	98,4 (0,71)
Cabeza familia ≥ 55 años, familia sin hijos	1.681,8 (0,14)	2.405,4 (0,21)	3.122,7 (0,28)	2.107,2 (0,19)	88,3 (0,67)
Cabeza familia ≥ 55 años, familia con hijos	1.928,3 (0,12)	2.824,3 (0,17)	3.711,6 (0,23)	2.623,6 (0,17)	120,9 (0,70)
Cabeza familia ≤ 35 años, gasto inferior al 2º decil	1.126,4 (0,16)	1.762,9 (0,25)	2.395,4 (0,34)	2.872,5 (0,27)	53,3 (0,77)
Cabeza familia ≤ 35 años, gasto superior al 8º decil	2.260,4 (0,07)	3.716,8 (0,11)	5.157,1 (0,15)	4.310,4 (0,13)	204,4 (0,70)
Cabeza familia ≥ 55 años, gasto inferior al 2º decil	1.104,0 (0,18)	1.648,6 (0,26)	2.190,5 (0,35)	1.593,4 (0,25)	45,3 (0,69)
Cabeza familia ≥ 55 años, gasto superior al 8º decil	3.033,8 (0,10)	4.120,8 (0,14)	5.191,6 (0,18)	3.154,6 (0,11)	195,3 (0,67)

Notas: (1), (2) y (3) recogen los cambios ocasionados en los pagos fiscales (PF) por el incremento del precio de la electricidad en respectivamente un 5%, un 7,5% y un 10%. Entre paréntesis la proporción (en tanto por ciento) que el incremento en los pagos impositivos representa sobre el gasto total. En la columna correspondiente al gas, dichas proporciones se han multiplicado por 100.

Fuente: elaboración propia.

decil) y solamente en un 0,14% para los hogares con cabeza de familia mayor de 55 años y un nivel de gasto superior al octavo decil, comparado con un 0,11% en hogares con las mismas características cuyo cabeza de familia tiene menos de 36 años. Esto también refleja que los hogares con cabeza de familia de mayor edad sufren los efectos de las reformas simuladas con más intensidad. Por último, los impuestos considerados recaen en mayor medida sobre las familias con hijos (con un incremento en los pagos fiscales respecto a la situación de partida de un 2,17% para los jóvenes con hijos frente a un 1,81% para los jóvenes sin hijos y cifras muy similares para los hogares con cabeza de familia mayor).

Manteniéndonos en la reforma fiscal central, sobre un 5% de los pagos totales de IVA por parte de una familia media tienen su origen en el grupo de la electricidad, con un incremento del 44,3% respecto a la situación anterior a la reforma. En todo caso, este incremento es menor que el estimado sin respuesta en el comportamiento por parte de los consumidores (un 50% de aumento en los pagos fiscales).

El cuadro 6 también evidencia los efectos distributivos negativos de las reformas consideradas, con información sobre los ingresos fiscales agregados. Nuestra simulación predice un aumento moderado en los ingresos impositivos indirectos, alrededor de un 2% en la reforma fiscal central (en relación a la recaudación pre-reforma obtenida en los ocho grupos del sistema)³³. Puesto que las contribuciones extra de ingresos provienen mayoritariamente de grupos caracterizados como necesidades, la reforma puede definirse como regresiva.

La influencia de modelizar el comportamiento de los consumidores es también significativa en el caso de los cálculos agregados y nuevamente sostiene nuestro procedimiento de simulación. El ingreso previsto sin reacción en el comportamiento es aproximadamente un 20% más elevado que el referido con anterioridad, lo que tiene importantes consecuencias. Por un lado, tal pérdida de ingresos es obviamente relevante para cualquier decisor público y, por otro lado, dada la gran relación entre oferta y demanda de electricidad, la fuerte respuesta de los consumidores de electricidad tiene efectos claros en la determinación del cambio del precio de la electricidad (ver sección 1.3).

(33) La recaudación total se aproxima a los 42.000 millones de pesetas, de los cuales 38.000 millones se obtienen directamente del consumo de electricidad. Los restantes 4.000 millones provienen de los cambios en el consumo de los restantes bienes no duraderos.

