

INTERNALIZACIÓN DE LOS COSTES EXTERNOS DEL TRANSPORTE

Ofelia BETANCOR CRUZ
M. Pilar SOCORRO QUEVEDO

Universidad de las Palmas de Gran Canaria

Resumen

A pesar de su importante papel en la actividad económica, el sector transporte produce múltiples externalidades negativas. El objetivo de este trabajo es revisar la regulación actual en materia de externalidades, principalmente medioambientales, en el sector transporte y plantear la necesidad de considerar su tratamiento de una forma diferenciada. Así, el efecto Mohring es un efecto propio del sistema de transporte, y se refiere a la reducción del tiempo de viaje de los pasajeros cuando el operador incrementa la frecuencia. En este trabajo mostramos que ignorar el efecto Mohring puede llevar a la elección de políticas medioambientales subóptimas.

Palabras clave: regulación medioambiental, efecto Mohring, precio generalizado, frecuencia.

Abstract

Despite its leading role in economic activities, the transport sector generates multiple negative externalities. This paper aims to review present regulation as regards transport sector externalities, mainly the environmental ones, and suggests the necessity of treating them in a differentiated manner. The Mohring effect is a typical effect of the transport system and refers to travel time reduction for passengers when frequency is increased by the operator. In this paper we show that ignoring the Mohring effect can result in a suboptimal environmental policies choice.

Key words: environmental regulation, Mohring effect, common price, frequency.

JEL classification: H23, L91, Q53.

I. INTRODUCCIÓN

LOS servicios de transporte son esenciales en las economías modernas, permitiendo atender las necesidades de movilidad de personas y mercancías. En la Unión Europea, la industria del transporte contribuye en torno al 4 por 100 del valor añadido bruto, y emplea a más de ocho millones de trabajadores (Comisión Europea, 2007). Estando claros los beneficios del transporte, sus costes externos también se manifiestan nítidamente.

Casi un 90 por 100 de las emisiones de plomo, el 50 por 100 de las de óxidos de nitrógeno y el 30 por 100 de los compuestos orgánicos volátiles pueden asignarse al sector de transportes (Hensher y Button, 2003). Es también un importante contribuyente de emisiones de CO₂, representando un 26 por 100 del total de emisiones, de las que un 84 por 100 pueden atribuirse al transporte por carretera (Comisión Europea, 2007). Más aún, las emisiones de CO₂ en transporte se incrementaron un 29 por 100 entre 1990 y 2004, y se esperan más incrementos futuros.

Actualmente, el principal problema en relación con la generación de costes externos del transporte es no sólo la elevada proporción de contaminantes emitidos, sino, a pesar de los avances tecnológicos, las perspectivas de aumento de éstos debido al

crecimiento de la actividades de transporte (1). De este modo, el sector muestra una tendencia contraria a la de otras industrias en las que las emisiones se han reducido o estabilizado.

Si bien la mayoría de las externalidades en transporte tienen un impacto negativo, es posible encontrar un efecto de carácter positivo, nos referimos al efecto Mohring (Mohring, 1972). El efecto Mohring se plantea inicialmente para el caso de la industria de autobuses y se refiere a la reducción del tiempo de espera en las paradas como resultado del aumento de frecuencias por parte del operador cuando aumenta a su vez la demanda. Se trata, por tanto, de una externalidad positiva de los nuevos usuarios sobre los antiguos, que observarán una reducción del tiempo empleado en la espera, y por tanto en el precio generalizado del viaje (2). En otros modos de transporte público también es posible identificar efectos de naturaleza similar.

En general, la regulación medioambiental en transporte se centra en la aplicación de medidas de mando y control, en su mayoría referidas al establecimiento de límites y estándares a los tipos de tecnología y combustibles que pueden utilizarse. La selección de mecanismos de mercado por parte de los reguladores es menos frecuente, aunque la tendencia ahora mismo está cambiando. Prueba de ello es el paquete legislativo propuesto recientemente

por la Comisión Europea denominado *Hacia un transporte más ecológico* (3), en el que se apuesta de manera importante por la internalización de los costes externos del transporte (Comisión Europea, 2008a). No obstante, es importante mencionar que la regulación de las externalidades en transporte plantea un problema particular debido a la presencia del efecto Mohring. Tanto la literatura como la práctica sobre regulación de efectos externos en transporte han ignorado este hecho hasta el momento. Sin embargo, tal como veremos, este tipo de actuaciones regulatorias puede conducir a la selección de políticas subóptimas.

El objetivo de este trabajo es revisar la regulación actual en materia de externalidades, principalmente sobre efectos medioambientales, para el caso del transporte y plantear la necesidad de considerar su

tratamiento desde una perspectiva de conjunto. Para ello, después de esta introducción, señalaremos los principales efectos externos a considerar (apartado II). A continuación, analizaremos la práctica actual en cuanto a regulación de externalidades en transporte, enfatizando la aproximación de política auspiciada desde la Unión Europea (apartado III). Presentaremos asimismo el efecto Mohring tal como fue planteado en el trabajo original para la industria de autobuses, y veremos cómo es posible identificar efectos de naturaleza similar en otros modos de transporte público (apartado IV). El análisis de la eficiencia de la regulación nos lleva a plantear el problema de interacción entre externalidades, y principalmente las implicaciones del efecto Mohring en relación con la selección de políticas medioambientales óptimas (apartado V). Finalmente, presentamos, en el apartado VI, nuestras conclusiones.

