
La estimación de costes externos del transporte: una aplicación para Euskadi

El continuo desarrollo de la literatura internacional sobre costes externos durante las últimas décadas ha contribuido a situar la materia en una fase de considerable madurez. Este artículo tiene por objeto estimar los costes externos del transporte en Euskadi en el año 2000 a partir de los últimos avances en el estado del arte. El objetivo último, sin embargo, no es ofrecer una solución definitiva sino alentar a las instituciones públicas a incorporar la evaluación de externalidades como herramienta efectiva para la política de transportes.

Azken hamarkadetan kanpo-kostuen inguruko nazioarteko literatura etengabe garatu izateak lagundu egin du gai hori nahiko fase helduan kokatzen. Artikulu honen asmoa da Euskadin, 2000. urtean, garraioak izandako kanpo-kostuak zenbatetean, artearen egoeran egindako azken aurrerapenetatik abiatuta. Azken helburua ez da, nolana ere, behin betiko konponbidea eskaintzea, baizik eta herri-instituzioak bultzatzea kanpo-arazoei buruzko ebaluazioa barne har dezaten, garraio-politikarako tresna eraginkortzat.

The continuous development in the international literature of external costs over recent decades has contributed to pose the subject in a phase of significant maturity. This article aims at estimating the external costs of transport in the Basque Country over the year 2000 based on the latest advances in the state of the art. Nevertheless, the final objective is not to offer a definitive solution but encourage public institutions to incorporate the evaluation of externalities as an effective tool for transport policy.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. La valoración económica de las externalidades: el caso del transporte
 3. Externalidades del transporte: definición y metodología de cálculo
 4. Costes externos del transporte en Euskadi
 5. Conclusiones e implicaciones políticas
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: economía del transporte, valoración económica, externalidades, costes ambientales

N.º de clasificación JEL: D62, Q51, R41.

1. INTRODUCCIÓN

El transporte contribuye de manera notable al desarrollo económico y social. Sin embargo, el enorme crecimiento del transporte durante las últimas décadas ha venido acompañado de una factura ambiental y social considerable: daños a la salud de las personas y al medio ambiente, riesgo de accidentes y creciente congestión en las vías. En el marco de la teoría económica ortodoxa, esta situación se explica en base al concepto de externalidad. En presencia de costes externos (costes ambientales y sociales), el mercado procesa unas señales de precios erróneas, lo cual conlleva decisiones incorrectas por parte de los usuarios y un despilfarro de recursos escasos y vitales

como el suelo o un aire limpio. A pesar de las limitaciones que presenta este marco teórico para abordar los problemas ecológicos, la valoración económica de externalidades es considerada una herramienta esencial para incluir los costes ambientales y sociales en la toma de decisiones políticas, especialmente en materia de transporte.

La magnitud de los costes ambientales y sociales del transporte en la Unión Europea (en torno al 10% del PIB) ha puesto de manifiesto la urgente necesidad de introducir medidas para la internalización de externalidades y avanzar, así, hacia una mayor eficiencia del sistema de transporte. Esta visión, compartida por la Conferencia Europea de Ministros de Trans-

porte (ECMT) y el Consejo y Parlamento Europeos¹, se encuentra recogida en la política europea de transportes para la próxima década: «el objeto de la actuación comunitaria debe ser la sustitución progresiva de los impuestos existentes que gravan el sistema de transporte por instrumentos más eficaces, que integren los costes de infraestructura y los costes externos» (Comisión Europea, 2001: 78). Además, la internalización de externalidades responde al principio europeo de *quien contamina paga*². El desarrollo de medidas para la internalización de externalidades requiere de una sólida base empírica sobre costes externos del transporte. Es por ello que la Unión Europea ha financiado durante la última década numerosos programas de investigación sobre externalidades del transporte (EXTERNE, CAPRI, FISCUS, UNITE, entre otros) cuyos resultados servirán de base para la futura política comunitaria de transportes.

Euskadi no sólo no es ajena a esta realidad sino que sufre esta problemática con especial intensidad dada su localización geoestratégica dentro del arco atlántico europeo. El presente artículo tiene por objeto estimar los costes externos del transporte en Euskadi a partir de los últimos avances en la materia. El objetivo último,

no obstante, no es ofrecer una solución definitiva sino estimular a las instituciones públicas para adoptar la evaluación de costes externos como una herramienta efectiva para la política de transportes. Así, en el apartado siguiente se analizan los métodos y estado del arte de la valoración económica de externalidades. El apartado tercero aborda la definición y metodología de cálculo de los componentes de costes externos del transporte. Una vez definido el marco metodológico, en el cuarto apartado se estiman los costes externos del transporte en Euskadi. En el quinto y último apartado se extraen algunas conclusiones e implicaciones políticas.

2. LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LAS EXTERNALIDADES: EL CASO DEL TRANSPORTE

Un efecto externo o externalidad se dice que ocurre cuando las decisiones de producción o consumo de un agente afectan de manera involuntaria al bienestar o utilidad de otro agente, sin que exista ningún tipo de compensación entre ellos (Perman *et al*, 1996). En el marco de la economía del medio ambiente, la infravaloración de los recursos naturales (y su consiguiente sobreexplotación) obedece a la ineficiencia del mecanismo de mercado ante la presencia de externalidades³. Una vez internalizadas el mercado garantiza una asignación eficiente de estos recursos. Así, el análisis de externalidades

¹ Resolution No. 98/1 on the Policy Approach to Internalising the External Costs of Transport (CEMT/CM(98)5/FINAL). Copenhagen, 26-27 de mayo de 1998; Consejo Europeo de Gotemburgo (2001); Informe de la primera lectura de la propuesta de revisión de la Directiva 1999/62, el Parlamento Europeo (20.04.2004).

² La política medioambiental europea, según el art. 174.2 del Tratado Constitutivo de la Comunidad Europea, «se basará en los principios de cautela y de acción preventiva, en el principio de corrección de los atentados al medio ambiente, preferentemente en la misma fuente, y en el principio de quien contamina paga».

³ Si bien teóricamente las externalidades pueden ser positivas o negativas, se considera que no existen externalidades positivas significativas en el uso de las infraestructuras de transporte (Nijkamp, 2001).

se fundamenta en la pérdida de bienestar social que se deriva de unos precios de mercado que no reflejan correctamente la escasez de recursos (aire limpio, ruido, etc.).

Al carecer de un mercado donde las personas expresen directamente sus preferencias, la valoración económica de las externalidades recrea un mercado artificial estimando las preferencias de las personas a través de indicadores monetarios que reflejan la disposición a pagar (DAP) por una mejora ambiental o la disposición a ser compensado (DAC) por una reducción de calidad ambiental⁴. Básicamente existen dos formas de aproximar este valor: a través de las preferencias reveladas por las personas en otros mercados (métodos indirectos) o a través de las preferencias declaradas directamente por las personas (métodos directos). Esta clasificación no implica que los métodos de valoración económica de externalidades sean sustitutivos sino que, en general, se consideran complementarios (Azqueta, 1994).

En los métodos de valoración directos, el valor económico de una externalidad se estima en base a un bien mercantil cuyo precio está influido por ésta, es decir, en base a las preferencias que las personas *revelan* en su comportamiento en mercados reales. En función de la relación existente entre la externalidad y el bien mercantil, Azqueta (2002) los subdivide de

la siguiente manera: en caso de existir sustituibilidad entre ambos bienes, se utilizan los métodos de costes de reposición, costes evitados o los métodos basados en funciones de producción; por el contrario, en caso de existir complementariedad, se emplean los métodos de precios hedónicos o coste de viaje. Si bien el método de costes de reposición cuantifica un recurso en base al coste que supondría volver a la situación anterior al daño producido, el método de los costes evitados obtiene el valor de mercado de un bien ambiental a través de los costes que se evitan. Por su parte, los métodos basados en funciones de producción estiman sobre bases científicas funciones dosis-respuesta que miden la relación entre el receptor (personas, vegetación, etc.) y una emisión contaminante. Cuando se pretende distinguir todos los atributos que explican el precio de un bien para discriminar la importancia cuantitativa de la externalidad considerada, se habla del método de precios hedónicos. Por último, el método del coste de viaje estima el valor de un área natural a través del gasto en transporte que las personas están dispuestas a asumir para acceder al mismo, prestando especial atención al tiempo empleado.

Los métodos anteriores son aplicables cuando existe un valor de uso. Sin embargo, cuando un bien tiene un valor de no-uso es necesario acudir a métodos de estimación directa que permitan obtener las preferencias *declaradas* por las personas mediante encuestas o cuestionarios, ya sea por el método de valoración contingente o por el de ordenación contingente. Al incluir tanto valores de uso como de no-uso, estos métodos incluyen más elementos de valor y su utili-

⁴ A nivel teórico la DAP y la DAC deberían ser similares. Sin embargo, empíricamente nos encontramos asimetrías en la valoración que hacen las personas de las pérdidas y ganancias; algo que, sin embargo, no sorprende en otras ciencias, como la psicología, que lo denomina «disonancia cognitiva». (Pearce y Turner, 1995)

zación ha recibido creciente aceptación en los años noventa⁵. El método de valoración contingente consiste en preguntar directamente a las personas lo que estarían dispuestas a pagar o recibir en compensación por un beneficio o pérdida ambiental. Por su parte, la ordenación contingente pide al encuestado que ordene una colección de alternativas de calidad ambiental y precio. Aplicados al campo de la salud, en el método de análisis conjunto (Conjoint Analysis) se pide elegir entre diferentes opciones de nivel de riesgo y dinero, mientras que en el método de lotería estándar (Standard Gamble) se mide el riesgo de muerte que una persona está dispuesta a asumir para evitar un determinado problema de salud.

La valoración económica de las externalidades presenta serias limitaciones derivadas fundamentalmente de las premisas ideológicas que sustentan la ortodoxia económica, esto es, la lógica del mercado como mecanismo de asignación de valor. Efectivamente, atribuir al mercado la capacidad de corregir la degradación ambiental que éste mismo ha generado puede resultar contradictorio dado que mantiene una visión mercantilista y atiende tan sólo al valor utilitarista de las cosas (Bermejo, 2001). Los bienes con valores existenciales, sin embargo, no pueden ser reducidos a esta consideración. Además, los métodos de valoración descritos se ven delimitados por otros factores: ética antropocéntrica, consideración

exclusiva de las preferencias individuales del consumidor, incertidumbre científica sobre multitud de efectos (niveles de contaminación, interacciones sinérgicas, inconsistencias de modelos, etc.), inclusión de elementos imponderables como la vida o el sufrimiento, o la falta de objetividad de un mercado virtual, entre otros. Alternativamente, la valoración de situaciones complejas (como las que rodean a las cuestiones económico-ambientales) ha recibido un considerable empuje gracias a los métodos de valoración multicriterio, que incluyen criterios multidimensionales, multitud de actores e información tanto cuantitativa como cualitativa. En ausencia de una única solución óptima, la valoración multicriterio se centra en la calidad del proceso de toma de decisiones, que se dota de mayor legitimidad dado que, cualquiera que sea el resultado, éste es fruto de un consenso (AEMA, 1999).

Sin embargo, a pesar de las limitaciones inherentes a la reducción a valores monetarios de magnitudes en multitud de ocasiones imponderables, la utilización de este tipo de herramientas se considera esencial para que las repercusiones socioambientales de la actividad económica sean incluidas en los procesos de toma de decisiones empresariales y gubernamentales. Así, los incuestionables avances científicos en esta materia legitiman la toma en consideración de los costes ambientales y sociales hasta ahora menospreciados en el marco económico actual.

Incorporando las técnicas de valoración anteriormente descritas, la investigación sobre costes externos del transporte y los instrumentos más efectivos para su internalización ha avanzado considerablemente en las últimas décadas. Una somera revisión de la literatura sobre

⁵ En 1993 y tras una polémica sentencia del Tribunal de Apelación del Estado de Ohio se conformó un panel de expertos encabezado por dos premios Nobel: Arrow y Solow. El Informe del Blue Ribbon Panel concluía que el método de valoración contingente era capaz de proporcionar estimaciones fiables para los valores de no-uso correspondientes a los usuarios pasivos (Azqueta, 1994).

externalidades del transporte nos lleva a concluir que mientras el cálculo de algunos efectos se encuentra en estado avanzado o avanza a gran velocidad, en otros aspectos la investigación se encuentra aún en estado embrionario. Así, mientras la valoración económica del cambio climático o de los efectos sobre la salud de determinados contaminantes se encuentra bastante avanzada, la información es

escasa en lo que se refiere a los efectos de la contaminación atmosférica sobre los ecosistemas.