Cuadro 6: INGRESOS FISCALES EN LOS GRUPOS DE BIENES CONSIDERADOS (MILL. DE PTAS. DE 1994)

Bien	Pre-Reforma	Bajo	Central	Alto
Alimentos y bebidas n.a.	342.753,4	340.096,9 (-0,77)	340.952,5 (-0,53)	340.936,4 (-0,53)
Bebidas alcohólicas	72.438,4	73.488,7 (1,45)	73.977,2 (2,12)	74.468,8 (2,80)
Vestido y calzado	376.000,5	374.568,6 (-0,38)	373.803,8 (-0,58)	373.058,7 (-0,78)
Electricidad	81.326,4	107.164,9 (31,8)	119.905,7 (47,4)	132.516,3 (62,9)
Gas natural y manufact.	8.180,6	9.176,5 (12,2)	9.673,8 (18,3)	10.161,0 (24,2)
Carburantes transporte pr.	464.379,5	463.577,1 (-0,17)	463.209,7 (-0,25)	462.857,2 (-0,33)
Transporte Público	39.949,0	40.213,6 (0,66)	40.319,1 (0,93)	40.426,6 (1,19)
Otros no duraderos	943.071,6	947.935,1 (0,52)	948.382,8 (0,56)	948.821,6 (0,61)
Total	2.327.919,5	2.357.093,4 (1,25)	2.370.224,6 (1,82)	2.383.246,6 (2,38)

Nota: “bajo”, “central” y “alto” recogen los cambios ocasionados por el incremento del precio de la electricidad en respectivamente un 5%, un 7,5% y un 10%. Entre paréntesis el incremento porcentual de ingresos.

Fuente: elaboración propia.

4. CONCLUSIONES

En este trabajo nos hemos ocupado del diseño y efectos de impacto de un impuesto hipotético sobre las emisiones de SO₂ del sector eléctrico español en el año 1994. Nuestro interés se justifica por la importante contribución española a los fenómenos de lluvia ácida y por el endurecimiento de las regulaciones ambientales europeas. En primer lugar, hemos definido un impuesto ambiental sobre producto que grava la utilización de combustibles fósiles, con un tipo impositivo uniforme que refleja los daños ambientales causados por las emisiones españolas de SO₂. Asumiendo un traslado total de la carga impositiva al consumo residencial, algo muy plausible en el contexto de aplicación del impuesto simulado, calculamos la subida *ex ante* del precio de la electricidad. A continuación estimamos un sistema de demanda para la economía española con ocho grupos de bienes no duraderos a partir de datos de consumos familiares del período 1985-1994. Esto

nos permite simular los efectos ambientales, recaudatorios y distributivos *ex post* del cambio de precios originado por el impuesto.

El ejercicio ha señalado la importante influencia del impuesto considerado sobre la demanda de electricidad, lo que produce unos efectos ambientales positivos. Sin embargo, el impuesto origina un exceso de gravamen positivo y relevante, siendo sus efectos distributivos relativamente regresivos porque la electricidad es un bien de primera necesidad. No obstante, la introducción progresiva de gas natural puede tanto mejorar la situación medioambiental, como reducir la regresividad de la introducción de este tipo de impuestos, ya que se estima un elevado grado de sustitución entre ambas fuentes de energía a lo largo del período considerado.

ANEXO: CÁLCULO DE LOS DAÑOS DE LAS EMISIONES ESPAÑOLAS DE SO₂

Las emisiones de SO₂ constituyen la principal causa de los procesos de acidificación que vive el continente europeo siendo, por tanto, origen de importantes costes externos. El control no discrecional de este problema requiere la estimación del daño ambiental ocasionado por las emisiones de SO₂, objetivo de este anexo para el caso español.