CUADRO N.º 1

PRINCIPALES EFECTOS EXTERNOS EN TRANSPORTE

	<i>Ferrocarril</i>	<i>Carretera</i>	<i>Aéreo</i>	<i>Marítimo y fluvial</i>
Atmósfera	Contaminación en generación electricidad	Emisión contaminantes locales y globales	Contaminación zonas aeropuertos y contaminación global en atmósfera	Contaminación global quema residuos fósiles
Utilización del territorio.....	Efectos barrera para la fauna	Efectos barrera y movimiento tierras para construcción	Efectos barrera de aeropuertos para la fauna	Modificación costas y cauces fluviales
Residuos sólidos.....	Cierre líneas, equipos obsoletos	Desguace vehículos viejos. Aceites usados. Materiales construcción carreteras	Aeronaves obsoletas	Buques obsoletos
Agua	Desvío de cursos naturales para construcción infraestructuras	Contaminación aguas superficiales y subterráneas por residuos pavimentos	Desvío de cursos naturales para construcción infraestructuras. Drenaje pistas	Desvío de cursos naturales para construcción canales. Efecto barrera en costas y modificación playas
Ruido	Problemas en entornos de estaciones y vías	Problemas en grandes ciudades y entornos de carreteras	Problemas en entornos de aeropuertos y zonas de aproximación de aeronaves	—
Accidentes.....	Descarrilamientos y choques. Posibilidad de vertidos de sustancias contaminantes	Elevado número de víctimas mortales y heridos. Vertidos de sustancias contaminantes	Accidentes de elevada gravedad en términos de víctimas mortales	Vertidos al mar de petróleo y otras sustancias contaminantes
Otros impactos	—	Congestión en vías urbanas o tramos determinados de carreteras	Congestión en aeropuertos. Retrasos para viajeros y costes para compañías	—

Fuente: De Rus et al. (2003) sobre la base de OCDE (1988).

II. LOS PRINCIPALES EFECTOS EXTERNOS DEL TRANSPORTE

Los principales efectos externos del transporte se refieren al deterioro de la calidad del aire, a las emisiones de efecto invernadero, al ruido, a la congestión, a los accidentes, al impacto sobre la biodiversidad, etcétera. Una relación más detallada de ellos se presenta en el cuadro n.º 1. En general, se puede distinguir entre emisiones derivadas de la provisión de servicios de transporte y aquellos efectos externos asociados a los procesos de producción de vehículos, combustible e infraestructuras (4). Por ejemplo, el transporte ferroviario genera ruido que afecta a los habitantes de zonas cercanas a las vías del tren, lo cual sería un tipo de efecto externo vinculado a la operación del servicio de transporte. Pero, además, se requiere energía eléctrica, en cuya producción también se produce cierta contaminación. Algo similar sucede con la producción de vehículos e infraestructuras. A su vez, el cuadro n.º 2 recoge los principales impactos en el caso de los costes medioambientales.

III. LA PRÁCTICA DE LA REGULACIÓN MEDIOAMBIENTAL EN TRANSPORTE

El tratamiento clásico de las externalidades en economía comienza con la selección del nivel de da-

ño óptimo. Las actividades de transporte producen costes externos al tiempo que producen beneficios para la sociedad, y ambos deben contrapesarse en la determinación del nivel óptimo de externalidad. Una vez seleccionado dicho nivel, existe un conjunto de medidas regulatorias aplicables, que sin embargo no son necesariamente equivalentes en sus efectos, por lo que sería posible obtener un orden de prelación de políticas de acuerdo con las consecuencias que producen.

Sin embargo, en la práctica de la regulación no suele procederse estimando los costes y beneficios marginales asociados al efecto externo, tal como señala la teoría económica. Lo frecuente es que el regulador tenga un determinado objetivo y que trabaje en su consecución. Por ejemplo, el gestor de un aeropuerto sabrá que el ruido de las aeronaves resulta especialmente molesto en los períodos nocturnos, por lo que es probable que se muestre más inclinado a reducir el nivel de ruido durante la noche, quizá restringiendo o prohibiendo las operaciones nocturnas o cargando una tasa de aterrizaje que se incremente cuanto mayor es el nivel de ruido certificado de la aeronave. Esta aproximación prescinde por tanto de la consideración de costes y beneficios marginales. De este modo, el nivel «óptimo» de coste externo resulta del proceso de negociación entre el gestor del aeropuerto y los vecinos afectados.

CUADRO N.º 2

COSTES MEDIOAMBIENTALES EN TRANSPORTE Y SUS IMPACTOS

<i>Costes externos</i>	<i>Posibles impactos</i>
Contaminación del aire.....	<ul style="list-style-type: none"> • Salud humana • Daño medioambiental • Daño en estructura edificaciones
Calentamiento global.....	<ul style="list-style-type: none"> • Cambio climático • Impacto sobre agricultura • Impacto sobre uso de la energía • Impacto sobre reservas de agua y su gestión
Ruido.....	<ul style="list-style-type: none"> • Salud humana • Molestias
Naturaleza y paisaje.....	<ul style="list-style-type: none"> • Pérdida de hábitats • Deterioro de la biodiversidad • Cambio en el paisaje
Contaminación de tierra y agua.....	<ul style="list-style-type: none"> • Deterioro calidad de la tierra y agua
Riesgo nuclear asociado a la producción de energía.....	<ul style="list-style-type: none"> • Salud humana • Daño medioambiental sobre grandes áreas
Visibilidad, vibración y otros efectos medioambientales.....	<ul style="list-style-type: none"> • Salud humana • Daño medioambiental • Daño en estructura edificaciones

Fuente: Link et al. (2000).

En términos generales, existen tres tipos de medidas que permiten corregir las externalidades:

— *Medidas de mando y control.* Se trata de límites cuantitativos, en cuanto a emisiones de contaminantes, que persiguen reducir el nivel de daño. Es el caso de restricciones en el número de operaciones, regulaciones en cuanto al tipo de tecnología y combustibles aplicables, cumplimiento de requerimientos y estándares, etcétera.

— *Mecanismos de mercado.* En general, impuestos (y subvenciones) destinados a la internalización de los costes externos que se generan, en línea con el planteamiento de Pigou (1920). Sería el caso, por ejemplo, de una tasa por ruido o por emisiones del vehículo o de una subvención (descuento) en el caso de vehículos más eficientes.

— *Negociación entre agentes,* tal como sugiere Coase (1960), y que requiere de costes de transacción despreciables y de un claro establecimiento de derechos de propiedad (5).