El cuadro n.º 1 recoge de modo esquemático las estimaciones más recientes de costes externos del transporte. La heterogeneidad de los estudios se refleja tanto en los efectos como en los modos de transporte considerados.

Cuadro n.º 1

Estimaciones de costes externos del transporte a nivel europeo

| País/Región | % PIB | Año base | Externalidades | | | | | | | | Modos | | | | Fuente | |
|---------------------------------|-------|----------|----------------|---|---|---|---|---|---|---|-------|---|---|---|--------|--------------------------|
| | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | C | F | M | A | | |
| UE + Suiza + Noruega | 4,60 | 1990 | | | | | | | | | | | | | | INFRAS/IWW, 1995 |
| UE + Suiza + Noruega | 4,00 | 1998 | | | | | | | | | | | | | | ECMT, 1998 |
| UE + Suiza + Noruega | 8,30 | 1995 | | | | | | | | | | | | | | INFRAS/IWW, 2000 |
| Países Bajos | 1,13 | 1995 | | | | | | | | | | | | | | Friedrich y Bickel, 2001 |
| Reino Unido | 1,00 | 1997 | | | | | | | | | | | | | | Friedrich y Bickel, 2001 |
| Bélgica | 1,80 | 1998 | | | | | | | | | | | | | | Friedrich y Bickel, 2001 |
| Proyecto EST (Alemania y otros) | 6,00 | 1990 | | | | | | | | | | | | | | OCDE, 2002 |
| Italia | 9,14 | 1999 | | | | | | | | | | | | | | Amici della Terra, 2002 |
| Europa central y oriental | 14,00 | 1995 | | | | | | | | | | | | | | OCDE, 2003 |
| UE + Suiza + Noruega | 8,00 | 2000 | | | | | | | | | | | | | | INFRAS/IWW, 2004 |

Fuente: Elaboración propia.

Externalidades: (1) Accidentes, (2) Ruido, (3) Contaminación del aire, (4) Cambio climático, (5) Biodiversidad y paisaje, (6) Efectos urbanos, (7) Efectos indirectos, (8) Congestión

Modos de transporte: (C) Carretera, (F) Ferrocarril, (M) Marítimo, (A) Aéreo

A grandes rasgos, podemos dividir los estudios anteriores en dos grupos en función de la metodología empleada: los estudios basados en la metodología de INFRAS/IWW y los estudios basados en la metodología de UNITE (incluyendo otros proyectos europeos como ExternE o TRENEN). Si bien ambas metodologías comparten valor de la vida estadística y procedimiento de transferencia de valores, las diferencias más significativas se deben a las fuentes de datos, la metodología de cálculo de los costes por accidentes, el coste unitario del cambio climático y la metodología de cálculo de los costes por contaminación (INFRAS/IWW, 2004). Sin embargo, aunque a primera vista pudiera parecer que las valoraciones de costes externos del transporte a nivel europeo muestran claras divergencias —lo cual cuestionaría la robustez de sus resultados—, según un reciente meta-análisis de varios estudios europeos (entre los que se encuentran INFRAS/IWW, ECMT, Amici Della Terra y UNITE) las mayores diferencias en las estimaciones de costes externos se explican por la especificidad de la situación analizada y el tipo de coste calculado (Quinet, 2004). El autor concluye que las estimaciones de costes externos son fiables para la toma de decisiones políticas y sus resultados transferibles dentro de la Europa occidental.

3. EXTERNALIDADES DEL TRANSPORTE: DEFINICIÓN Y METODOLOGÍA DE CÁLCULO

La metodología empleada para la estimación de costes externos del transporte en Euskadi se basa en los últimos avances en el estado del arte. Más concreta-

mente, se parte del marco metodológico desarrollado por el Instituto de Política Económica (IWW) de la Universidad de Karlsruhe (Alemania) y la consultora medioambiental INFRAS (Suiza). Desde principios de los años noventa ambas organizaciones han trabajado conjuntamente en el establecimiento de una metodología común europea para el cálculo de costes externos del transporte, plasmada en varias publicaciones que gozan de gran aceptación entre la comunidad científica⁶. La OCDE (2003), por ejemplo, ha empleado este enfoque para estimar los costes externos del transporte en la Europa central y oriental. Asimismo, los resultados alcanzados han sido aceptados *de facto* por la Unión Europea en varios documentos clave como el Libro Verde sobre tarificación del transporte (Comisión Europea, 1995) o el Libro Blanco del Transporte (Comisión Europea, 2001).

Dado que Euskadi carece de valoraciones monetarias de efectos ambientales y sociales, se ha optado por trasladar los resultados de estudios a nivel europeo (recopilados en los sucesivos trabajos de INFRAS/IWW) a la realidad del volumen de transporte y emisiones de esta Comunidad Autónoma. Para ello, se asume que la disposición a pagar por reducir determinados daños es función de la renta y, por tanto, se ajusta en base a ésta (medida en paridad de poder adquisitivo). Este procedimiento de transferencia de valores ha sido empleado por el proyecto europeo de investigación UNITE así como por la OCDE (2003). En el año base de este estudio (2000), la renta *per cápita* vasca era equivalente a la renta

⁶ INFRAS/IWW (1995; 2000; 2004).

per cápita media europea⁷. La elección de año base y metodología nos permite comparar los resultados alcanzados con diferentes países de nuestro entorno, no sólo de la Europa occidental sino de la Europa central y oriental. Por último, es importante tener en cuenta que este artículo analiza las externalidades desde el punto de vista individual; es decir, se consideran costes externos todos aquellos costes que el usuario no paga. Se asume, por tanto, que los impuestos sobre el transporte que pagan los usuarios obedecen principalmente a los costes de infraestructuras, no considerados en este estudio.

El presente apartado se estructura en ocho categorías de coste: accidentes, ruido, contaminación del aire, cambio climático, biodiversidad y paisaje, efectos urbanos, efectos indirectos y congestión⁸.

3.1. Accidentes de tráfico

El transporte motorizado tiene en los accidentes de tráfico una de las repercusiones más trágicas para la sociedad. A pesar de experimentar un descenso drástico respecto a décadas precedentes, durante los noventa fallecieron 2.413 personas en las carreteras vascas y se registraron más de 65.000 heridos. Los accidentes de tráfico en la Unión Europea son la primera causa de muerte para las personas menores de 45 años (AEMA, 2003). Sin embargo, todos los modos de transporte no comparten los mismos niveles

de accidentabilidad. Si bien el 99,5% de los muertos en accidente de tráfico durante el año 2000 se produjeron en la carretera, esta abrumadora diferencia no sólo se explica por la mayor proporción de pasajeros transportados: la mortalidad en la carretera ponderada por los pasajeros transportados es veinte veces mayor que en ferrocarril y quince veces mayor que en avión (Comisión Europea, 2002).

El coste externo por accidentes de tráfico se construye a partir de la suma del valor del riesgo (pérdidas de utilidad y sufrimiento de las víctimas), las pérdidas de capital humano (pérdidas netas de producción por acortamiento de la vida) y otros costes (médicos, administrativos, judiciales, etc.) menos las transferencias a seguros privados. El coste externo resultante se multiplica por el número de muertos y heridos para posteriormente distribuirse por modo de transporte atendiendo a la responsabilidad del accidente⁹. Aunque en algunas ocasiones se haya criticado que parte del riesgo es interno dado que el usuario elige utilizar un modo de transporte más arriesgado que otro, se defiende la naturaleza íntegramente externa del mismo debido a que es prácticamente imposible que un usuario lo valore adecuadamente al tratarse de probabilidades muy pequeñas (INFRAS/IWW, 2000).

Una de las variables fundamentales sobre las que descansa el cálculo de esta categoría de coste (y en general, del cálculo de externalidades) es el valor del riesgo o valor de la vida estadística (comúnmente conocido por sus siglas en inglés:

⁷ EUSTAT (Indicadores estructurales de la CAE): CAPV/UE15 (2000) = 101.

⁸ Un análisis más exhaustivo de las externalidades del transporte en Euskadi y sus efectos se encuentra en Hoyos (2005).

⁹ La responsabilidad del accidente se aproxima a través del riesgo de accidente por vehículo-km según estadísticas de la Unión Europea.

VSL, *Value of Statistical Life*). Aunque la valoración económica de la vida es objeto de gran controversia (fuera y dentro del ámbito económico), los economistas ortodoxos coinciden en que si bien nadie expresaría el valor de su vida en dinero, sí se puede aproximar este valor a través de la DAP o DAC que expresan las personas ante diferentes situaciones de riesgo. En otras palabras, si la DAP por reducir el riesgo en 1/10000 es 100 €, el valor de la vida estadística es 1 millón €¹⁰. El método más aceptado para valorar la vida estadística es la valoración contingente dado que los estudios de preferencias reveladas muestran divergencias considerables en función del contexto, lo cual dificulta la extrapolación de resultados (Nellthorp *et al*, 2000). Sin embargo, esto no significa que la valoración contingente esté exenta de críticas. Una conferencia internacional sobre la valoración de las consecuencias de accidentes en la carretera en 1994 puso de manifiesto que la valoración contingente sobreestimaba los resultados debido a problemas relacionados con el marco de referencia y alcance (INFRAS/IWW, 2000). La inquietud era lógica dado que, como señalan Nellthorp *et al* (2000: 5), «si las respuestas dependen débilmente de la magnitud de la reducción de riesgo, de estos estudios pueden derivarse casi cualquier valor estadístico de la vida.» Sin embargo, incorporando estas críticas en el diseño, estudios más recientes han concluido en resultados más robustos combinando la valoración contingente con lotería estándar

¹⁰ Implícitamente se asume que existe linealidad entre riesgo y pago. Si bien esto puede resultar razonable para un rango pequeño es indefendible para rangos grandes de niveles de riesgo (Friedrich y Bickel, 2001)

(Jones-Lee *et al*, 1999; citado en INFRAS/IWW, 2000).

Como consecuencia de lo anterior, las valoraciones monetarias de la vida estadística han ido descendiendo a lo largo de la década pasada. Así, el proyecto ExternE optaba por valorar la vida en 3,1 millones €, a partir de la media de estudios de valoración contingente y precios hedónicos realizados en los años 70 y 80. Si recogemos el estado actual del arte, las investigaciones más recientes a nivel europeo como el proyecto UNITE o INFRAS/IWW (2004) coinciden en un valor de la vida estadística en Europa de 1,5 millones €. Más recientemente, la OCDE (2003) también ha optado por este valor. Éste será, asimismo, el valor de la vida estadística en Euskadi.

3.2. Contaminación acústica

La emisión de ruido procedente del sistema de transporte se ha convertido en la mayor fuente de contaminación acústica en Europa (OMS, 2000b). Consustancial a la sociedad actual, el ruido no ha merecido la misma atención que otras formas de contaminación debido a un desajuste entre una percepción tradicional, que equipara sociedad ruidosa con sociedad dinámica, y una realidad objetiva, que muestra al ruido como una seria amenaza para nuestra salud¹¹. Efectivamente,

¹¹ La Agencia Suiza de Medio Ambiente señala que los efectos adversos del ruido de camiones por el día tienen aproximadamente la misma magnitud que los efectos provocados por la emisión de contaminantes (CO, NOx, etc.), y pasan a ser predominantes durante la noche. No es de extrañar, por tanto, que una vez aceptados universalmente los efectos dañinos de las emisiones de contaminantes, el ruido ambiental empiece a convertirse en materia de interés público (SAEFL, 2002).

la Organización Mundial de la Salud destaca numerosos efectos nocivos del ruido sobre la salud de las personas: problemas de audición, dificultades de comunicación oral, trastornos en el sueño y descanso, efectos psicológicos y fisiológicos, menor rendimiento laboral y académico, afecciones cardiovasculares, malestar e interferencias en las actividades (OMS, 1999a). Estos efectos son mayores en determinados grupos de población considerados especialmente vulnerables: población infantil y tercera edad, personas enfermas, personas con dificultades de audición y visión, y los fetos.

