

Guía para decisores Análisis económico de externalidades ambientales

Gonzalo Delacámara



Bundesministerium für
wirtschaftliche Zusammenarbeit
und Entwicklung



Este documento fue preparado por Gonzalo Delacámara, del Departamento de Fundamentos de Economía e Historia Económica de la Universidad de Alcalá, España, bajo la supervisión de Carlos de Miguel, de la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). La investigación responde a una solicitud de asistencia técnica de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la República de Argentina y cuenta con la colaboración del Gobierno de Mendoza, Argentina. Se ha desarrollado en el contexto del Programa de Cooperación entre el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ), a través de su agencia de cooperación Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) y la CEPAL, llamado "Modernización del Estado, desarrollo productivo y uso sostenible de recursos naturales", GER/05/001, coordinado por José Javier Gómez de la División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos de CEPAL.

El autor agradece, en primer lugar, el apoyo institucional de la CEPAL para el desarrollo de esta guía; específicamente, se reconocen con especial gratitud las observaciones y sugerencias de diferentes funcionarios de la División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos y en diferentes momentos de la elaboración de este texto. Por supuesto, cualquier error sólo habrá de ser imputado al autor. Igualmente se agradece el aprendizaje diario que al autor proporcionan sus compañeros del Grupo de Economía Ambiental del Departamento de Fundamentos de Economía e Historia Económica de la Universidad de Alcalá (Madrid, España), con mención especial para el clima de rigor, honestidad y estímulo intelectual que siempre han facilitado Diego Azqueta y Carlos Mario Gómez. Sin todos ellos, esta guía quizás habría sido igualmente posible, pero sin duda, diferente (y peor).

Las opiniones expresadas en este documento, que no ha sido sometido a revisión editorial, son de exclusiva responsabilidad del autor y pueden no coincidir con las de la Organización.

Publicación de las Naciones Unidas

LC/W.200

Copyright © Naciones Unidas, junio de 2008. Todos los derechos reservados
Impreso en Naciones Unidas, Santiago de Chile

La autorización para reproducir total o parcialmente esta obra debe solicitarse al Secretario de la Junta de Publicaciones, Sede de las Naciones Unidas, Nueva York, N. Y. 10017, Estados Unidos. Los Estados miembros y sus instituciones gubernamentales pueden reproducir esta obra sin autorización previa. Sólo se les solicita que mencionen la fuente e informen a las Naciones Unidas de tal reproducción.

Índice

1.	Introducción.....	5
2.	¿Por qué es conveniente valorar?	9
2.1	Valorar o no valorar: esa no es la cuestión.....	9
2.2	La rentabilidad como manifestación del valor	10
2.3	Pensar en términos de bienestar	12
2.4	Algo más sobre el concepto de externalidad	13
2.5	De la racionalidad individual a la racionalidad colectiva.....	14
3.	Metodología básica.....	17
3.1	Valoración partiendo de cero: métodos relevantes de valoración económica	19
3.1.1	Los fundamentos microeconómicos de la valoración de externalidades	19
3.1.2	Los métodos de valoración en síntesis.....	22
3.1.3	Algunos aspectos críticos de la valoración	27
3.2	La transferencia de resultados.....	27
3.3	La tasa de descuento	29
4.	Análisis económico de impactos causados por emisiones: el enfoque de la ruta de impacto	35
4.1	La dispersión de contaminantes, el aumento en la concentración y la exposición de medios receptores.....	35
4.2	Funciones dosis-respuesta (o exposición-respuesta).....	37
4.3	Valoración monetaria de impactos.....	39
4.4	Consideraciones específicas: aumento de las tasas de morbilidad o mortalidad prematura	41
4.5	El tratamiento de la incertidumbre y análisis de sensibilidad	44