La realidad del mundo del transporte está plagada de mecanismos de mando y control, y bastante menos de mecanismos de mercado. Más recientemente, han surgido otras herramientas de regulación, como son los mercados de derechos de emisión, que podríamos interpretar como una mezcla de mando y control y mecanismos de mercado. En esencia, se trata de racionar las emisiones de contaminantes entre los operadores y de permitir al mismo tiempo el intercambio de derechos de emisión entre ellos. Una variante de este sistema considera la posibilidad de racionar las emisiones a escala de personas en lugar de a escala de empresas (Prescott y Taylor, 2008); sin embargo, no tenemos constancia de su aplicación práctica en el sector de transportes.

El problema del cambio climático se considera prioritario en la Unión Europea. Entre el conjunto de medidas adoptadas, destaca la limitación de emisiones de CO₂ para los automóviles nuevos, la inclusión del sector de la aviación en el régimen comunitario de comercio de derechos de emisión (RCCDE) y la diferenciación de los impuestos anuales de circulación y matriculación de automóviles en función de sus emisiones de CO₂.

La inclusión del sector aéreo en el RCCDE es probablemente una de las medidas de mayor repercusión, y aunque la participación de este sector sobre el conjunto de emisiones de efecto invernadero es todavía pequeña (3 por 100), preocupa su rápido

crecimiento, que contrarresta los avances conseguidos en otros sectores. Por ejemplo, mientras que el conjunto de gases de efecto invernadero controlados bajo el Protocolo de Kioto, cayó en un 5,5 por 100 en la Unión Europea entre 1990 y 2003, las emisiones de CO₂ por parte de la aviación internacional se incrementaron un 75 por 100 en el mismo período. De este modo, se estima que la participación del sector de la aviación en el conjunto de gases de efecto invernadero aumentará hasta un 5 por 100 en el año 2050.

El impacto de la aviación sobre el cambio climático va más allá de las emisiones de CO₂. También incluye emisiones de óxidos de nitrógeno y de vapor de agua, que favorece la formación de estelas de condensación que pueden evolucionar hacia cirros (6). Se sospecha que este tipo de nubes contribuye asimismo al calentamiento del planeta, pero sus efectos concretos se desconocen por el momento.

Cabe mencionar que en Kioto fue imposible alcanzar un acuerdo para regular las emisiones de la aviación internacional. Consecuentemente, se esperaba que este acuerdo se alcanzase en el seno de la Organización de Aviación Civil Internacional (OACI), aunque no se ha producido ningún avance en esta línea hasta el momento. A pesar de la falta de acuerdo a escala internacional, la Unión Europea ha decidido tomar la iniciativa y ampliar su ya existente mercado de derechos de emisiones para incluir al sector de la aviación. Esta medida también se complementa con otras de mando y control referidas al desarrollo de aeronaves más ecológicas y a la consecución de un cielo único europeo mejor gestionado y más eficiente, que permita reducir los tiempos de vuelo innecesarios.

El punto de partida para la inclusión del sector de la aviación en el régimen comunitario de comercio de derechos de emisión (RCCDE) es el establecimiento de un límite de emisiones para todos los vuelos que salgan de la Unión Europea, más cierto grado de subasta en la asignación inicial. De acuerdo con el compromiso final, los derechos de emisión tendrán el límite del 97 por 100 de los gases de efecto invernadero emitidos durante 2004-2006 (7). Inicialmente, sólo el 15 por 100 de los derechos serán asignados mediante subasta. El esquema cubrirá todos los vuelos de llegada o salida en aeropuertos comunitarios a partir de enero 2012 (Parlamento Europeo y Consejo, 2008).

Durante el año 2008, la política europea en cuanto a los efectos externos del transporte ha adopta-

do una fuerte orientación hacia la internalización de dichos costes, de forma que los precios del transporte reflejen mejor su coste real para la sociedad. Esta idea no es nueva en las instancias comunitarias (Comisión Europea, 1995, 2001 y 2006), aunque podemos afirmar que es la primera vez que este compromiso ha llegado lo suficientemente lejos como para disponer de una guía con estimaciones precisas de costes externos dirigidas hacia su futura internalización (Maibach *et al.*, 2007). Se contemplan cinco repercusiones negativas principales: cambio climático, contaminación local, contaminación acústica, congestión y accidentes.

En el nuevo paquete legislativo denominado *Hacia un transporte más ecológico* (Comisión Europea, 2008a), que busca orientar el transporte hacia la sostenibilidad, se consideran tres medidas principales:

— *Plantear una estrategia para la internalización de los costes externos del transporte* (Comisión Europea, 2008b). Se busca que los precios reflejen el verdadero coste para la sociedad de manera que se reduzca el daño medioambiental y la congestión, mejorando con ello la eficiencia del transporte y de la economía en su conjunto.

— *Proponer una directiva que contemple el establecimiento de peajes en carretera para el caso de los camiones*. Se persigue con ello que los peajes sean más eficientes y ecológicos. Se trata de revisar la directiva sobre la *Euroviñeta* (Parlamento Europeo y Consejo, 1999) de forma que permita a los estados miembros calcular y variar los peajes según los niveles de emisiones y el nivel de congestión. Los ingresos que se obtuviesen por esta vía se destinarían a reducir la repercusión del transporte sobre el medio ambiente y reducir los costes de congestión.

— *Elaborar una comunicación en relación con el transporte ferroviario y la interoperabilidad destinada principalmente a reducir el ruido de los trenes de mercancías en un 50 por 100*. Se busca fomentar el uso de vagones con sistemas de frenado poco ruidosos.

IV. EL EFECTO MOHRING (8)

Mohring (1972) enfatiza el papel de los usuarios del transporte no sólo como consumidores de servicios, sino también como productores de éstos. Cuando utilizan un modo de transporte, los usuarios han de proporcionar su propio tiempo, o el de la mercancía, para poder disfrutar del servicio de transporte. Este tiempo puede considerarse como un *input* adi-

cional en la actividad de transporte. En consecuencia, el coste completo del servicio de transporte no incluye únicamente la tarifa pagada, sino también el valor monetario del tiempo empleado en el viaje.