Debemos indicar que la complejidad de la valoración considerada y la ausencia de investigaciones previas han exigido una aproximación heterogénea en la que las estimaciones para España coexisten con la extrapolación de resultados obtenidos en otros países. También existe una amplia diversidad metodológica, con la aplicación tanto de análisis *top-down* como *bottom-up*³⁴. En todos los casos las estimaciones monetarias son obtenidas a través de la técnica de función de producción (dosis-respuesta), utilizando valores de mercado o de cuasi-mercado para la evaluación de los impactos físicos.

Puesto que una valoración extensa de los daños asociados a las emisiones españolas de SO₂ superaría los objetivos y posibilidades de este artículo, ha sido indispensable una cuidadosa extrapolación de estimaciones para otros países. Aun así, no hemos considerado algunos efectos negativos de las emisiones de SO₂ debido a la ausencia de resultados internacionales fiables. Nuestra valoración cubre solamente los daños más relevantes, tal y como se perciben en la actualidad. Éstos comprenden los impactos sobre los bosques (uso comercial), cultivos, infraestructuras humanas (construcciones, red viaria, etc.) y salud humana (mortalidad). En consecuencia, simplemente hemos considerado una porción de los costes totales externos de los ciclos de los combustibles fósiles [ver Pearce y otros (1992)].

La estimación del daño a los bosques se obtuvo de una investigación previa para el año 1992 [Labandeira (1995)]. El modelo emplea una función lineal de daño que relaciona las pérdidas de crecimiento de los bosques en la región de la Comisión Económica para Europa (ONU) con las deposiciones de azufre sobre

(34) Las estimaciones *top-down* se obtienen a partir de datos agregados de emisiones e impactos, representando costes unitarios medios de emisiones. Por el contrario, los métodos *bottom-up* estiman los daños marginales de emisiones originadas en localizaciones específicas [ver Comisión Europea (1995a)].

las cargas críticas. Para ello fue necesario utilizar el inventario europeo de explotación de bosques, la matriz de daño española para las emisiones de SO_2 ³⁵, los precios de la madera y datos sobre las deposiciones y cargas críticas de azufre. Aunque la cifra indicada representa el daño causado por una central térmica “marginal”, no se trata de una medida *bottom-up* porque implícitamente se trata a España como una única unidad geográfica.

Si bien el impacto sobre los bosques fue expresamente calculado para las emisiones españolas de SO_2 , las restantes estimaciones tienen una naturaleza derivada. En general, las estimaciones extrapoladas han sido parcialmente ajustadas para introducir algunos rasgos españoles básicos, aunque las sabidas dificultades para transferir valores ambientales contextuales recomiendan una cautelosa interpretación de estos resultados.

El daño a las infraestructuras humanas, excluyendo el patrimonio histórico, fue extrapolado de los efectos calculados de las emisiones británicas de SO_2 [ECOTEC (1992)], con la consideración de las diferencias en densidad poblacional [de EUROSTAT (1997)] y en las *ratios* de emisiones-deposiciones [de Barrett y otros (1995)]. Desafortunadamente, la ausencia de datos en la composición de las edificaciones españolas no permitió mayores ajustes a la estimación *top-down* original.

Los efectos sobre la salud humana también fueron extrapolados del daño por mortalidad de las emisiones británicas de SO_2 , suministrados por Pearce (1994) a partir de una aproximación *top-down*. Los resultados de Pearce fueron modificados para considerar la densidad de población española, las *ratios* de emisiones-deposiciones y el valor estadístico de la vida [de Albert y Malo (1994)].

El daño a los cultivos fue transferido directamente de los resultados del proyecto ExternE [Comisión Europea (1995b)], dada la consistencia de sus estimaciones *bottom-up* para múltiples localidades en Alemania y el Reino Unido, siendo por tanto la única cifra extrapolada sin ajuste. Desafortunadamente no pudimos utilizar otras estimaciones de este ambicioso proyecto, todavía en sus primeras fases.

El Cuadro 7 presenta los resultados finales para el año 1994, en pesetas por kilogramo de SO_2 emitido. Nótese que aproximadamente la mitad del daño originado por las emisiones españolas de SO_2 se produce fuera de España.