La valoración económica del ruido se ha calculado agregando a la DAP por la reducción del nivel de ruido el coste para la salud pública de las afecciones derivadas de la exposición a niveles intolerables de ruido¹². En general, según el método de valoración empleado (costes evitados, valoración contingente, precios hedónicos, etc.), las externalidades del ruido varían entre un 0,2% y un 0,6% del PIB. No obstante, la valoración contingente, método empleado en este estudio, es el método que más elementos de valor contiene y sus resultados coinciden con los alcanzados en el proyecto europeo UNITE (Nash, 2002).

En primer lugar, la DAP se obtiene mediante encuestas a la población. Varios estudios empíricos europeos han resultado en funciones lineales con pendientes similares, de alrededor del 0,11% de la

renta *per cápita* (INFRAS/IWW, 2000). Trasladado al País Vasco, una persona estaría dispuesta a pagar 21,6 € por reducir un dB (A) el nivel de ruido que soporta. Si a esto le añadimos que el estándar de ruido aceptable se establece en los 55 dB (A), obtenemos la siguiente función de disposición a pagar: $DAP (\text{€}) = 21,60 * \text{dB(A)} - 1.188$. El segundo componente de los costes externos por ruido está formado por los riesgos para la salud. Diversas investigaciones llevadas a cabo en Europa han concluido que la exposición al ruido del transporte aumenta el riesgo de sufrir un infarto en un 20% para niveles de ruido entre 65 y 70 dB (A), y hasta un 30% para niveles superiores a 70 dB (A) (INFRAS/IWW, 2000). A partir de los datos de población expuesta a distintos niveles de ruido y del número de infartos cardíacos en Euskadi, podemos calcular el número de infartos a consecuencia del ruido, para posteriormente proceder a su valoración económica¹³.

En la actualidad, Euskadi carece de un mapa de ruidos que establezca el número de personas expuestas a diferentes niveles sonoros procedentes del transporte. No obstante, estos datos han sido extrapolados de las estadísticas europeas para el Estado español contenidas en INFRAS/IWW (2004). Por su parte, los datos referentes al número de infartos provienen de las estadísticas de Osakidetza. Los resultados obtenidos se asignan a los distintos modos de transporte en función del agente emisor del ruido.

¹² Dado que el ruido provocado por el ferrocarril es percibido como menos molesto (tal y como se refleja en la legislación de numerosos países europeos) se le aplica una bonificación de 5 dB(A) (INFRAS/IWW, 2000).

¹³ El aumento de mortalidad se valora según el valor de la vida estadística explicado en el apartado anterior. En este caso no se tienen en cuenta las pérdidas futuras de producción al tratarse de personas de edad avanzada.

3.3. Contaminación atmosférica

El transporte, pese a haber disminuido notablemente algunas emisiones, ha aumentado su participación en las emisiones totales y es la principal fuente de contaminación atmosférica en áreas urbanas (AEMA, 2002). La contaminación del aire repercute gravemente sobre la salud de las personas, los ecosistemas y los materiales. La OMS recoge de forma exhaustiva numerosos problemas de salud debido a la contaminación del aire: enfermedades respiratorias y cardiovasculares, cáncer, leucemia infantil, etc. (OMS, 2000a). Así, mientras la mayoría de las sustancias contaminantes afectan al aparato respiratorio, cardiovascular o nervioso (CO, NO_x, SO₂, etc.), se ha probado que algunas sustancias como el benceno y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) son cancerígenas para los seres humanos. Los agentes contaminantes emitidos por el transporte tienen también numerosos efectos sobre el medio natural y los materiales: corrosión y ensuciamiento de materiales, ecotoxicidad en las cosechas, así como acidificación, eutrofización y ecotoxicidad en los ecosistemas terrestres y acuáticos. Además, las alteraciones que provocan los agentes contaminantes sobre la composición química de la atmósfera causan graves problemas ambientales como la lluvia ácida, la destrucción de la capa de ozono o el cambio climático. No obstante, debido a su especial incidencia sobre el cambio climático, los gases de efecto invernadero (GEI) serán objeto exclusivo de análisis en el apartado siguiente, mientras que este apartado se centrará en el resto de agentes contaminantes.

La metodología empleada para la valoración económica de la contaminación del

aire considera cuatro elementos de coste: impactos sobre la salud humana, impactos sobre los materiales y edificios, pérdidas en las cosechas agrícolas y daños a la masa forestal. Según el procedimiento de asignación se distinguen básicamente dos enfoques metodológicos: asignación arriba-abajo (transferencia de valores unitarios de estudios existentes) y asignación abajo-arriba (modelos que estiman valores para situaciones concretas de transporte). Mientras INFRAS/IWW (2000; 2004) y OMS (1999) optan por la primera opción, ExternE (Comisión Europea, 1999) y UNITE (Nash, 2002) se decantan por la segunda, principalmente debido a que es una metodología más adecuada para el cálculo de costes marginales.

Dada la abundancia de estudios empíricos, la valoración de los impactos sobre la salud se puede considerar bastante significativa (INFRAS/IWW, 2000). En este caso, se parte de las conclusiones de la *Conferencia Ministerial de la Organización Mundial de la Salud sobre Medio Ambiente y Salud* donde la mortalidad y morbilidad se estiman a partir de los niveles medios de exposición a PM₁₀ ponderados por la población en Austria, Suiza y Francia (OMS, 1999b). El cuadro n.º 2 recoge la DAP por efectos sobre la salud de la contaminación del aire y la variación en el número de incidencias (por millón de habitantes) como consecuencia de un aumento en la concentración de partículas de 10 mg/m³ y su estimación para Euskadi en 2000¹⁴.

Más recientemente, un programa de investigación sobre los efectos sobre la salud de la contaminación del aire financiado

¹⁴ Se toma como valor de exposición a PM₁₀ ponderados por la población en Euskadi la cifra de 9 µg/m³.

Cuadro n.º 2

DAP y consecuencias para la salud de la contaminación atmosférica en Euskadi

| | OMS | | Euskadi | |
|--|-----------|-------------|-------------|--------------------|
| | Valor (€) | Incidencias | Incidencias | Coste (€) |
| Mortalidad a l/p (adultos >=30 años) | 915.000 | 350 | 652.596 | 452.815 |
| Hospitalizaciones por problemas respiratorios | 7.870 | 70 | 317 | 2.491.785 |
| Hospitalizaciones por problemas cardiovasculares | 7.870 | 321 | 59 | 4.705.077 |
| Bronquitis crónica (adultos >= 25 años) | 209.000 | 413 | 769 | 160.761.960 |
| Bronquitis infantil (menores de 15 años) | 131 | 4.216 | 7.852 | 1.028.629 |
| Días de actividad restringida (adultos >= 20 años) | 94 | 251.009 | 467.494 | 43.944.457 |
| Ataques de asma (menores de 15 años) | 31 | 2.444 | 4.552 | 141.107 |
| Ataques de asma (adultos >= 15 años) | 31 | 6.279 | 11.694 | 362.526 |
| Coste total de los efectos sobre la salud | | | | 809.888.356 |

Fuente: INFRAS/IWW (2000) y OMS (1999b) y elaboración propia¹⁵.

por la Comisión Europea y realizado en 26 ciudades de 12 países europeos, entre las que se encuentra Bilbao, señala que la reducción del nivel de PM_{10} en $5 \mu g/m^3$ evitaría 18 muertes prematuras por cada 100.000 habitantes en el entorno del Bilbao metropolitano (APHEIS, 2004). La extrapolación de estos resultados, revela que la reducción del nivel de contaminación atmosférica provocada por el tráfico evitaría 664 muertes prematuras en Euskadi lo que confirma los resultados presentados en el cuadro anterior. En otras palabras, al igual que ocurre en países del entorno la contaminación atmosférica en Euskadi provoca más del doble de muertes que los accidentes de tráfico.

Sin ser tan abundante como los efectos sobre la salud, la valoración económica de los daños a materiales, cosechas y bosques se basa en los resultados de diversos estudios llevados a cabo en Suiza según las siguientes fórmulas (INFRAS/IWW, 2000):

Pérdidas en las cosechas agrícolas (PCA):

$$PCA = \alpha \cdot (\text{Emisiones NO}_x / \text{Area}) \cdot \text{producción agraria}$$

donde $\alpha = 0,0037 \text{ Km}^2 / \text{ton}$

Impactos sobre los materiales y edificios (IME):

$$IME = \beta \cdot (\text{Emisiones NO}_x / \text{Area}) \cdot \text{superficie edificada}$$

donde $\beta = 0,322 \text{ €} / \text{ton}$

¹⁵ Dado que el riesgo de mortalidad aumenta con la edad, el valor de la vida estadística se reduce al 61% del valor estimado de 1,5 millones € (OMS, 1999b).

Daños a la masa forestal (DMF):

$$\text{DMF} = \eta (\text{Emisiones NOx} / \text{Area}) \cdot \text{área forestal}$$

donde $\eta = 0,025 \text{ €} / \text{ton}$

Una vez obtenidos los costes externos totales por contaminación, éstos son asignados a los distintos modos de transporte en base a los factores de emisión más actuales contenidos en INFRAS/IWW (2004). Por último, es importante reseñar que en el caso del ferrocarril se incluyen las emisiones indirectas (procedentes de la producción eléctrica).

3.4. Cambio climático

El cambio climático hace referencia a la inquietud de la comunidad científica acerca de los efectos del acelerado calentamiento de la atmósfera ocasionado por la actividad humana. Si bien los efectos socioeconómicos del calentamiento global resultan controvertidos, el diagnóstico es unánime: la temperatura media mundial aumentará durante el siglo XXI a niveles sin precedentes en los últimos 10.000 años (IPCC, 2001). El cambio climático constituye, por lo tanto, una seria amenaza para la supervivencia de la vida en el planeta.

El método de cálculo de los costes del cambio climático consiste básicamente en multiplicar las emisiones de carbono por un factor de coste. La elevada incertidumbre científica sobre los efectos globales a largo plazo se traslada al análisis económico en forma de numerosas hipótesis y escenarios. Dicha incertidumbre se debe a que los impactos —y su valoración— dependen en buena medida de

las emisiones futuras de GEIs, de la sensibilidad del clima a las concentraciones de estos gases, de la variación regional en el cambio global, de los efectos de los desastres, de las medidas de adaptación llevadas a cabo y de la valoración de las generaciones futuras. Así, los resultados de las estimaciones de costes son extremadamente sensibles tanto a las hipótesis básicas como a los métodos de valoración. Las hipótesis básicas se refieren fundamentalmente a la tasa de descuento y horizonte temporal, el impacto potencial, la función del daño empleada, el ritmo de cambio climático considerado, el método de agregación del daño individual, o la metodología de valoración del impacto sobre los ecosistemas (Comisión Europea, 1999).

Según el método de valoración económica, los estudios sobre costes del cambio climático pueden dividirse en tres grupos: estudios basados en costes de reposición, en valoración contingente y en costes evitados. En el primer caso, los costes se estiman a través del daño que el calentamiento global pueda provocar sobre la salud de las personas y los ecosistemas. La valoración contingente obtiene mediante encuesta la DAP/DAC de las personas por la prevención del cambio climático. Por último, el método de costes evitados estima el coste de las medidas a emprender para reducir las emisiones hasta un límite concreto.

En consecuencia, la literatura revisada muestra marcadas diferencias en cuanto a los resultados obtenidos. La evidencia empírica basada en el método de costes de reposición (Comisión Europea, 1999; Friedrich y Bickel, 2001) revela unos costes unitarios considerablemente bajos (2,4 €/tCO₂). Esto es debido a que este

método sólo incluye daños razonablemente conocidos y excluye, por tanto, daños que aún no se conocen o no pueden ser evaluados. Los resultados obtenidos mediante valoración contingente tampoco han sido satisfactorios debido a que las personas entrevistadas carecían de información suficiente para valorar económicamente las consecuencias del cambio climático (INFRAS/IWW, 2000).