Desde la perspectiva de un usuario de servicios de autobuses, el precio generalizado vendría dado por la siguiente expresión (De Rus, 1997):

$$G = P + vT(Q) = P + v_a t_a + v_w t_w(Q) + v_i t_i,$$

donde P es el precio del billete, t_a es el tiempo de acceso/egreso requerido para ir desde el lugar de residencia o trabajo hasta la parada de autobús y viceversa, t_w es el tiempo de espera en la parada, y t_i es el tiempo de viaje en el interior del autobús. Los valores monetarios correspondientes para cada componente del tiempo son v_a , v_w y v_i , respectivamente. Finalmente, $vT(Q)$ representa el valor que el viajero asigna al tiempo requerido por la actividad de transporte, y que está compuesto por los tres elementos indicados en la expresión, en donde Q denota el total de operaciones, esto es, la frecuencia ofertada por el transportista. Como indican Zhang y Zhang (2006), esta medida de Q es equivalente al número de pasajeros si todos los vehículos son idénticos y tienen el mismo factor de carga.

Si se asume que los pasajeros llegan a la parada de forma aleatoria, un incremento en el número de servicios de autobús resultará en una reducción de t_w , y necesariamente en una reducción de $vT(Q)$. Es importante notar que, en el caso de los autobuses, la reducción en $vT(Q)$ surge de la reducción en t_w , esto es, el tiempo que el pasajero debe esperar en la parada hasta que llega el autobús. Ni el tiempo de acceso ni el de viaje cambiarán con el cambio de frecuencia, dado el supuesto que hace Mohring en relación con la constancia en el número de paradas de autobús.

Tal y como acabamos de ver, el efecto Mohring fue discutido originariamente en el contexto de la industria de autobuses. Sin embargo, para otros modos de transporte podríamos identificar efectos de naturaleza similar. Para los casos del transporte aéreo, marítimo y ferroviario, el tipo de efecto Mohring que hemos presentado para la industria de autobuses no resulta directamente aplicable. En tales modos, cuando un pasajero decide viajar conoce con antelación detalles relevantes como el horario de salida y llegada (9). Con ello, la expresión del precio generalizado vendría dada por:

$$G = P + vT(Q) = p + v_a t_a + v_{sd} t_{sd}(Q) + v_i t_i(Q),$$

donde t_a es el tiempo de acceso, es decir, tiempo empleado por los pasajeros desde su residencia o lugar de trabajo hasta el aeropuerto, puerto o estación de ferrocarril, lo cual incluye el tiempo de espera en dichas instalaciones (conocido con antelación si no hay retrasos), hasta el momento de la salida, más el tiempo de egreso; t_{sd} es un componente que se conoce como el *schedule delay time*, o el intervalo existente entre el tiempo actual de salida y el preferido por el pasajero (véase, por ejemplo, Brueckner, 2004; Panzar, 1979; Pels y Verhoef, 2002); finalmente, t_v es el tiempo en el vehículo, esto es, el tiempo total empleado en el trayecto desde el momento de la salida hasta la llegada del vehículo a su destino.

Si asumimos que el tipo de red y su configuración no se altera, no se observarán cambios en los tiempos de acceso ni en el interior del vehículo tras un cambio de frecuencia. Sin embargo, si un transportista incrementa su frecuencia, los pasajeros tendrán que adaptar sus preferencias al nuevo horario, con lo que los valores de t_{sd} podrían verse reducidos. Por tanto, algunos pasajeros se beneficiarán del hecho de que se oferte un nuevo servicio más cercano a su momento preferido de salida, y en general podemos esperar que la introducción de más servicios en una ruta resulte en menores tiempos para el componente del *schedule delay*.

V. LAS IMPLICACIONES DEL EFECTO MOHRING PARA LA SELECCIÓN DE POLÍTICAS MEDIOAMBIENTALES ÓPTIMAS

En este apartado nos centramos en las implicaciones del efecto Mohring para la selección de políticas medioambientales óptimas. El efecto Mohring es un efecto propio del sistema de transporte, y obviar su importancia puede conducir a la elección de una política medioambiental subóptima, reduciendo el bienestar de toda la sociedad.

1. Modelo simple de referencia

Con el fin de mostrar la importancia que el efecto Mohring puede tener en la elección de la política medioambiental óptima, consideraremos un modelo teórico simple (véase Socorro y Betancor, 2007, para un modelo más general). En particular, supondremos una ruta en la que opera una única empresa con un coste marginal de operación constante c_0 . Por simplicidad, supondremos que la función inversa de demanda en esta ruta es lineal, es decir:

$$G = \alpha - \beta Q, \quad [1]$$

donde G representa el precio generalizado, α y β son parámetros positivos, y Q denota la frecuencia con la que opera la empresa de transporte.

El precio generalizado que pagan los consumidores se define como la suma del precio del billete P y el valor del tiempo empleado por los pasajeros en realizar el viaje $vT(Q)$. Formalmente:

$$G = P + vT(Q), \quad [2]$$

donde v es un parámetro positivo que representa el valor del tiempo para los pasajeros de la ruta, en tanto que $T(Q)$ representa el tiempo total de viaje, incluyendo los tiempos de acceso y egreso, el tiempo de espera en la parada y el tiempo de viaje en el interior del vehículo. Supondremos que, a medida que la frecuencia aumenta, el tiempo total de viaje decrece, es decir, $dT(Q)/dQ < 0$. Por tanto, cuanto mayor es la frecuencia menor es el precio generalizado. Este efecto es el llamado efecto Mohring descrito en el apartado IV.

Supondremos que, mientras desarrolla su actividad, la empresa de transporte emite contaminantes, tales como ruido o contaminación medioambiental (10). En concreto, supondremos que cada operación produce un daño medioambiental $d \in [0,1]$. El operador podría reducir sus emisiones de contaminantes realizando un esfuerzo (por ejemplo, usando tecnologías y carburantes más limpios, reduciendo la velocidad a la que operan los vehículos, etc.). Denotaremos por $e \in [0,1]$ el esfuerzo que la empresa hace en reducir contaminantes, al coste $c_e = e^2 / 2$ (constante por operación). El supuesto de coste del esfuerzo cuadrático implica que el coste marginal del esfuerzo es creciente, es decir, que a medida que hay menos contaminantes, reducciones adicionales requieren técnicas cada vez más costosas y sofisticadas (11). Supondremos que si la empresa operadora de transporte realiza un esfuerzo e , el daño medioambiental se reduce a $d(1 - e)$.