En todo caso, el uso de los resultados anteriores como *input* de las políticas ambientales puede ser cuestionable, al menos desde un punto de vista teórico. Obviando los problemas inherentes a los procesos de evaluación de bienes ambientales, la naturaleza media de la mayoría de los daños estimados va en contra de los resultados *pigouvianos*, excepto en el improbable caso de una función de coste externo marginal constante.

Sin embargo, dada su gran variabilidad geográfica, es difícil que las precisas estimaciones (marginales) *bottom-up* puedan guiar la aplicación de impuestos ambientales contra los precursores de la lluvia ácida. En este sentido, nuestros resul-

(35) Esta matriz recoge los porcentajes de deposiciones recibidos por cada país de la región considerada.

tados sirven de fundamento para el establecimiento de tipos impositivos factibles (sub-óptimos) y no discrecionales. Además, las estimaciones confirman los daños comparativamente bajos asociados a las emisiones españolas de SO₂³⁶.

Cuadro 7: DAÑO POR LAS EMISIONES ESPAÑOLAS DE SO₂ (PTAS./KG), 1994

Categoría (moneda en origen)	Daño a España	Daño al área CEE-ONU
Infraestructuras humanas (libra esterlina 1992)	9,3	23,5
Bosques (peseta 1992)	7,5	12,0
Cultivos (ECU 1990)	3,2	4,0
Salud humana (libra esterlina 1991)	1,0	1,5
Total	21,0	41,0

Notas: el área CEE-ONU corresponde a la región cubierta por la Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas. Además, para la transferencia de las estimaciones originales a pesetas de 1994 hemos seguido FMI (1995).

Fuente: elaboración propia.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albert, C. y M.A. Malo (1994): “Valoración Económica de la Vida Humana con el Método de los Salarios Hedónicos”, Departamento de Fundamentos del Análisis Económico, Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.
- Albi, E., C. Contreras, J.M. González-Páramo e I. Zubiri (1994): *Teoría de la Hacienda Pública*, Ariel Economía, Barcelona.
- Amann, M., Y. Bertok, J. Cofala, F. Gyarmas, C. Heyes, Z. Klimont y W. Schöpp (1996): “Cost-effective Control of Acidification and Ground-Level Ozone”, Informe a la DG XI de la Comisión Europea, IIASA, Laxenburg-Austria.
- Amann, M. y G. Kornai (1987): “Cost Functions for Controlling SO₂ Emissions in Europe”, *Working Paper 87-065*, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.
- Baker, P., S. McKay y E. Symons (1990): “The Simulation of Indirect Tax Reforms: The IFS Simulation Program for Indirect Taxation”, *Working Paper 90-11*, The Institute for Fiscal Studies, Londres.
- Banks, J., R.W. Blundell y A. Lewbel (1997): “Quadratic Engel Curves, Indirect Tax Reform and Welfare Measurement”, *Review of Economics and Statistics*, n.º 79, págs. 527-539.

(36) Esto es evidente con la revisión de otras evaluaciones internacionales de daño [por ejemplo, los cálculos de Pearce (1994) son un 110% superiores].