Actualmente, el método más empleado para estimar los costes del calentamiento global es el de costes evitados, si bien las estimaciones varían enormemente en función de los objetivos planteados. Así, la Conferencia Europea de Ministros de Transporte (ECMT) estimaba en 1998 el coste marginal de cumplir Kyoto en 50 €/tCO₂ (INFRAS/IWW, 2000). A nivel internacional, mientras el Segundo Informe de Evaluación del IPCC estimaba un coste marginal del impacto de la emisión de dióxido de carbono de entre 1 y 34 \$/tCO₂, estudios posteriores lo situaban entre 2 y 47 \$, considerando que en general debería optarse por un coste marginal no superior a los 14 \$/tCO₂ (Tol *et al*, 2001). El último informe del IPCC (2001) señala que Europa podría alcanzar unas pérdidas anuales de PIB en 2010 de entre el 0,31% y 1,5% a consecuencia del cambio climático, lo que supondría unos costes aproximados por tonelada de CO₂ emitida de entre 5 y 181 € (media 58 €)¹⁶. Capros y Mantzos (2000) han calculado que el precio sombra de cumplir el compromiso de Kyoto para la Unión Europea

(reducción de emisiones del 8%) se sitúa entre 5 y 38 €/tCO₂. En base a estos resultados, el proyecto UNITE opta por tomar un precio sombra de 20 € para los Estados miembros. Finalmente, INFRAS/IWW (2004) parte de las recomendaciones científicas de reducir a la mitad en 2030 las emisiones de CO₂ respecto a 1990 para calcular un precio sombra de 140 €/tCO₂.

Por precaución, parece razonable emplear estimaciones superiores a las obtenidas según los métodos de costes de reposición y valoración contingente. Sin embargo, elegir un precio sombra entre los estudios de costes evitados es más complicado dado que tan razonable es emplear criterios políticos como científicos. Con objeto de poder comparar resultados con la Unión Europea, este estudio opta por utilizar un precio sombra de 140 €/tCO₂¹⁷. No obstante, la incertidumbre que rodea la estimación de precios sombra y su influencia en el resultado final será objeto de un análisis de sensibilidad en el apartado 4.2.

3.5. Biodiversidad y paisaje

Las infraestructuras de transporte afectan de diversa manera a ecosistemas, fauna y flora: limitando hábitat naturales, alterando las dinámicas hidrológicas y los procesos naturales, contaminando los alrededores con sustancias químicas y ruido, provocando un efecto barrera para la fauna y la flora, etc. (Seiler, 2001). El porcentaje de ocupación de suelo por infraestructuras

¹⁶ Aproximación de los costes marginales en ausencia de comercio internacional de derechos de emisiones de carbono para los países europeos de la OCDE de entre 20 y 665 USD de 1990 por tonelada de carbono (IPCC, 2001).

¹⁷ Las emisiones del transporte aéreo se multiplican por un factor 2,5 (INFRAS/IWW, 2004).

de transporte en Euskadi duplica la media europea (Hoyos y Guillaón, 2002).

La valoración económica de los efectos sobre la biodiversidad y el paisaje contempla dos tipos de efectos: los provocados por la provisión de la infraestructura (efecto barrera, disminución de la calidad del paisaje y pérdida de biotopos) y los efectos derivados de la utilización de la infraestructura (contaminación de suelo y agua). Desde el punto de vista económico, lo más adecuado sería valorar el daño según el método de valoración contingente. Sin embargo, dado que no existe ningún estudio de este tipo, la metodología más común es la valoración según el coste de reposición, es decir, mediante la estimación de los costes necesarios para que la red actual de transporte mejore hasta un nivel aceptable o neutro desde el punto de vista ambiental. En este sentido, y siguiendo la opinión de varios expertos, se toma el año 1950 como estado inicial sostenible, y por tanto, los daños a compensar se calculan a partir de esta fecha (INFRAS/IWW, 2000). Concretamente, se parte de la hipótesis de que retornar a 1950 supondría desellar el 100% de las autopistas y autovías, el 30% del resto de carreteras, el 10% de la red de ferrocarril y el 100% de las infraestructuras aeroportuarias. El siguiente paso es cuantificar las medidas de reparación y compensación de los diferentes componentes de coste. Así, en base a estudios empíricos se toman los siguientes valores (INFRAS/IWW, 2004): coste de desartificialización (30 €/m²), coste de restauración de biotopos (11 €/m²), coste de contaminación de suelos y aguas (37 €/m²) y otros costes como el efecto barrera, efectos visuales, etc. (11 €/m²). Por último, el coste total obtenido se divide entre el número de años (50). Los valores obtenidos son asignados

a los modos de transporte en función de unidad-coche¹⁸ para el transporte por carretera, y de los movimientos de trenes, aviones y barcos para el transporte ferroviario, aéreo y marítimo respectivamente.

La sensibilidad que muestran los resultados a las hipótesis de partida aconseja contrastar su plausibilidad con estimaciones realizadas a través de otros métodos de valoración. En primer lugar, el método de los costes evitados arroja unos resultados muy inferiores a los obtenidos por el método de los costes de reposición, lo cual tiene lógica dado que todos los daños no pueden evitarse. En segundo lugar, utilizando la valoración contingente se obtiene que el coste de reposición representa un 16% de lo que las personas estarían dispuestas a pagar por preservar la naturaleza, y parece razonable atribuir este porcentaje al transporte (INFRAS/IWW, 2000).

3.6. Efectos urbanos

La población europea se encuentra cada vez más concentrada en las áreas urbanas; en ellas residen siete de cada diez europeos. Al mismo tiempo, en ningún sitio son más patentes los efectos adversos del transporte motorizado como en los núcleos urbanos, donde la limitación de espacio agrava gran parte de los problemas expuestos a lo largo de este estudio. Este apartado se centra en la valoración de los costes que inflige el modelo territorial y urbanístico imperante (adaptado a las crecientes necesidades de los automóviles) sobre el resto de modos de transporte y la sociedad en general.

¹⁸ La unidad-coche supone aplicar al automóvil un coeficiente 1, a las motos 0,5, a los autobuses 3 y a los camiones 2,5.

Si bien los estudios elaborados por INFRAS/IWW son los únicos que añaden este efecto externo, su incorporación se justifica en base a un principio de justicia: la generalización del transporte por carretera conlleva una mayor escasez de suelo en las áreas urbanas, lo cual origina una serie de costes adicionales especialmente para los transportes no motorizados. La valoración económica de los efectos urbanos considera dos efectos concretos: la pérdida de tiempo para los peatones por el efecto separación que provocan las infraestructuras de transporte y la escasez de suelo urbano para otros modos de transporte distinto del vehículo privado. La valoración del efecto separación parte del caso de Zurich y de algunos estudios europeos (EUROMOS) tomándose un coste externo de 54,8 € por persona urbana¹⁹ y año para la carretera y 18,6 € por persona urbana y año para el ferrocarril (INFRAS/IWW, 2004). Por otro lado, la estimación del espacio disponible para bicicletas pretende ser una aproximación a la escasez de suelo en áreas urbanas, pudiendo interpretarse como los costes de compensación por la escasez de infraestructuras para los modos de transporte no motorizados. En este caso se opta por un coste de 13,1 € por persona urbana y año (INFRAS/IWW, 2004).

3.7. Efectos indirectos

A lo largo de los capítulos precedentes se han analizado las externalidades que provoca el uso de los diferentes modos de transporte. Sin embargo, el cálculo de las externalidades del transporte sería in-

completo si omitiera las provocadas en los procesos anteriores y posteriores al funcionamiento de los vehículos de transporte (efectos indirectos): producción de energía, fabricación y mantenimiento de vehículos, y construcción y mantenimiento de infraestructuras de transporte. De esta forma, el análisis de ciclo de vida tiene en cuenta todas las consecuencias ambientales desde la cuna hasta la tumba. Así, nos encontramos con que en determinadas ocasiones las emisiones indirectas superan considerablemente las emisiones debidas a la utilización de los vehículos. Este es el caso, por ejemplo, del SO₂ o las partículas en suspensión.

A pesar de que los efectos indirectos se refieren a efectos previamente analizados y valorados (principalmente la contaminación del aire y el cambio climático), se ha optado por calcular el coste de las emisiones indirectas de forma separada por razones de transparencia (INFRAS/IWW, 2000). Concretamente, los costes externos de los procesos anteriores y posteriores calculados en este estudio son tres: los de la contaminación del aire en los procesos anteriores, basada en los porcentajes de efectos indirectos y los costes de contaminación del aire previamente calculados; los de la contribución al cambio climático de los procesos anteriores, basada en los porcentajes de efectos indirectos y los costes de cambio climático previamente calculados; y el riesgo nuclear para la producción eléctrica. Este último coste se aplica exclusivamente al transporte por ferrocarril en base al mix eléctrico²⁰. Por el contrario, no se incluyen

¹⁹ Se considera persona urbana a aquellas personas que viven en municipios de más de 50.000 habitantes.

²⁰ La producción eléctrica de origen nuclear fue del 41% en 2000 (REE Boletín Estadístico de Energía Eléctrica, 31.12.2000) mientras que el consumo de energía del transporte por ferrocarril fue de 16,7 Ktep (EVE).

Cuadro n.º 3

Precios sombra para los efectos indirectos

| | % Contaminación del aire | % Cambio climático | Riesgo nuclear (e/Kwh) |
|------------------|--------------------------|--------------------|------------------------|
| Motocicleta | 0,15 | 0,21 | |
| Automóvil | 0,15 | 0,21 | |
| Autobús | 0,16 | 0,15 | |
| Camión ligero | 0,15 | 0,18 | |
| Camión pesado | 0,16 | 0,15 | |
| Tren pasajeros | 0,14 | 0,30 | 0,04 |
| Tren mercancías | 0,14 | 0,30 | 0,04 |
| Avión pasajeros | 0,06 | 0,02 | |
| Avión mercancías | 0,08 | 0,03 | |
| Barco | 0,22 | 0,31 | |

Fuente: INFRAS/IWW, 2004.

las emisiones indirectas de la producción eléctrica ya que éstas sí fueron incluidas en la valoración económica de la contaminación del aire y el cambio climático debidos al transporte por ferrocarril.

En base a la metodología descrita en los apartados de contaminación del aire y cambio climático, los costes externos por efectos indirectos se estiman según los porcentajes de emisiones indirectas contenidos en la cuadro n.º 3. Los resultados obtenidos se asignan a los distintos modos de transporte en base a pasajeros-km y toneladas-km.

3.8. Congestión

Los problemas ocasionados por la saturación de las vías de transporte van más allá de cuestiones técnicas, ya que

la congestión contribuye a la degradación del paisaje urbano y repercute gravemente en la competitividad de las economías locales y en la calidad de vida de las personas²¹. Así, la congestión acentúa los impactos ambientales adversos evaluados en capítulos precedentes: consumo de energía, contaminación del aire, ruido, ocupación de suelo urbano, etc. Al mismo tiempo, el estrangulamiento del tráfico provocado por el vehículo privado en áreas urbanas amenaza su habitabilidad e impone serias limitaciones al transporte público, peatones y ciclistas. Por último, la congestión del tráfico afecta a la productividad y competitividad global de la economía urbana imponiendo retrasos

²¹ El parque de vehículos de Euskadi se ha duplicado en los últimos 25 años: desde los 220 vehículos por cada 1000 habitantes en 1976 a los 446 en 2001 (Dirección General de Tráfico).

en la producción y afectando negativamente a la imagen competitiva de la ciudad como emplazamiento para empresas o actividades diversas²². Las vías más congestionadas en Euskadi son las que se sitúan alrededor de las tres capitales vascas.

La valoración económica de los costes de congestión tiene un tratamiento diferenciado debido a su naturaleza especial. Si bien el resto de externalidades analizadas reflejan el coste externo que el transporte impone a la sociedad en su conjunto, la congestión es un fenómeno dentro del sector transporte y por tanto es un elemento de coste que no debe ser añadido sin más a las externalidades clásicas (INFRAS/IWW, 2004). No obstante, en términos de eficiencia económica, la congestión se considera una externalidad debido a que el retraso adicional que impone a un usuario es muy superior al coste adicional que soporta, lo cual viola el principio por el cual los precios deben reflejar el coste marginal que imponen. Al mismo tiempo, se considera una externalidad en la medida en que inflige retrasos en los medios no motorizados y aumenta las emisiones contaminantes. En definitiva, las externalidades por congestión no se refieren a la suma total de costes sino a la diferencia entre costes marginales y costes medios.