Dados nuestros supuestos, el coste total del operador $C(Q)$ es lineal en el número de operaciones. Formalmente:

$$C(Q) = c_T Q = (c_0 + c_e)Q, \quad [3]$$

donde c_T representa el coste marginal total de la empresa operadora, obtenido como la suma entre el coste marginal de operación y el coste del esfuerzo (ambos constantes por operación). Si el gobierno no

interviene, la empresa operadora elegirá el nivel de esfuerzo que minimiza sus costes, es decir, un esfuerzo nulo.

Un esfuerzo nulo, evidentemente, no es óptimo desde el punto de vista social. El bienestar social se define como la suma del excedente del consumidor y los beneficios de la empresa operadora, menos el coste social de la contaminación medioambiental. Por tanto, los niveles socialmente óptimos de esfuerzo y frecuencia son los que resuelven el siguiente problema de maximización:

$$\begin{aligned} \text{Max}_{Q,e} SW(Q, e) = & \frac{1}{2} \beta Q^2 + [\alpha - \beta Q - vT(Q) - c_o - \\ & - \frac{e^2}{2}]Q - d(1-e)Q \end{aligned} \quad [4]$$

La condición de primer orden con respecto al esfuerzo implica que $e^{SO} = d$, donde el superíndice *SO* denota la solución óptima desde el punto de vista social. La condición de primer orden implica que el esfuerzo óptimo se alcanza cuando el coste marginal del esfuerzo, e , iguala el beneficio marginal del esfuerzo, d . Por tanto, es socialmente óptimo que la empresa realice un esfuerzo estrictamente positivo para reducir las emisiones de ruido y contaminación medioambiental, aunque no es socialmente óptimo realizar el máximo esfuerzo.

Si el Gobierno obliga a la empresa de transporte a realizar un esfuerzo estrictamente positivo para reducir sus emisiones, ésta tendrá un mayor coste total de operación —véase la expresión [3]— y reducirá su frecuencia. Sin embargo, esta reducción de la frecuencia puede ser menor cuando se tiene en cuenta el efecto Mohring (véase Socorro y Betancor, 2007, para una demostración formal de este resultado).

El Gobierno puede hacer uso de diversos instrumentos para implementar el nivel de esfuerzo socialmente óptimo, tales como impuestos por emisión, subsidios por reducción de emisiones o la introducción de estándares tecnológicos. Aunque todos estos instrumentos pueden ser equivalentes a la hora de implementar un determinado nivel de esfuerzo, tienen distintas implicaciones en lo que a los efectos distorsionantes y la frecuencia se refiere. En lo que resta de artículo, mostraremos que la elección de la política medioambiental óptima dependerá en gran medida de si el efecto Mohring se tiene en cuenta o si, por el contrario, se actúa como si éste no existiese.

2. Políticas medioambientales

En el epígrafe V.1 demostramos que el nivel de esfuerzo socialmente óptimo es $e^{SO} = d$. En éste analizaremos tres posibles instrumentos que implementan este nivel de esfuerzo óptimo. El primer instrumento consiste en la aplicación de un impuesto por emisión. Sea t el impuesto por emisión que el operador debe pagar por operación, el cual es proporcional a su tasa de emisión. La empresa operadora elegirá el nivel de esfuerzo que minimiza sus costes totales. Por tanto, a la hora de elegir su esfuerzo en reducir emisiones, el operador debe sopesar el coste adicional de realizar un mayor esfuerzo, con la consiguiente reducción de impuestos. Formalmente, el operador elige el nivel de esfuerzo que resuelve el siguiente problema de minimización:

$$\text{Min}_e t(1-e) + \frac{e^2}{2} \quad [5]$$

La condición de primer orden implica que $e^{ET} = t$, donde el superíndice *ET* representa la existencia de un impuesto por emisión. Claramente, con un impuesto por emisión $t = d$, el gobierno implementa el nivel de esfuerzo socialmente óptimo. En este caso, el coste marginal total del operador viene dado por:

$$c_T^{ET} = c_o + d - \frac{d^2}{2} \quad [6]$$

La segunda política que podría utilizarse para implementar el nivel de esfuerzo socialmente óptimo es un subsidio por reducción de emisiones. Sea s el subsidio que recibe la empresa en cada operación de acuerdo con el nivel de esfuerzo que realice para reducir emisiones. En este caso, la empresa operadora resuelve el siguiente problema de minimización:

$$\text{Min}_e \frac{e^2}{2} - se \quad [7]$$

La solución óptima implica que $e^{ES} = s$, donde el superíndice *ES* denota la existencia de un subsidio por reducción de emisiones. Fijando un subsidio $s = d$, el Gobierno implementa el nivel de esfuerzo socialmente óptimo, y el coste marginal total del operador viene dado por:

$$c_T^{ES} = c_o - \frac{d^2}{2} \quad [8]$$

Por último, el tercer instrumento que puede utilizar el Gobierno para implementar el nivel de esfuerzo socialmente óptimo consiste en imponer unos requisitos o estándares en cuanto a los vehículos y la tecnología a utilizar, de tal manera que se reduzcan las emisiones: $e^{TS} = d$, donde el superíndice TS denota la existencia de un estándar tecnológico. En este caso el coste marginal total del operador viene dado por:

$$c_r^{TS} = c_o + \frac{d^2}{2} \quad [9]$$

Para cada política medioambiental, el operador resuelve el siguiente problema de maximización:

$$\text{Max}_{Q,e} \pi(Q,e) = [\alpha - \beta Q - vT(Q)]Q - c_r Q \quad [10]$$

Aunque el nivel de esfuerzo socialmente óptimo puede implementarse con un impuesto por emisión, con un subsidio por reducción de emisiones o con un estándar tecnológico, cada una de estas políticas tiene distintos efectos sobre los costes marginales totales del operador y, por tanto, sobre la frecuencia que finalmente éste va a ofrecer. Comparando las expresiones [6], [8], [9], puede fácilmente comprobarse que $c_r^{ES} < c_r^{TS} < c_r^{ET}$ y, por tanto, $Q^{ES} > Q^{TS} > Q^{ET}$.