- Barrett, K., O. Seland, A. Foss, S. Mylona, S. Sandnes, H. Styve y L. Tarrasón (1995): *European Transboundary Acidifying Air Pollution. Ten Years Calculated Fields and Budgets to the End of the First Sulphur Protocol*, Norwegian Meteorological Institute for EMEP, Oslo.
- Baumol, W.J. y W.E. Oates (1988): *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Blundell, R.W. y J.M. Robin (1999): "Latent Separability: Grouping Goods without Weak Separability", *Econometrica*, próxima publicación.
- Browning, M. y C. Meghir (1991): "The Effects of Male and Female Labour Supply on Commodity Demands", *Econometrica*, n.º 59, págs. 925-951.
- Buisán, A. (1992): "Tarifas Óptimas en Dos Partes: El Caso de la Energía Eléctrica Residencial en España", *Investigaciones Económicas*, n.º 16, págs. 99-125.
- Comisión Europea (1995a): *ExternE: Externalities of Energy: Methodology*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburgo.
- Comisión Europea (1995b): *ExternE: Externalities of Energy: Coal and Lignite*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburgo.
- Deaton, A.S. y J.N.J. Muellbauer (1980): "An Almost Ideal Demand System", *American Economic Review*, n.º 70, págs. 312-326.
- ECOTEC (1992): "A Cost Benefit Analysis of Reduced Acid Deposition: A Revised Approach for Evaluating Buildings and Building Materials", Informe al Building Research Establishment, ECOTEC Research and Consulting, Birmingham.
- EUROSTAT (1997): *Estadísticas Básicas de la Unión Europea*, Centro Oficial de Publicaciones de las Comunidades Europeas, Luxemburgo.
- FMI (1995): *International Financial Statistics, 1995 Yearbook*, Fondo Monetario Internacional, Washington, D.C.
- Gago, A. y X. Labandeira (1997a): "La Imposición Ambiental: Fundamentos, Tipología Comparada y Experiencias en la OCDE y España", *Hacienda Pública Española*, n.º 141/142, págs. 193-219.
- Gago, A. y X. Labandeira (1997b): "A Imposición Ambiental: Unha Aplicación ao Caso da Choiva Ácida", *Revista Galega de Economía*, n.º 6, págs. 271-288.
- Gago, A. y X. Labandeira (1999): *La Reforma Fiscal Verde. Teoría y Práctica de los Impuestos Ambientales*, Mundi-Prensa, Madrid.
- Gago, A., X. Labandeira y J.M. Labeaga (1999): "La Reforma Fiscal Verde: Consideraciones para España", *Hacienda Pública Española*, n.º 151, págs. 17-29.
- Goulder, L. (1995) "Environmental Taxation and the Double Dividend: A Reader's Guide", *International Tax and Public Finance*, n.º 2, págs. 157-184.
- Hausman, J.A., W.K. Newey y J.L. Powell (1995): "Nonlinear Errors in Variables. Estimation of some Engel Curves", *Journal of Econometrics*, n.º 65, págs. 205-233.
- INE (1985): *Encuesta Continua de Presupuestos Familiares. Metodología*, Instituto Nacional de Estadística, Madrid.
- Keen, M. (1986): "Zero Expenditures and the Estimation of Engel Curves", *Journal of Applied Econometrics*, n.º 1, págs. 277-286.
- Labandeira, X. (1995): "Spanish SO₂ Emissions and the Damage to Forests in Europe", manuscrito, CSERGE (Centre for Social and Economic Research on the Global Environment), University College London y University of East Anglia.
- Labandeira, X. (1996a): "Economic Instruments and the Control of Acid Rain. An Illustration for Spain" *Working Paper* GEC 96-12, CSERGE, University College London y University of East Anglia.