Los costes externos de congestión empleados en el estudio de referencia se definen en base a la pérdida de bienestar social debida a la incorrecta utilización de las infraestructuras, es decir, la diferencia acumulada entre el coste social marginal

del usuario y la disposición a pagar de los usuarios para un nivel de calidad de servicio. En el marco de esta teoría, los costes de congestión aparecen únicamente en los modos de transporte donde los usuarios individuales deciden sobre la utilización de la infraestructura. Por consiguiente, el transporte por ferrocarril, aéreo y marítimo carecen de costes de congestión (INFRAS/IWW, 2000). La forma más adecuada de estimar los costes externos de congestión sería calculando el retraso marginal que provoca un vehículo adicional teniendo en cuenta la velocidad de circulación en cada segmento de la vía. No obstante, dado la dificultad que entraña esta metodología, es más común calcularlos a través de la suma de los tiempos adicionales de viaje originados por la congestión sobre unas condiciones de circulación fluida. Las funciones de coste de los usuarios se basan en la velocidad de circulación, donde la velocidad es función del volumen de tráfico. Cuando la circulación de vehículos sobrepasa la capacidad máxima los costes externos marginales se mantienen constantes (INFRAS/IWW, 2004).

En el caso Euskadi y ante la falta de información necesaria, los costes externos de congestión se obtienen a partir de las horas de congestión que sufre el entorno del Bilbao metropolitano y la frontera con Irún. Así, se considera que las horas en las que el tráfico permanece colapsado constituyen un coste externo dado que ningún usuario incluye en su valoración del viaje esta eventualidad. Una vez determinadas las horas de congestión y la composición del tráfico en los tramos congestionados (en base a las intensidades medias de tráfico), se descomponen los usuarios de la vía y sus costes de viaje según los datos

²² Respecto a la productividad de las empresas, el problema no es tanto que la congestión sea recurrente como impredecible, debido a que esta incertidumbre introduce costes adicionales.

Cuadro n.º 4

Motivos de viaje y valor del tiempo en los desplazamientos

| | Motivo de viaje (en %) | Valor del tiempo (euros) |
|--------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| Negocios | 18 | 21 |
| Viajes domicilio-trabajo | 34 | 6 |
| Ocio | 48 | 4 |
| Camión ligero | | 41 |
| Camión pesado | | 43 |

Fuente: INFRAS/IWW (2004) y Nash (2002).

del cuadro n.º 4. Por último, se han añadido los costes de congestión del paso fronterizo de Irún (GUITRANS, 2004).

4. COSTES EXTERNOS DEL TRANSPORTE EN EUSKADI

4.1. Resultados e interpretación

El cuadro n.º 5 recoge las principales variables que acompañan la estimación de costes externos para Euskadi. Los datos de transporte han sido estimados en base a la información de aforos de los territorios históricos de Bizkaia, Gipuzkoa y Araba (DFB, 2001; DFG, 2001; DFA, 2001) para el transporte por carretera, las estadísticas de RENFE, EUSKOTREN, FEVE y METROBILBAO para el transporte por ferrocarril, y las estadísticas del Ministerio de Fomento para el transporte aéreo y marítimo (MFOM, 2002).

Teniendo en cuenta las variables anteriores y la metodología explicada en el apartado anterior, los costes externos totales del transporte en Euskadi se esti-

man en 3.514 millones € en 2000, equivalente al 8,65% del Producto Interior Bruto (ver cuadro n.º 6). El transporte por carretera concentra la práctica totalidad de estos costes (95%), seguido del transporte aéreo (2%), el transporte por ferrocarril (2%) y el transporte marítimo (1%). Los accidentes de tráfico (25%), la contaminación del aire (23%) y el cambio climático (20%) constituyen las externalidades más gravosas para la sociedad.

Los costes externos del transporte de personas se valoran en 1.938 millones €, de los cuales el automóvil representa 1.701 millones € (88%). Los accidentes de tráfico representan la externalidad más destacada (33%), la carretera prácticamente la única responsable. Por detrás se sitúan el cambio climático (21%) y la contaminación del aire (13%). Por su parte, las externalidades del transporte de mercancías se estiman en 1.576 millones €. El transporte por carretera genera unas externalidades valoradas en 1.516 millones € (97%), como consecuencia de un desequilibrado reparto modal a su favor (90%). A diferencia de lo que ocurría en el trans-

Cuadro n.º 5
Transporte y principales variables socioeconómicas en Euskadi
 Año 2000

| | Transporte Mill pkm/tkm | Otros datos | |
|-------------------------------|----------------------------|-------------|-----------------|
| | | Importe | Unidades |
| Motocicleta | 58,39 | | |
| Automóvil | 13.054,19 | | |
| Autobús | 2.287,03 | | |
| Camión ligero | 547,81 | | |
| Camión pesado | 13.439,32 | | |
| Tren pasajeros | 1.389,46 | | |
| Tren mercancías | 874,90 | | |
| Avión pasajeros | 1.364,75 | | |
| Avión mercancías | 33,03 | | |
| Marítimo | 609,00 | | |
| PIB | | 40.639 | Millones € |
| Renta <i>per cápita</i> | | 19.638 | € |
| Renta <i>per cápita</i> (PPA) | | 19.834 | € |
| Población | | 2.069.400 | Personas |
| Población urbana | | 1.045.236 | Personas |
| Superficie | | 7.235,50 | Km ² |

Fuente: Elaboración propia.

porte de personas, en este caso la externalidad más importante es la contaminación del aire (36%), seguida del cambio climático (17%) y de los accidentes (15%).

La estimación de costes externos totales del transporte en Euskadi se sitúan 0,69 puntos por encima de la media europea, a pesar de que la movilidad global es un 40% menor²³. Esta diferencia obedece, entre otros, a los siguientes factores:

- La siniestralidad en las carreteras supera a la media europea: la tasa de accidentalidad por pasajero-km es un 25% más elevada (Hoyos, 2005). Ésto, lógicamente, eleva los costes por accidentes.
- El importante peso del transporte de mercancías por carretera en el territorio: la tasa de camiones por cada mil habitantes supera en un 30% a la media comunitaria (Hoyos y Guillamón, 2002), lo cual eleva los costes por contaminación del aire y congestión principalmente.

²³ Calculado a partir del ratio de vehículos-km entre población.

Cuadro n.º 6

Costes externos totales por categoría de coste y modo (mill €)
Año 2000

| | Accids | Ruido | Contam | Clima | Biodiv | Urban | Indir | Cong | TOTAL | % |
|--------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|-----------------|--------------|
| Motocicleta | 13,78 | 1,35 | 0,24 | 0,88 | 0,44 | 0,12 | 0,22 | 0,00 | 17,04 | 0,5% |
| Automóvil | 622,81 | 108,19 | 194,50 | 329,64 | 141,85 | 39,17 | 98,65 | 166,59 | 1.701,39 | 48,4% |
| Autobús | 2,88 | 3,84 | 43,96 | 27,87 | 6,01 | 1,66 | 11,34 | 18,70 | 116,24 | 3,3% |
| Cam. ligero | 73,31 | 42,45 | 107,38 | 40,48 | 33,39 | 9,22 | 23,70 | 49,43 | 379,36 | 10,8% |
| Cam. pesado | 165,31 | 47,86 | 438,90 | 220,67 | 75,30 | 20,79 | 104,64 | 63,30 | 1.136,76 | 32,3% |
| <i>Carretera</i> | <i>878,08</i> | <i>203,68</i> | <i>784,97</i> | <i>619,54</i> | <i>257,00</i> | <i>70,97</i> | <i>238,54</i> | <i>298,02</i> | <i>3.350,80</i> | <i>95,4%</i> |
| Tren pasaj. | 3,52 | 0,41 | 9,73 | 6,95 | 0,77 | 11,93 | 7,86 | 0,00 | 33,74 | 1,0% |
| Tren merc. | 0,00 | 1,37 | 7,00 | 1,75 | 2,56 | 7,51 | 4,57 | 0,00 | 32,18 | 0,9% |
| <i>Ferrocarril</i> | <i>3,52</i> | <i>1,78</i> | <i>16,73</i> | <i>8,70</i> | <i>3,33</i> | <i>19,44</i> | <i>12,43</i> | <i>0,00</i> | <i>65,92</i> | <i>1,9%</i> |
| Avión pasaj. | 0,00 | 6,60 | 2,73 | 51,87 | 7,36 | 0,00 | 1,21 | 0,00 | 69,77 | 2,0% |
| Avión merc. | 0,00 | 0,84 | 0,53 | 6,61 | 0,94 | 0,00 | 0,24 | 0,00 | 9,16 | 0,3% |
| <i>Aéreo</i> | <i>0,00</i> | <i>7,44</i> | <i>3,26</i> | <i>58,48</i> | <i>8,30</i> | <i>0,00</i> | <i>1,45</i> | <i>0,00</i> | <i>78,93</i> | <i>2,2%</i> |
| <i>Marítimo</i> | <i>0,00</i> | <i>0,00</i> | <i>8,53</i> | <i>4,03</i> | <i>2,73</i> | <i>0,00</i> | <i>3,10</i> | <i>0,00</i> | <i>18,39</i> | <i>0,5%</i> |
| <i>Tpte pasaj.</i> | <i>642,98</i> | <i>120,39</i> | <i>251,15</i> | <i>417,20</i> | <i>156,44</i> | <i>52,88</i> | <i>119,27</i> | <i>185,29</i> | <i>1.938,18</i> | <i>55,2%</i> |
| <i>Tpte merc.</i> | <i>238,62</i> | <i>92,51</i> | <i>562,33</i> | <i>273,54</i> | <i>114,92</i> | <i>37,53</i> | <i>136,25</i> | <i>112,73</i> | <i>1.575,85</i> | <i>44,8%</i> |
| Total | 881,60 | 212,90 | 813,48 | 690,75 | 271,36 | 90,41 | 255,52 | 298,02 | 3.514,03 | 100% |
| | 25,1% | 6,1% | 23,1% | 19,7% | 7,7% | 2,6% | 7,3% | 8,5% | | |
| % PIB EUS | 2,17% | 0,52% | 2,00% | 1,70% | 0,67% | 0,22% | 0,63% | 0,73% | 8,65% | |
| % PIB UE | 1,75% | 0,51% | 1,95% | 2,18% | 0,22% | 0,12% | 0,53% | 0,70% | 7,96% | |

Fuente: Elaboración propia.

- c) La ocupación de suelo por infraestructuras de transporte dobla la media europea (Hoyos y Guillamón, 2002). Esto se traduce en una mayor fragmentación del territorio y consecuentemente en unos mayores costes por pérdida de biodiversidad y deterioro del paisaje.
- d) Algunas características específicas de la región: orografía montañosa, alta densidad poblacional, región de paso del transporte peninsular

con Europa y el importante peso relativo de la industria pesada en la economía vasca. La concentración de la población en valles estrechos contribuye a elevar los costes por ruido, efectos urbanos y congestión por encima de la media europea.

Por su parte, el análisis de costes medios pone de manifiesto la mayor eficiencia del transporte ferroviario y marítimo respecto del transporte por carretera y aéreo (ver

Cuadro n.º 7

Costes externos, medios por categoría y modo en Euskadi (€/1000 pkm-tkm)
Año 2000

| | TOTAL | Accids. | Ruido | Contam. | Clima | Biodiv. | Urban. | Indir. |
|------------------|--------|---------|-------|---------|--------|---------|--------|--------|
| Motocicleta | 291,85 | 236,02 | 23,18 | 4,05 | 15,12 | 7,60 | 2,10 | 3,78 |
| Automóvil | 117,57 | 47,71 | 8,29 | 14,90 | 25,25 | 10,87 | 3,00 | 7,56 |
| Autobús | 42,65 | 1,26 | 1,68 | 19,22 | 12,18 | 2,63 | 0,73 | 4,96 |
| Camión | 100,34 | 17,06 | 6,46 | 39,06 | 18,67 | 7,77 | 2,15 | 9,18 |
| Tren pasajeros | 28,63 | 2,53 | 0,30 | 6,00 | 5,00 | 0,56 | 8,59 | 5,66 |
| Tren mercancías | 27,30 | 0,00 | 1,56 | 7,00 | 2,00 | 2,93 | 8,59 | 5,22 |
| Avión pasajeros | 51,12 | 0,00 | 4,84 | 2,00 | 38,01 | 5,40 | 0,00 | 0,89 |
| Avión mercancías | 277,22 | 0,00 | 25,45 | 16,00 | 200,04 | 28,40 | 0,00 | 7,33 |
| Barco | 28,75 | 0,00 | 0,00 | 14,00 | 5,18 | 4,48 | 0,00 | 5,09 |

Fuente: Elaboración propia.

cuadro n.º 7). Así, el automóvil conlleva unos costes externos medios estimados más de dos veces superiores al autobús y al avión y cinco veces superiores al ferrocarril. A su vez, el coste externo medio estimado del transporte de mercancías por ferrocarril, similar al marítimo, es un tercio del coste de transporte por carretera y la séptima parte del transporte aéreo. Los costes medios estimados del transporte aéreo son significativamente superiores, debido fundamentalmente a que transportan mercancías de alto valor específico.