Así, con un subsidio por reducción de emisiones, el regulador consigue implementar el nivel óptimo de esfuerzo y la frecuencia más alta. Sin embargo, todo subsidio requiere de fondos públicos que se obtienen mediante imposición distorsionante. Denotemos por λ el coste de los fondos públicos. Por tanto, el bienestar social con un subsidio por reducción de emisiones $s = d$ viene dado por:

$$SW(Q^{ES}, e^{SO}) = \frac{1}{2} \beta (Q^{ES})^2 + [\alpha - \beta Q^{ES} - vT(Q^{ES}) - c_o + \frac{d^2}{2}] Q^{ES} - d(1-d)Q^{ES} - (1+\lambda)d^2 Q^{ES} \quad [11]$$

donde Q^{ES} es la solución del problema de maximización descrito en la expresión [10], teniendo en cuenta el coste marginal total de la expresión [8].

Asimismo, el nivel de esfuerzo socialmente óptimo podría implementarse a través de un impuesto por emisión, aunque esta política implicaría la frecuencia más baja. Si suponemos que los fondos que se recaudan con esta política son utilizados para re-

ducir las distorsiones del resto de la economía, el bienestar social vendría dado por:

$$SW(Q^{ET}, e^{SO}) = \frac{1}{2} \beta (Q^{ET})^2 + [\alpha - \beta Q^{ET} - vT(Q^{ET}) - c_o - d + \frac{d^2}{2}] Q^{ET} - d(1-d)Q^{ET} - (1+\lambda)d(1-d)Q^{ET} \quad [12]$$

donde Q^{ET} es la solución del problema de maximización descrito en la expresión [10], teniendo en cuenta el coste marginal total de la expresión [6].

Los estándares tecnológicos pueden aplicarse sin que tengan repercusión alguna sobre los ingresos públicos. Por tanto, si se utiliza un estándar tecnológico para implementar el nivel de esfuerzo socialmente óptimo, el bienestar social vendría dado por:

$$SW(Q^{TS}, e^{SO}) = \frac{1}{2} \beta (Q^{TS})^2 + [\alpha - \beta Q^{TS} - vT(Q^{TS}) - c_o - d + \frac{d^2}{2}] Q^{TS} - d(1-d)Q^{TS} \quad [13]$$

donde Q^{TS} es la solución del problema de maximización descrito en la expresión [10], teniendo en cuenta el coste marginal total de la expresión [9].

3. El efecto Mohring y la elección de la política medioambiental óptima

Tanto un impuesto por emisión como un subsidio por reducción de emisiones o la introducción de un estándar tecnológico permiten implementar el nivel de esfuerzo socialmente óptimo. No obstante, cada una de estas políticas posee implicaciones distintas en lo que a la frecuencia y distorsión de la economía se refiere. Así, por un lado, un subsidio por reducción de emisiones hace que el operador ofrezca la frecuencia más alta, pero, por otro lado, en tanto que requiere de fondos públicos, es el que más distorsiona. En este epígrafe mostraremos que la elección de la política medioambiental óptima puede depender de la consideración o no del efecto Mohring.

Con tal fin, vamos a utilizar el siguiente ejemplo numérico. Supongamos que el tiempo total de viaje viene dado por $T(Q) = a + (f/Q^2)$, donde a representa el tiempo mínimo de viaje, es decir, los tiempos de acceso y egreso y en el interior del vehículo. A medida que la frecuencia Q aumenta, los tiempos de es-

pera disminuyen y el tiempo total de viaje $T(Q)$ tiende al mínimo a . Este es el llamado efecto Mohring.

A pesar de que en la mayoría de los modos de transporte existe un efecto Mohring, puede que éste sea ignorado por los reguladores a la hora de implementar sus políticas económicas. Cuando los reguladores no tienen en cuenta el efecto Mohring, suponen que el tiempo total de viaje no depende del nivel de frecuencia. En otras palabras, suponen que el tiempo total de viaje es igual a $T = a + b$, donde b representa los tiempos de espera, es decir, la diferencia entre el tiempo real y el tiempo mínimo de viaje. Para el regulador esa diferencia es positiva, pero no depende de la frecuencia, es decir, ignora el efecto que la frecuencia tiene sobre el tiempo total de viaje (efecto Mohring) y, por tanto, sobre el precio generalizado.

Con el fin de ilustrar las consecuencias de ignorar el efecto Mohring, supongamos los siguientes valores para los parámetros de nuestro modelo de referencia: $\alpha = 70$, $\beta = 1$, $v = 6$, $a = 10$, $b = 0,4$, $c_0 = 5$, $d = 0,5$, $f = 3$ y $\lambda = 0,38$ (12).

El cuadro n.º 3 compara el bienestar social y la frecuencia que ofrece el operador cuando se utiliza un impuesto por emisión, un subsidio por reducción de emisiones o un estándar tecnológico para implementar el nivel de esfuerzo socialmente óptimo, $e^{SO} = 0,5$, tanto en el caso en el que regulador tiene en cuenta el efecto Mohring como en el caso en el que no lo considera. También incluye el cuadro la frecuencia y el nivel de bienestar social cuando no hay intervención pública y el operador no realiza esfuerzo alguno para reducir sus emisiones.

En primer lugar, cabe destacar que, tanto en el caso en el que se considera el efecto Mohring co-

mo en el caso en el que no se tiene en cuenta por parte del regulador, el bienestar social es mayor con intervención pública (independientemente de cuál sea la política). No obstante, el incremento en el bienestar social correspondiente a cada política medioambiental es distinto dependiendo de si el regulador tiene en cuenta o no el efecto Mohring. En concreto, si el regulador no tuviera en cuenta el efecto que la frecuencia tiene sobre el tiempo total de viaje (efecto Mohring), utilizaría en primer lugar un estándar tecnológico, en segundo lugar un subsidio por reducción de emisiones y, en última instancia, un impuesto por emisión. Sin embargo, si el regulador fuera capaz de percatarse de la existencia del efecto Mohring, el *ranking* de políticas medioambientales cambiaría radicalmente. Así, en este último caso debería utilizarse en primer lugar un impuesto por emisión, en segundo lugar un estándar tecnológico y en último lugar un subsidio por reducción de emisiones. Por tanto, si el regulador obvia la importancia del efecto Mohring, introduciría un impuesto por emisión sólo en última instancia, cuando de hecho esta política resulta ser la socialmente óptima.