- Labandeira, X. (1996b): "Market Instruments and the Control of Acid Rain Damage. Effects of a Sulphur Tax on the Spanish Electricity Generating Industry", *Energy Policy*, n.º 24, págs. 841-854.
- Labandeira, X. y D. McCoy (1997): "Interacting Dividends from Environmental Taxation" *Working Paper GEC 97-02*, CSERGE, University College London y University of East Anglia.
- Labandeira, X. y J.M. Labeaga (1998): "The Effects of a Sulphur Tax Levied on the Spanish Electricity Industry", Documento de Trabajo 9803, Departamento de Análisis Económico, UNED.
- Labandeira, X. y J.M. Labeaga (1999): "Combining Input-Output Analysis and Micro-Simulation to Assess the Effects of Carbon Taxation on Spanish Households", *Fiscal Studies*, n.º 20, págs. 305-320.
- Labeaga, J.M. y A. López (1997): "A Study of Petrol Consumption Using Spanish Panel Data", *Applied Economics*, n.º 29, págs. 795-802.
- Labeaga, J.M. y J. Puig (1999): "Practical Implications of Latent Separability with Application to Spanish Data", manuscrito, Departament d'Economia, Universitat Pompeu Fabra.
- Lee, L.F. y M. Pitt (1986): "Microeconomic Demand Systems with Binding Non-negative Constraints", *Econometrica*, n.º 54, págs. 1237-1242.
- Meghir, C. y J.M. Robin (1992): "Frequency of Purchase and the Estimation of Demand Systems", *Journal of Econometrics*, n.º 53, págs. 53-85.
- Miles, D. (1999): "Infrecuencia de las Compras y Errores de Medida", manuscrito, Universidade de Vigo.
- MINER (1995a): *ESEMA. Estrategia Energética y Medioambiental*, Dirección General de Planificación Energética, Ministerio de Industria y Energía, Madrid.
- MINER (1995b): *Informe al Congreso de los Diputados sobre las Actuaciones Energéticas en 1994*, Dirección General de Planificación Energética, Ministerio de Industria y Energía, Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente (1996): *Inventario de Emisiones de Contaminantes CORINE-AIRE 1991, 1992, 1993 y Revisión de 1990*, Madrid.
- Oates, W.E. (1993): "Pollution Charges as a Source of Public Revenues" en Giersch, H. (ed.) *Economic Progress and Environmental Concerns*, Springer-Verlag, Berlín.
- OCDE (1995): *Environmental Taxes in OECD Countries*. OCDE, París.
- OFICO (1995a): *Boletín Anual de Emisiones de Contaminantes de Centrales Térmicas. Año 1994*, Oficina de Compensaciones de la Energía Eléctrica, Madrid.
- OFICO (1995b): *Memoria*, Oficina de Compensaciones de la Energía Eléctrica, Madrid.
- Padrón, N. (1997): "Essays on Environmental Policy", Tesis Doctoral, Universidad Carlos III, Madrid.
- Pearce, D.W. (1994): "Costing the Environmental Damage from Energy Production", CSERGE, University College London y University of East Anglia.
- Pearce, D.W., C. Bann y S. Georgiou (1992): *The Social Costs of Fuel Cycles*, Informe al Departamento de Comercio e Industria Británico, CSERGE, Londres.
- Pezzey, J. (1992): "The Symmetry between Controlling Pollution by Price and Controlling it by Quantity", *Canadian Journal of Economics*, n.º 25, págs. 983-991.
- Shafik, N. y S. Bandyopadhyay (1992): "Economic Development and Environmental Quality: Time-Series and Cross-Country Evidence", Policy Research Working Paper 904 y Background Paper for the World Development Report 1992 (Oxford University Press), Banco Mundial, Washington D.C.

- Schmalensee, R., P.L. Joskow, A.D. Ellerman y J.P. Montero (1998): "An Interim Evaluation of Sulfur Dioxide emissions Trading", *Journal of Economic Perspectives*, n.º 12, págs. 53-68.
- Smith, S. (1996): "Taxation and the Environment: A Survey" en Devereux, M.P. (ed.) *The Economics of Tax Policy*, Oxford University Press, Oxford.
- Sterner, T. (1994): "Environmental Tax Reform: The Swedish Experience", *European Environment*, n.º 4, págs. 20-25.
- Symons, E. e I. Walker (1989): "The Revenue and Welfare Effects of Fiscal Harmonisation for the UK", *Oxford Review of Economic Policy*, n.º 33, págs. 61-75.

Fecha de recepción del original: octubre, 1998

Versión final: diciembre, 1999

ABSTRACT

This paper deals with the design and effects of a hypothetical environmental tax on the Spanish electricity generating industry. The tax intends to reduce the sizable Spanish SO₂ (sulphur dioxide) emissions and responds to both internal and external pressures to control acidification. It applies a uniform tax rate, representing the damage from Spanish sulphur emissions, on a product tax base (fossil fuel use). Under an assumed full tax shift to residential electricity prices, we simulate the economic, environmental and distributional impacts of the tax with the use of Spanish microdata on household consumption. We find that there is a significant reaction to the tax, i.e. a high environmental potential and a positive excess burden, with a slightly regressive distribution of the tax burden.

Keywords: acid rain, environmental taxes, environmental valuation, demand systems.

JEL classification: C33, H31, Q28, Q41.