El gráfico n.º 1 muestra cómo los costes externos medios estimados (excluida la congestión) tanto del transporte de pasajeros como del transporte de mercancías son en general similares en Euskadi y en la Unión Europea, aunque algunas diferencias requieren comentarios adicionales:

a) Los costes externos medios estimados del automóvil en Euskadi

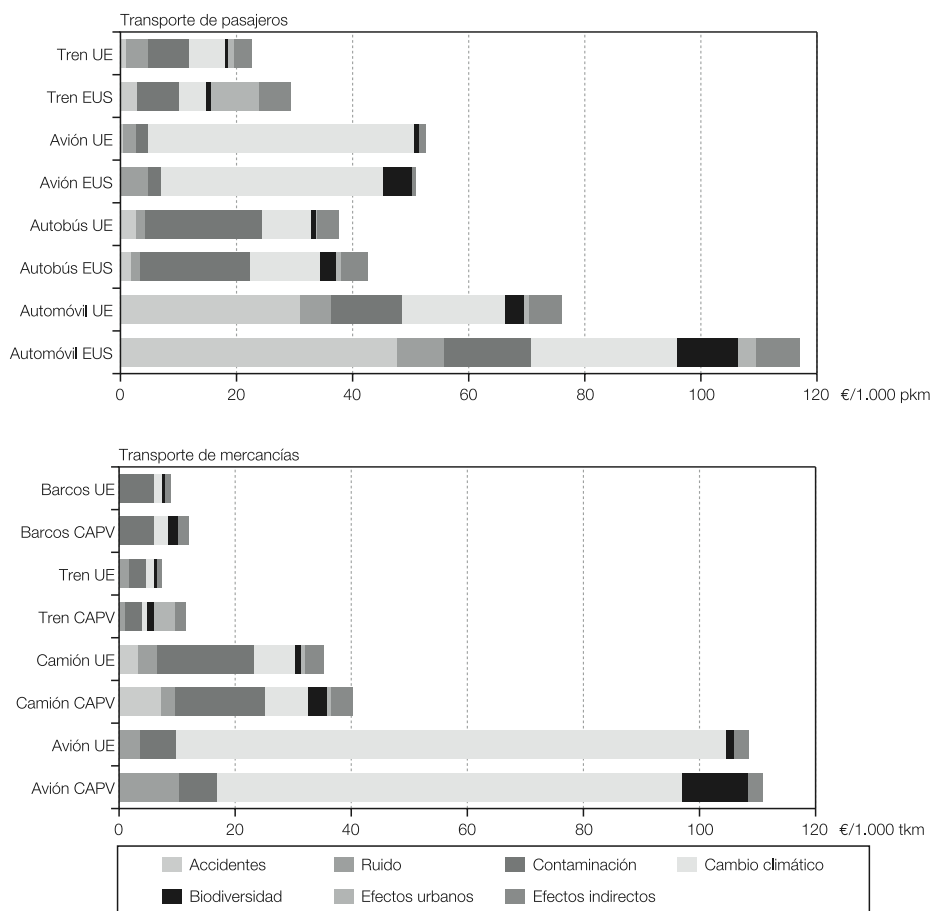
son superiores a la media europea principalmente debido a la mayor accidentabilidad de las carreteras vascas.

b) Los costes externos medios estimados del transporte de personas y mercancías por ferrocarril en Euskadi son superiores a la media europea debido a que la mayor proporción de población urbana dispara los costes por efectos urbanos.

En términos relativos, la valoración económica de los costes externos en Euskadi en el año 2000 (8,65% del PIB) se sitúa 0,69 puntos por encima de la media europea (7,96% del PIB), por encima de países como Francia, Alemania o Italia, si bien por debajo de Grecia, Portugal o el Estado español (ver cuadro n.º 8). Por otro lado, los costes externos *per cápita* en Euskadi se estiman en 1.698 €, por encima del Estado español (1.137 €) o la

Gráfico n.º 1

Comparación de costes externos medios Euskadi y Unión Europea Año 2000



Fuente: Elaboración propia.

media comunitaria (1.466 €). Los costes externos *per cápita* pueden interpretarse como los costes que cada ciudadano está dispuesto a pagar cada año por prevenir las externalidades del transporte (Amici della Terra, 1999).

4.2. Análisis de sensibilidad

La estimación de costes externos del transporte incluye una gran incertidumbre, sobre todo en lo que respecta a los valores elegidos para determinadas variables. En

Cuadro n.º 8

Comparativa de costes externos en la Unión Europea
Año 2000

| País | PIB (mill €) | Población (miles) | CET (mill €) | CET/PIB (% PIB) | CET <i>per cápita</i> (€) |
|----------------------|------------------|----------------------|-----------------|--------------------|------------------------------|
| Austria | 204.840 | 8.103 | 17.797 | 8,69 | 1.741,34 |
| Bélgica | 248.340 | 10.239 | 24.479 | 9,86 | 1.983,39 |
| Dinamarca | 176.490 | 5.330 | 11.898 | 6,74 | 1.778,57 |
| Finlandia | 131.670 | 5.171 | 7.257 | 5,51 | 1.102,60 |
| Francia | 1.404.780 | 59.226 | 96.995 | 6,90 | 1.458,58 |
| Alemania | 2.025.530 | 82.164 | 165.408 | 8,17 | 1.742,01 |
| Grecia | 122.990 | 10.543 | 14.459 | 11,76 | 918,48 |
| Irlanda | 103.470 | 3.777 | 7.168 | 6,93 | 1.251,06 |
| Italia | 1.165.680 | 57.680 | 95.238 | 8,17 | 1.437,69 |
| Luxemburgo | 20.930 | 436 | 1.566 | 7,48 | 2.903,70 |
| Países Bajos | 401.090 | 15.864 | 34.731 | 8,66 | 1.594,34 |
| Portugal | 115.260 | 9.998 | 13.383 | 11,61 | 1.047,03 |
| Estado español | 608.790 | 39.442 | 62.041 | 10,19 | 1.136,70 |
| Suecia | 246.620 | 8.861 | 14.447 | 5,86 | 1.240,55 |
| Reino Unido | 1.547.900 | 59.623 | 114.727 | 7,41 | 1.384,62 |
| Unión Europea | 8.524.380 | 376.457 | 681.594 | 7,96 | 1.465,63 |
| Euskadi | 40.640 | 2.069 | 3.514 | 8,65 | 1.698,08 |

Fuente: Elaboración propia.

este apartado, mediante un análisis de sensibilidad se examina cómo varía la estimación de costes externos totales ante variaciones en algunas variables sensibles como el valor de la vida estadística, la DAP por reducir el nivel de ruidos y el precio sombra de la tonelada de CO₂ emitida. Concretamente, en base a la discusión planteada en los apartados correspondientes, se permitirá que la vida estadística varíe entre 0,75 y 2,5 millones €, la DAP por reducir los niveles de ruido entre un 0,08 y un 0,12% de la renta y el precio sombra de las emisiones de CO₂ entre 9 y 200 € por

tonelada. El cuadro n.º 9 resume los intervalos considerados para cada variable y la variación que sufre el resultado final.

Sin embargo, dado que los intervalos de sensibilidad varían tanto hacia arriba como hacia abajo, unas sensibilidades podrían compensarse con otras con lo que disminuiría el nivel de incertidumbre. Así, mediante una simulación informática realizada con el programa estadístico *R* (R Development Core Team, 2004) se extraen aleatoriamente valores para cada una de las tres variables y se analiza cómo varían los cos-

Cuadro n.º 9

Resultados más significativos del análisis de sensibilidad

| Variable | Sensibilidad considerada | Intervalo de sensibilidad |
|-------------------------------|-------------------------------|---------------------------|
| Vida estadística | 0,75-2,5 mill € | Entre -22 y +29% |
| DAP por ruido | 15,71-23,57 € / dB(A) | Entre -0,01 y +0,003% |
| Precio sombra CO ₂ | 9-200 € / ton CO ₂ | Entre -21 y +10% |

Fuente: Elaboración propia.

tes totales²⁴. En consecuencia, los costes externos totales del transporte estimados en Euskadi ascenderían a 3.514 millones € de media (8,65% PIB), si bien con un 95% de probabilidades se situarían entre 2.936,72 millones € (7,23% PIB) y 4.091,35 millones € (10,07% PIB). De esta forma, el resultado final varía entre -/+16%.

5. CONCLUSIONES E IMPLICACIONES POLÍTICAS

Los costes externos totales del transporte en Euskadi en el año 2000 se han estimado en 3.514 millones € (equivalente al 8,65% del Producto Interior Bruto), pudiendo oscilar entre 2.937 y 4.091 millones € (7,23% y 10,04% del PIB)²⁵. El transporte por carretera concentra la práctica totalidad de estos costes (95%), seguido del transporte aéreo (2%), el transporte por ferrocarril (2%) y el transporte marítimo (1%). Los

accidentes de tráfico (25%), la contaminación del aire (23%) y el cambio climático (19%) son las externalidades más graves. En términos relativos, Euskadi se sitúa siete décimas por encima de la media europea (7,96% del PIB).

Las dinámicas actuales hacen prever un aumento de los costes totales y medios del transporte en Euskadi, a pesar de mejoras en productividad o tecnología. Esta afirmación se justifica por varias razones: tendencia de crecimiento del tráfico de vehículos; aumento de la disposición a pagar de los individuos con la renta; menores tasas de ocupación y mayores distancias recorridas por los vehículos; aumento de determinados elementos de coste como el cambio climático o los efectos de la contaminación conforme avanza el conocimiento científico; etc. Además, es previsible que los costes externos de congestión aumenten en Euskadi ante el agotamiento del modelo de permanente ampliación de la oferta de nuevas infraestructuras, como ha sucedido en la Unión Europea donde entre 1995 y 2000 la congestión ha aumentado un 56% (INFRAS/IWW, 2004).

La interpretación de estos resultados debe ir acompañada de cierta cautela al

²⁴ La distribución de probabilidad elegida para la toma aleatoria de valores es una distribución normal.

²⁵ No obstante, es importante destacar que los efectos descritos constituyen tan sólo una parte de los efectos reales, dado que sólo se valoran las externalidades que se conocen y para las que existen datos. Por ello, es posible que los costes externos del transporte se encuentren en general subestimados.

tratarse de una primera estimación de costes externos del transporte en Euskadi. Además, resulta conveniente leer, entender e interpretar los resultados de este estudio desde un enfoque arriba-abajo, entendiendo que cuanto mayor es el grado de agregación, mayor la robustez de los mismos. Al mismo tiempo, y dada la complejidad y relativa juventud de la materia, es indudable que persiste cierto grado de incertidumbre en la valoración económica de externalidades. No obstante, resulta indiscutible la existencia de un coste real, muy importante, que debe ser tomado en consideración dado que ignorar su cuantía acarrearía mayores errores que su evaluación con cierto grado de imprecisión (Amici Della Terra, 2002). Así, no es de extrañar que la Comisión Europea (1995: 2) señalara hace ya una década (cuando los costes se estimaban en el 5% del PIB comunitario): «la magnitud de costes totales es tan grande que la intervención pública resulta definitivamente necesaria». La valoración económica de externalidades es considerada una herramienta esencial para la inclusión de los costes socioambientales en los procesos de toma de decisión públicos y privados, especialmente en materia de transporte. En este sentido, las posibles divergencias en los resultados alcanzados por diversos estudios de costes externos a nivel europeo se explican por la especificidad de la situación analizada y del tipo de coste calculado lo cual, lejos de cuestionar su fiabilidad, las convierten en herramientas aptas para la toma de decisiones políticas dentro de la Unión Europea.