VI. CONCLUSIONES

El correcto funcionamiento del sistema de transporte es esencial para el desarrollo y la competitividad de toda economía. Sin embargo, a pesar del indudable papel que éste juega en la actividad económica de un país, el sector transporte es el responsable de la producción de múltiples externalidades negativas, tales como el ruido, la contaminación atmosférica, la congestión, los accidentes, etc. Aunque la mayoría de las externalidades que se generan en el sector transporte son negativas, existe un posible efecto positivo: el llamado efecto Mohring.

CUADRO N.º 3

COMPARACIÓN DE POLÍTICAS MEDIOAMBIENTALES CUANDO SE CONSIDERA Y NO SE CONSIDERA EL EFECTO MOHRING

	EL REGULADOR NO TIENE EN CUENTA EL EFECTO MOHRING				EL REGULADOR SÍ TIENE EN CUENTA EL EFECTO MOHRING			
	e	Q	SW	ΔSW Porcentaje	e	Q	SW	ΔSW Porcentaje
Subsidio por reducción de emisiones.....	0,5	1, 3625	1, 9739	4,7	0,5	3, 3598	4, 2183	5,44
Estándar tecnológico.....	0,5	1, 2375	1, 9877	5,4	0,5	3, 2761	4, 2912	7,26
Impuesto por emisión.....	0,5	1, 1125	1, 9622	4,09	0,5	3, 1945	4, 3409	8,506
Sin intervención pública.....	0,0	1, 3	1, 885	—	0	3, 3177	4, 0006	—

El efecto Mohring hace referencia a la disminución que experimenta el tiempo total de viaje cuando el operador incrementa la frecuencia del servicio de transporte: por tanto, a medida que aumenta la frecuencia, disminuye el precio generalizado que pagan los usuarios. Aunque es cierto que este efecto se aplicó inicialmente al sector del autobús (Mohring, 1972), puede extenderse a otros modos de transporte, tales como el ferrocarril, el transporte marítimo o el transporte aéreo.

Toda política que pretenda neutralizar alguna de las externalidades negativas inherentes al sector transporte debería tener en cuenta el efecto Mohring. En concreto, en este artículo se demuestra que la consideración del efecto Mohring puede ser crucial a la hora de seleccionar la política medioambiental óptima. Sin embargo, hasta ahora la literatura medioambiental ha ignorado este efecto, con las consiguientes consecuencias sobre el bienestar social.

NOTAS

(1) El modo que más crece, con diferencia, es el aéreo. Para el período 1980-2000 los tráficos se triplicaron. La Asociación Internacional de Transporte Aéreo (IATA) estima un crecimiento anual medio del 4,6 por 100 para el período 2006-2010, aunque recientemente ha emitido una nueva previsión para el año 2009, en el que se espera que la demanda disminuya un 3 por 100. Otro de los modos con mayor crecimiento en la Unión Europea es el transporte de mercancías por carretera, que entre los años 1990 y 2000 creció un 40 por 100.

(2) El precio generalizado en transporte incluye el precio del billete y el valor del tiempo que emplea un pasajero para realizar un viaje.

(3) *Greening Transport*, en inglés.

(4) *Up and downstream processes*, en inglés.

(5) Coase, Pigou y muchos otros académicos han debatido sobre este tema durante un largo período de tiempo que se extiende hasta nuestros días. Una de las referencias más recientes es NG (2007), aunque otros trabajos muy conocidos son los de DEMSETZ (1996) o BUCHANAN y STUBBLEBINE (1962).

(6) Nubes formadas por cristales de hielo.

(7) Esto podría variar ligeramente debido a revisiones periódicas que se contemplan para el sistema.

(8) Véase BETANCOR y NOMBELA (2002).

(9) Existe una única excepción a esta forma de organización de los servicios. Nos referimos a servicios similares a los que se prestan en el puente aéreo. En rutas lo suficientemente densas, los servicios se operan sobre la base de atender al primero que llega, de manera que los pasajeros observan cierta incertidumbre en relación con la posibilidad de no poder embarcar en el siguiente vehículo disponible si se ha vendido en su totalidad. Aparte de esta excepción, los usuarios disponen de toda la información básica necesaria en relación con el servicio de transporte que van a utilizar.

(10) Por simplicidad, no se consideran otro tipo de externalidades inherentes a los servicios de transporte, tales como la congestión o los accidentes.

(11) El supuesto de coste del esfuerzo cuadrático es bastante común en la literatura de economía medioambiental. Algunos ejemplos son CALTHROP y PROOST (2003), CHAVEZ y STANLUND (2003), HOEL y KARP (2001), NANNERUP (1998), y YATES y CRONSHAW (2001).

(12) Suponemos un valor del tiempo de 6 euros por hora, lo cual es consistente con los valores calculados en el *Proyecto HEATCO*, cuyas estimaciones oscilan entre 4,09 y 22,82, dependiendo del modo de transporte y el país (véase BICKEL *et al.*, 2006). Las estimaciones corresponden al valor del tiempo de individuos que viajan no por motivos de trabajo en distancias largas. Los valores más altos corresponden a países ricos y/o al sector aéreo. Así, el mínimo valor de 4,02 corresponde a viajes en autobús en Lituania, mientras que el máximo valor de 22,82 corresponde a transporte aéreo en Luxemburgo.

El valor del coste de los fondos públicos es también consistente con la evidencia empírica, que oscila entre 0,15 y 0,5 (véase BALLARD *et al.*, 1985, y GAGNEPAIN e IVALDI, 2002).