En base a las conclusiones anteriores se pueden extraer varias implicaciones para la política de transportes dado que, en la práctica, el cálculo de externalidades va a

permitir actuar tanto sobre la evaluación de inversiones como sobre la política tarifaria. En primer lugar, el análisis de externalidades permite entender que si bien la actividad económica requiere transporte, no toda mejora (en el sentido de ampliación de la oferta) en el sistema de transporte es beneficiosa para la economía. Esto es debido a que la toma de decisiones bajo un limitado número de parámetros puede contribuir a solucionar un problema (por ejemplo, la congestión en las carreteras) exacerbando otros (ocupación de suelo, contaminación del aire, daños a la salud, etc.). En segundo lugar, la internalización de los costes externos del transporte busca aumentar la eficiencia del transporte incorporando en las decisiones individuales de transporte los costes socioambientales. Si bien la tarificación de infraestructuras al coste marginal social es considerada teóricamente el instrumento más eficiente de internalización de externalidades, su implementación no sólo es complicada sino que puede resultar inapropiada²⁶.

La complejidad del reto que plantea conciliar transporte y medio ambiente requiere un marco más amplio, centrado en el concepto de sostenibilidad, con nuevos métodos y culturas de negociación política basados en la participación de multitud de agentes sociales. Sólo un enfoque holístico e interdisciplinar (ingeniería, economía, ecología, arquitectura, etc.) con una participación social activa, puede proveer las herramientas necesarias para

²⁶ Algunas externalidades como el ruido o los accidentes no muestran una curva de costes marginales con pendiente creciente por lo que la tarificación marginal entra en conflicto con la recuperación de costes. Además, resulta muy complicado alcanzar un equilibrio entre una serie de objetivos (sociales, medioambientes, etc.) mediante un único instrumento (Rothegetter, 1998).

afrentar adecuadamente las consecuencias indeseadas del transporte. En este contexto, y dada la incertidumbre y limitaciones de la valoración económica, la internalización de externalidades vía precios es válida a corto y medio plazo (INFRAS/IWW, 2000). La sostenibilidad a largo plazo requiere ir más allá de Pigou y plantear un enfoque opuesto: las condiciones de sostenibilidad deben ser operativas en términos de objetivos cualitativos y cuantitativos para, a partir de estos objetivos, introducir las medidas e instrumentos necesarios. Es más, se hace necesario que este proceso de cambio estructural comience lo antes posible con el fin de evitar futuros conflictos económicos y sociales.

En lugar de atender a un único instrumento, numerosos autores son partidarios de implementar una combinación de medidas (técnicas, económicas, institucionales,

etc.) que aseguren la eficiencia y eficacia del sistema general (INFRAS/IWW, 2004): implantación de una tasa por kilómetro recorrido a los camiones pesados del orden de magnitud de los costes externos medios; implementación de peajes para automóviles, especialmente en áreas urbanas; fijación de un precio europeo del combustible que tenga en cuenta los objetivos europeos en la lucha contra el cambio climático, así como otras medidas que aumenten la eficacia del transporte por carretera: sistemas de información, limitaciones de velocidad, etc. En lo que se refiere al transporte ferroviario, se ha destacado la necesidad de considerar sus costes externos en el establecimiento de cánones por el uso de la vía. Por último, es importante que los ingresos obtenidos en estas medidas se inviertan en los modos de transporte más sostenibles en base a estrictos criterios de rentabilidad socioeconómica.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AEMA (AGENCIA EUROPEA DE MEDIO AMBIENTE) (2003): *Europe's environment: the third assessment*. Oficina de publicaciones oficiales de las Comunidades Europeas. Luxemburgo.
- (2002): *Emissions of atmospheric pollutants in Europe, 1990-99*. Topic report 5/2002. Copenhague.
- (1999): «Information tools for environmental policy under conditions of complexity». *Environmental issues series No 9*. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.
- AMICI DELLA TERRA Y FERROVIE DELLO STATO (2002): *The environmental and social costs of mobility in Italy. Fourth Report*, Amicci della Terra. Roma.
- (1999): *The environmental and social costs of mobility in Italy. Second Report*, Amicci della Terra. Roma.
- APHEIS (AIR POLLUTION AND HEALTH: A EUROPEAN INFORMATION SYSTEM) (2004): *Health Impact Assessment of Air Pollution and Communication Strategy. Third Year Report*. Disponible en: www.apheis.net
- AZQUETA, D. (2002): *Introducción a la economía ambiental*, Madrid, McGraw-Hill.
- (1994): *Valoración económica de la calidad ambiental*, Madrid, McGraw-Hill.
- BERMEJO, R. (2001): *Economía sostenible. Principios, conceptos e instrumentos*, Bilbao, Bakaaz.
- CAPROS, P. Y MANTZOS, L. (2000): «Kyoto and technology at the European Union: costs of emission reduction under flexibility mechanisms and technology progress», *International Journal of Global Energy Issues*, Vol. 14, pp. 169-183.
- COMISIÓN EUROPEA (2002): *EU Energy and Transport in Figures. Statistical pocketbook 2002*. DG Energía y Transporte con Eurostat.
- (2001): *La política europea de transportes de cara al 2010: la hora de la verdad. Libro Blanco*, COM (2001) 370 final, Bruselas.
- (1999): ExternE —Externalities of Energy— Vol. 9 Fuel cycles for emerging and end-use technologies, transport & waste. Oficina de publicaciones oficiales de las Comunidades Europeas, Luxemburgo.
- (1995): *Hacia una tarificación equitativa y eficaz del transporte. Opciones para la internalización de los costes externos del transporte en la Unión Europea. Libro Verde*. COM (1995) 691 final, Bruselas.

- DE BORGER, B. Y PROOST, S. (EDS) (2001): *Reforming Transport Pricing in the European Union*, Cheltenham (Gran Bretaña), Edward Elgar Publishing.
- DFA (DIPUTACIÓN FORAL DE ÁLAVA) (2001): *Plan de aforos de las carreteras de Álava*. Departamento de Obras Públicas y Transportes. Gasteiz.
- DFB (DIPUTACIÓN FORAL DE BIZKAIA) (2001): *Evolución del tráfico en las carreteras de Bizkaia 2000*. Departamento de Obras Públicas y Transportes. Subdirección General de Planificación y Operación del Sistema. Bilbao.
- DFG (DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA) (2001): *Información de aforos en las carreteras de Gipuzkoa*. Departamento de Transportes y Carreteras. Donostia.
- FRIEDRICH, R. Y BICKEL, P. (2001): *Environmental External Costs of Transport*, Berlin, Springer.
- GOBIERNO Vasco (2003): *Indicadores Ambientales del País Vasco 2003*. Serie PMA n.º 28. Departamento de Ordenación de Territorio y Medio Ambiente. Ihobe. Bilbao.
- GUITRANS (ASOCIACIÓN EMPRESARIAL GUIPUZCOANA DE TRANSPORTE DE MERCANCIAS POR CARRETERA) (2004): *Congestión del tráfico en Bariatou: análisis y soluciones*. GUITRANS. Donostia.
- HOYOS, D. (2005): *MUGIKOST 2005. Costes externos del transporte en la Comunidad Autónoma del País Vasco*, Departamento de Ordenación de Territorio y Medio Ambiente, Ihobe, Bilbao.
- HOYOS, D. Y GUILLAMÓN, D. (2002): *Transporte y medio ambiente en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Indicadores TMA 2002*, Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente y Departamento de Transportes y Obras Públicas, Ihobe, Bilbao.
- INFRAS/IWW (2004): *External Costs of Transport. Update Study*, Zurich/Karlsruhe, UIC (Unión Internacional de Ferrocarriles).
- (2000): *External Costs of Transport. Accidents, Environmental and Congestion Costs in Western Europe*, Zurich/Karlsruhe, UIC (Unión Internacional de Ferrocarriles).
- (1995): *External Effects of Transport*, Zurich/Karlsruhe, UIC (Unión Internacional de Ferrocarriles).
- IPCC (GRUPO INTERGUBERNAMENTAL DE EXPERTOS SOBRE EL CAMBIO CLIMÁTICO) (2001): *Cambio Climático 2001. Informe de Síntesis*. En: www.ipcc.ch
- LITMAN, T. (2002): *Transport cost análisis: techniques, estimates and implications*. Victoria Transport Policy Institute. En: www.vtpi.org
- LYNHAM, B. (1997) *Traffic and Health*. European Federation for Transport and Environment. T&E 97/7. Diciembre 1997.
- MFOM (MINISTERIO DE FOMENTO) (2002): *Anuario Estadístico 2001*. Dirección General de Programación Económica. Centro de Publicaciones. Madrid.
- NASH, C. (2002) «Final Report for Publication», *UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency)*, Funded by the 5th Framework RTD Programme. Institute for Transport Studies, University of Leeds, Leeds.
- NELLTHORP, J. ET AL (2000) «Valuation Conventions for UNITE», *UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency)*, Funded by the 5th Framework RTD Programme. Institute for Transport Studies, University of Leeds, Leeds.
- NIJKAMP, P. (2001) «Benefits and Costs of Transport. Classification, methodologies and policies», *Papers in Regional Science*, Vol. 80, Issue 2, pp. 139-164.
- OCDE (ORGANIZACIÓN DE COOPERACIÓN Y DESARROLLO ECONÓMICO) (2003): *External Costs of Transport in Central and Eastern Europe*, París, OCDE.
- OMS (ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD) (2000a): «Air Quality Guidelines for Europe», *European Series, No. 91*, WHO Regional Publications.
- (2000b): «Transport, environment and health», *European Series, No. 89*, WHO Regional Publications.
- (1999a): *Guidelines for community noise*. Ginebra.
- (1999b): *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland*. Technical report, London.
- PEARCE, D. Y TURNER, R. K. (1995): *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*, Madrid, Celeste Ediciones.
- PERMAN, R. ET AL (1996): *Natural Resource and Environmental Economics*, Londres, Pearson Education.
- QUINET, E. (2004): «A meta-analysis of Western European external costs estimates», *Transportation Research*, Part D 9, 465-476.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2004): *R: A language and environment for statistical computing*, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-00-3.
- ROTHENGATTER, W. ET AL (1998) «External Costs and Ways of Internalisation», *SOFTICE (Survey on Freight Transport including Cost Comparison in Europe)*. Funded by the 4th Framework RTD Programme.
- SEILER, A. (2001) *Ecological Effects of Roads. A Review*. Introductory Research Essay No. 9. Swedish University of Agricultural Sciences.
- SAEFL (SWISS AGENCY FOR ENVIRONMENT, FOREST AND LANDSCAPE) (2002) «Attribution to road traffic of the impact of noise on health», *Environmental Series No. 339*, SAEFL, Berna.
- TOL R. ET AL (2001) «Progress in estimating the marginal costs of Greenhouse Gas Emissions», *WORKING Paper SCG-4 Research Unit Sustainability and Global Change*. Hamburg University

Referencias bibliográficas comentadas

El presente trabajo es una recopilación de las principales fuentes estadísticas sobre métodos de valoración económica de activos ambientales y catástrofes como la protagonizada por el *Prestige*. Como todo intento de realizar un *survey* representativo queda limitado por los propios conocimientos de los autores y por sus preferencias subjetivas a la hora de centrar su atención e interés. El objeto de esta sección no es realizar una revisión exhaustiva de todas las aportaciones, sino más bien, destacar las fuentes de información de referencia para adentrarse en la temática sobre técnicas de valoración de activos ambientales.

Lan honetan, ingurumen-aktiboei eta Prestige-k eragindakoaren antzeko hondamendiei buruzko balioespen ekonomikoa egiteko metodoen inguruko iturri estatistiko nagusiak biltzen dira. Adierazgarria izango den surveya egiteko saio orotan bezala, egileen ezagutzek eta, arreta eta interesa bideratzeko garaian, haien lehenespen subjektiboek mugatzen dute lan hau. Atal honen asmoa ez da ekarpen guztiak zehatz-mehatz aztertzea, erreferentziazko informazio-iturriak nabarmentzea baizik, ingurumen-aktiboak balioesteko teknikei buruzko gaien barneratzearen.

This study is a collection of the major statistical resources related to the economic valuation methods of environmental assets and catastrophes like the one of the *Prestige*. As all attempt to carry out a representative survey, it results a bit limited, and this is due to the personal knowledge of the authors and their subjective preferences at the moment when they focus their attention and interest. The aim of this section is not to hold an exhaustive revision of all data, but it rather highlights the sources of reference information in order to deal with the theme of the valuation techniques of the environmental assets.