BIBLIOGRAFÍA

- BALLARD, C. L.; SHOVEN, J. B., y WHALLEY, J. (1985), «General equilibrium computations of the marginal welfare costs of taxes in the United States», *American Economic Review*, 75: 128-138.
- BETANCOR, O., y NOMBELA, G. (2002), «Mohring effects for air transport», *Annex to Deliverable 7 Transport User Costs and Benefits. UNITE project*, Comisión Europea, DG TREN.
- BICKEL, P.; FRIEDRICH, R.; BURGESS, A.; FAGIANI, P.; HUNT, A.; DE JONG, G.; LAIRD, J.; LIEB, C.; LINDBERG, G.; MACKIE, P.; NAVRUD, S.; ODGAARD, T.; RICCI, A.; SHIRES, J., y TAVASSZY, L. (2006), «Proposal for harmonised guidelines», *Deliverable 5. HEATCO Project*, Comisión Europea.
- BRUECKNER, J. K. (2004), «Network structure and airline scheduling», *Journal of Industrial Economics*, 52(2): 291-312.
- BUCHANAN, J. M., y STUBBLEBINE, W.C. (1962), «Externality», *Economica*, 29: 371-374.
- CALTHROP, E., y PROOST, S. (2003), «Environmental pricing in transport», en HENSHER, D. A. y BUTTON, K. J. (eds.), *Handbook of Transport and the Environment*, Elsevier Science Ltd., Amsterdam, capítulo 29: 529-545.
- CHAVEZ, C. A., y STANLUND, J. K. (2003), «Enforcing transferable permit systems in the presence of market power», *Environmental and Resource Economics*, 25(1): 65-78.
- COASE, R.H. (1960), «The problem of social costs», *Journal of Law and Economics*, 3, octubre: 1-44.
- COMISIÓN EUROPEA (1995), *Libro Verde. Hacia una tarificación equitativa y eficaz del transporte. Opciones para la internalización de los costes externos del transporte en la Unión Europea*, COM(95) 691.
- (2001), *Libro Blanco. La política europea de transportes de cara al 2010*, COM (2001) 370 final.
- (2006), *Por una Europa en movimiento. Movilidad sostenible para nuestro continente. Revisión intermedia del Libro Blanco de 2001*, COM (2006) 314 final.
- (2007), «Preparation of an impact assessment on the internalisation of external costs», *Consultation Document*, Bruselas. TREN. A2/EM/cc D(2007) 322073.
- (2008a), Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, *Hacia un transporte más ecológico*, COM 2008, 433 final.
- (2008b), Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social y al Comité de las Regiones, *Estrategia para la internalización de costes externos*, COM 2008, 435 final.

- DEMSETZ, H. (1996), «The core disagreement between Pigou, the profession, and Coase in the analyses of the externality question», *European Journal of Political Economy*, 12: 565-579.
- DE RUS, G. (1997), «Price regulation of transport services», *Privatization and Regulation of Transport Services. First International Training Program*, World Bank, Washington.
- DE RUS, G.; CAMPOS, J., y NOMBELA, G. (2003), *Economía del transporte*, Antoni Bosch, Barcelona.
- GAGNEPAIN, P., E IVALDI, M. (2002), «Incentive regulatory policies: the case of public transit systems in France», *RAND Journal of Economics*, 33(4): 605-629.
- HENSHER, D. A., y BUTTON, K. J. (2003), «Introduction», en HENSHER, D. A. y K. J. BUTTON (eds.), *Handbook of Transport and the Environment*, Elsevier Science Ltd., Amsterdam.
- HOEL, M., y KARP, L. (2001), «Taxes and quotas for a stock pollutant with multiplicative uncertainty», *Journal of Public Economics*, 82: 91-114.
- LINK, H.; STEWARD, L.; MAIBACH, M.; SANSOM, T., y NELLTHORP, J. (2000), «The account Approach», UNITE (Unification of Accounts and Marginal Costs for Transport Efficiency). Deliverable 2, Comisión Europea.
- MAIBACH, M.; SCHREYER, C.; SUTTER, D.; VAN HESSEN, H.P.; BOON, B.H.; SMOKERS, R.; SCHROTEN, A.; DOLL, C.; PAWLOWSKA, B., y BAK, M. (2007), *Handbook on Estimation of External Costs in the Transport Sector*, IMPACT (Internalisation Measures and Policies for all External Cost of Transport), Comisión Europea.
- MOHRING, H. (1972), «Optimization and scale economies in urban bus transportation», *American Economic Review*, 62(4): 591-604.
- NANNERUP, N. (1998), «Strategic environmental policy under incomplete information», *Environmental and Resource Economics*, 11: 61-78.
- NG, Y. (2007), «Eternal Coase and external costs: A case for bilateral taxation and amenity rights», *European Journal of Political Economy*, 23(3): 641-659.
- OCDE (1988), *Transport and the Environment*, París.
- PANZAR, J. C. (1979), «Equilibrium and welfare in unregulated airline markets», *American Economic Review*, 69: 92-95.
- PARLAMENTO EUROPEO y CONSEJO (1999), Directiva 1999/62/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 1999, relativa a la aplicación de gravámenes a los vehículos pesados de transporte de mercancías por la utilización de determinadas infraestructuras.
- (2008), Directiva 2008/101/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, por la que se modifica la Directiva 2003/87/CE con el fin de incluir las actividades de aviación en el régimen comunitario de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero.
- PELS, E., y VERHOEF, E. T. (2002), «Airport pricing: network congestion pricing with market power and endogenous network structures», *Discussion paper TI 2002-078/3*, Tinbergen Institute, Amsterdam-Rotterdam.
- PIGOU, A. C. (1920), *The Economics of Welfare*, Cossimo Classic, Nueva York.
- PRESCOTT, M., y TAYLOR, M. (2008), «Every citizen a carbon trader?», *World Policy Journal*, 25 (1): 19-28.
- SOCORRO, M. P., y BETANCOR, O. (2007), «Optimal environmental policy in transport: unintended effects on consumers' generalized price», *Documentos de Trabajo*, Fundación de Cajas de Ahorros (FUNCAS), 308/2007:1-30.
- YATES, A., y CRONSHAW, M. B. (2001), «Pollution permit markets with intertemporal trading and asymmetric information», *Journal of Environmental Economics and Management*, 42: 104-118.
- ZHANG, A., y ZHANG, Y. (2006), «Airport capacity and congestion when carriers have market power», *Journal of Urban Economics*, 60(2): 229-247.