ÍNDICE

1. Referencias bibliográficas comentadas
 - 1.1. Fuentes de información relacionadas con vertidos marinos accidentales
 - 1.2. Referencias generales sobre técnicas de valoración de activos ambientales

Palabras clave: bibliografía, estimación de daños, Prestige

N.º de clasificación JEL: Q51, Q54, D62

1. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS COMENTADAS

Es numerosa la literatura que se ha venido desarrollando en los últimos años en relación a la materia que ocupa este número de *Ekonomiaz*. El objeto de esta sección no es realizar una revisión exhaustiva de todas las aportaciones, sino más bien, destacar las fuentes de información de referencia para adentrarse en la temática sobre técnicas de valoración de activos ambientales.

La sección ha sido dividida en dos apartados. El primero se refiere a fuentes de información relacionadas con vertidos marinos accidentales —en especial con el caso del Prestige—. El segundo, por su parte, incluye algunas referencias respecto a las técnicas de valoración económica y sus aplicaciones.

1.1. Fuentes de información relacionadas con vertidos marinos accidentales

En materia de vertidos marinos e impactos ambientales que han sido valora-

dos económicamente, existe un caso que marcó un antes y un después: el caso del Exxon Valdez. Este incidente supuso el inicio de un importante esfuerzo por valorar los daños ambientales causados por accidentes similares, con el fin, entre otros, de proceder a la reclamación de éstos en los tribunales. Algunas de las técnicas empleadas —desarrolladas y aplicadas hasta la fecha esencialmente en el mundo académico— se reconocieron como válidas para fundamentar procesos de litigación y reclamación de daños ambientales, así como para apoyar la toma de decisiones. El artículo que recoge el estudio base en esta materia es:

CARSON, R.T., MITCHELL, R.C., HANEMANN, M., KOPP, R.J., PRESSER, S. y RUUD, P.A. (2003): «Contingent valuation and lost passive use: Damages from the Exxon Valdez oil spill», *Environmental and Resource Economics*, vol. 25, págs. 257-286.

Este documento desarrolla y aplica la metodología de Valoración Contingente al caso del Exxon Val-

dez con el propósito de valorar los daños del vertido sobre la costa de Alaska. El artículo ilustra al lector respecto a las particularidades del diseño de las encuestas, valoración de la disposición a pagar de la población para evitar sucesos similares y respecto a la validez de los resultados obtenidos. Finalmente, ofrece una serie de consideraciones en relación al proceso de debate que el estudio original puso en marcha en la sociedad americana.

Algunas consideraciones añadidas al artículo anterior pueden encontrarse en la siguiente aportación así como en la página personal de uno de los autores principales:

CARSON, R.T. (1997): «Contingent Valuation: Theoretical Advances and Empirical Tests since the NOAA Panel», *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 79, n.º 5, págs. 1501-1507.

<http://econ.ucsd.edu/~rcarson/>

Llegados a este punto, merece la pena destacar otras fuentes de información que recogen gran parte de la literatura económica relacionada con esta materia. Algunas de éstas son:

Asociación Hispano Portuguesa de Economía de los Recursos Naturales y Ambientales - AERNA. Esta asociación organizó un Seminario Científico Internacional sobre los Efectos Económicos Sociales y Ambientales de los vertidos ocasionados por el Prestige. Todos los artículos han sido recogidos en un libro que puede ser descargado de la página web de la organización (www.aerna.org).

INSTITUTO DE ESTUDIOS ECONOMICOS DE GALICIA Pedro BARRIÉ DE LA MAZA (IEEG PBM) (ed) (2003): «*El impacto del Prestige. Análisis y evaluación de los daños causados por el accidente del Prestige y dispositivos para la regeneración medioambiental y recuperación económica de Galicia*». Este libro puede adquirirse en la página web del Instituto: <http://www.fbarrie.org/fundacion/home.htm>

Algunas otras referencias de interés son:

VILADRICH-GRAU, M. (2003): «Monitoring policies to prevent oil spills: lessons from the theoretical literature». *Marine Policy* 27, págs. 249-263.

En este artículo se comenta la evolución y la efectividad de las leyes de prevención, detección y disuasión de vertidos marinos. En concreto, se analizan las características de la regulación norteamericana a la luz de las enseñanzas de la teoría económica. Se comenta, la efectividad y la evolución de las medidas disuasorias reguladas bajo el régimen de responsabilidad civil norteamericano. Se analizan sus ventajas y limitaciones, haciendo hincapié en las consecuencias que sobre la frecuencia de vertidos ilegales de petróleo han tenido y siguen teniendo las diversas modificaciones de dicha legislación.

KIM, I. (2002): «Ten years after the enactment of the Oil Pollution Act of 1990: a success or a failure». *Marine Policy*, n.º 26, págs. 197-207.

Esta aportación muestra y analiza, a través del análisis estadístico, las

consecuencias en la frecuencia y en el tamaño de los vertidos de petróleo de la aplicación de la *Oil Pollution Act de 1990* en las aguas territoriales norteamericanas. Los datos aportados permiten una primera aproximación al análisis de la efectividad de dicha ley y de sus limitaciones.

POLINSKY, A.M. y SHAVELL, S. (2000): «The Economic Theory of Public Enforcement of Law». *Journal of Economic Literature*, n.º 38, págs. 45-76.

El cumplimiento de la ley es costoso, la teoría económica ha contribuido, desde los años sesenta, a resolver los problemas de eficiencia, efectividad, incentivos y equidad a los que se enfrentan las agencias encargadas de hacer cumplir las leyes. Este artículo revisa exhaustivamente estas aportaciones. Lo hace de una forma sistemática, exponiendo la metodología utilizada y respondiendo, paso a paso, a las cuestiones más cruciales en este ámbito de investigación. Entre ellas destacan: ¿Cuál es la cantidad de recursos óptima que la sociedad debe dedicar a identificar y detener a los culpables? ¿Qué tipo de penas se les deben imponer? ¿Penas carcelarias o monetarias? ¿Cuál es el régimen de responsabilidad óptimo, el de la responsabilidad estricta o el de falta? ¿Cómo deben diseñarse las penas y las multas para desincentivar la comisión de delitos más graves? En resumen, este artículo constituye una revisión, completa y documentada, de las aportaciones de la teoría económica al cumplimiento de la ley.

1.2. Referencias generales sobre técnicas de valoración de activos ambientales

En lo que se refiere a la información respecto a técnicas de valoración de activos ambientales y aplicaciones diversas algunas de las referencias básicas son:

Las bases de datos EVRI (www.evri.ec.gc.ca) y ENVALUE (<http://www.epa.nsw.gov.au/envalue/>) que recogen una parte importante de los estudios empíricos de valoración económica que se han venido realizando a nivel mundial.

CHAMP, P. A., BOYLE, K. J. y BROWN, T. C. (Eds.)(2003): «A Primer on Nonmarket Valuation». *The Economics of Non-Market Goods and Resources*, Vol. 3, pp. 588. Kluwer Academic Publishers (ISBN: 1-4020-1445-7).

Este libro presenta una introducción a los principales métodos de valoración de bienes de no mercado junto con los principales pasos en su aplicación. El libro se divide en tres partes. En una primera parte se desarrolla la teoría económica que sirve como base en la valoración de valores de no mercado y el proceso de recogida de datos. La segunda parte presenta los métodos de preferencias declaradas y los de preferencias reveladas. En la última parte se discute la utilidad de las valoraciones de no mercado en la transferencia de beneficios y en las decisiones que afectan a bienes ambientales, así como la validez y el futuro de los métodos de valoración. El libro se acompaña de una página

web (<http://www.fs.fed.us/nonmarketprimerdata>), donde los lectores pueden encontrar bases de datos y encuestas para cada uno de los métodos descritos en el libro. Ello da la oportunidad de estimar modelos usando estos datos. Como introducción a la valoración de bienes de no mercado es un libro interesante y se lee con facilidad. Es recomendable para un colectivo que quiera tener una primera visión de estos métodos, sin profundizar demasiado en el análisis econométrico y adecuado para la actividad académica.

BRADEN, J. B. y KOLSTAD, C.D. (eds) (1991): *Measuring the Demand for Environmental Quality*, Elsevier: North Holland. (ISBN 0 444 888772).

Este libro recoge numerosas aportaciones de autores de reconocido prestigio internacional sobre la teoría y los métodos para la valoración de activos ambientales. Representa un libro de partida a tener en cuenta para completar el conocimiento respecto a estas técnicas, sus aplicaciones y sus limitaciones.

BATEMAN, I., CARSON, R.T., DAY, B., HANEMANN, W.M., HANLEY, N., HETT, T., JONES, A., LOOMES, G., MOURATO, S., OZDEMIROGLU, E., PEARCE, D.W., SUGDEN, R. y SWANSON, J. (2002): *Economic Valuation with Stated Preferences Techniques. A Manual*. Edward Elgar, Cheltenham Theme: Environmental valuation Misc (ISBN 1-84064-919-4).

Este manual ofrece una descripción detallada de cómo llevar a cabo una valoración económica utilizando

métodos de preferencias declaradas. Para cada uno de los métodos plantea la metodología a seguir, sus principales ventajas y limitaciones, así como los modelos econométricos que se deben aplicar. El libro se divide en 10 capítulos, dos de ellos centrados en los modelos de elección. En los diferentes capítulos se presentan muchos ejemplos, los cuales permiten un mejor seguimiento de las argumentaciones, a la vez que dan lugar a una variada y extensa bibliografía. Es un libro útil para aquellos lectores que quieran introducirse en los métodos de preferencias declaradas y un manual de referencia para aquellos que quieran llevar a cabo una aplicación.

Específicamente sobre la técnica de Valoración Contingente podrían destacarse:

MITCHELL, R.C. y CARSON, R.T. (1989): «Using surveys to value public goods: the Contingent Valuation Method». *Resources for the Future*, Washington, D.C.

Este manual describe exhaustivamente este método de valoración tanto desde un punto de vista teórico como eminentemente práctico.

RIERA (1994) RIERA, P. (1994): *Manual de valoración contingente*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.

Manual en castellano que ofrece una interesante descripción del método, aunque quizá con menor nivel de detalle pero con gran sencillez que lo hace muy didáctico.

Monográfico sobre valoración económica de activos ambientales. *Environmental Science and Technology* (vol. 34, n.º 8, año 2000).

Recoge numerosas aportaciones de alto nivel respecto a las técnicas y aplicaciones de valoración.

En relación al método de precios hedónicos podrían seleccionarse las siguientes dos aportaciones:

ROSEN, S. (1974): «Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition». *Journal of Political Economy*, vol 82(1), pp. 34-55.

WITTE, A. D., SUMKA, H. J, and EREKSON, H. (1979): «An Estimate of a Structural Hedonic Price Model for Housing Market: an Application of Rosen's Theory of Implicit Markets». *Econometrica*, vol. 47, pp. 1151-1173.

El primer documento es el artículo original que presentó la teoría de que los bienes se diferencian por el número de características que poseen. El segundo trabajo ofrece una sencilla ilustración de los pasos necesarios para aplicar debidamente la metodología así como una aplicación al mercado de la vivienda. Puede encontrarse una explicación complementaria del método en el libro de Braden y Kolstad (1991) anteriormente comentado.

En relación al método de coste de viaje cabría destacar el siguiente documento:

HOTELLING, H. (1947): «The economics of public recreation» en *The Prewitt*

Report. Department of the Interior. Washington, D.C.

A mediados de los años cuarenta, el Servicio de Parques Nacionales de los Estados Unidos encargó a Prewitt hallar una forma de calcular el valor patrimonial de los parques que gestionaba. Prewitt consultó a diversos expertos, pero la única respuesta positiva que recibió fue la de Harold Hotelling (más tarde premio Nobel de economía por otros motivos). Éste sugirió que se podía detectar una relación entre el coste en que incurren los visitantes al parque y la propensión a visitar el parque. A partir de ahí se podía estimar el excedente de los visitantes. La carta de respuesta de Hotelling, de escasa página y media, dio lugar al método del coste de viaje.

Algunas referencias sobre las técnicas basadas en las tablas input output y matrices de contabilidad social son:

La página web del International Input-Output Association <http://www.iioa.org/>

Su principal objetivo es el avance del conocimiento en el campo del análisis input-output, de las matrices de contabilidad social y de los modelos de equilibrio general aplicado, incluyendo mejoras en la disponibilidad de datos básicos, en la percepción teórica y en la modelización, así como en las aplicaciones, tanto tradicionales como más novedosas, de estas técnicas. Esto incluye su utilización en áreas tales como el desarrollo, las relaciones interregionales, la energía, el medio ambiente, el co-