5.	La estimación de externalidades asociadas a categorías globales de impacto: el calentamiento global	47
5.1	¿Es el calentamiento global una categoría de impacto en sí?	47
5.2	El concepto de coste evitado	49
5.3	La valoración de los costes externos asociados al calentamiento global.....	51
6.	Algunas cuestiones clave para la toma de decisiones	55
6.1	Consideraciones respecto al ciclo de vida.....	55
6.2	La agregación y la comparación de resultados	59
6.3	La valoración de daños sobre ecosistemas y su diversidad biológica	61
6.3.1	El concepto de diversidad funcional	61
6.3.2	La caracterización de ecosistemas: la valoración de servicios ecológicos	63
7.	Software y principales antecedentes	67
7.1	Desarrollos posteriores al proyecto ExternE.....	68
7.2	Herramientas de análisis del ciclo de vida.....	70
7.3	Modelos de dispersión de contaminantes.....	71
	Bibliografía	75
	Anexo: Análisis económico de externalidades a partir de una serie de preguntas.....	79

I. Introducción

Las externalidades ambientales son sólo una clase particular de externalidades (o efectos externos). No son más importantes que cualquier otro tipo de externalidad económica pero no sería posible encontrar argumentos racionales para justificar que lo son menos. Si se desea adoptar decisiones más complejas y, por lo tanto, mejores, estas externalidades deberían ser debidamente cuantificadas e incorporadas en el marco de un análisis coste-beneficio de las decisiones públicas o privadas de la sociedad. En ese caso, pueden ser contabilizadas como costes de nuestras decisiones (aumento en la morbilidad como resultado de la contaminación atmosférica, daños en propiedades inmobiliarias en zonas rurales como resultado de inundaciones por una prevención inadecuada, etc., por citar algunos ejemplos) o, en su caso, como beneficios de las mismas (i.e., la reducción de la contaminación de las aguas en la cabecera de los ríos).

A menudo se argumenta que el mayor obstáculo para incorporar estas externalidades en el análisis económico de políticas públicas o decisiones privadas tiene que ver con su dificultad para ser valoradas monetariamente. De hecho, tiende a hablarse de ellas en muchas ocasiones como efectos intangibles. Curiosa expresión si lo que se pretende sugerir es que una infraestructura física para el transporte o una unidad de energía obtenida a partir de la combustión de carbón son bienes tangibles y el ingreso hospitalario de ancianos con problemas asmáticos asociados al aumento de la concentración de contaminantes o el ruido asociado a la congestión urbana no lo son. Es posible que exista alguna razón para argumentar así pero, desde luego, no es fácil de detectar. Nadie mejor que un responsable de las cuentas públicas sabe que las importaciones de productos derivados del petróleo suponen una importante salida de divisas, de modo similar a como la atención primaria en centros hospitalarios por dolencias asociadas a la contaminación atmosférica urbana consume igualmente un volumen no despreciable de recursos públicos.

El primer desafío, por lo tanto, consiste en reconocer su existencia. Sólo entonces podrá uno plantearse su valoración en unidades físicas, su traducción a unidades monetarias y su inclusión en un marco de análisis.

Cabe recordar que la aproximación del análisis económico a la gestión económica de recursos naturales y la calidad ambiental (como parte del discurso sobre la sostenibilidad del modelo de desarrollo), ha sido especialmente intensa a lo largo de las tres últimas décadas. Los economistas han desarrollado (o adaptado, en el peor de los casos) un potencial analítico notable

y numerosos instrumentos cuyo objetivo último es contribuir a optimizar los procesos de toma de decisión colectiva. En algunos ámbitos de la política ambiental y pese a notables dificultades de orden práctico, todo sugiere que el progreso ha sido notable (i.e. el mercado de permisos negociables de emisiones de gases de efecto invernadero en la Unión Europea); en otros, por el contrario, los avances son escasos cuando no contraproducentes.

En esencia, hay dos motivos básicos que permitirían sostener esa visión algo escéptica. Por un lado, los procesos de toma de decisión se han mostrado impermeables, en muchas ocasiones, a las contribuciones del análisis económico. Bien es cierto que dicha desconfianza puede haber sido recíproca, como se pone de manifiesto en la escasa pedagogía de algunas propuestas sobre modificación de marcos de tarifas en el suministro de agua en la América Latina (pretendidamente sobre la base del principio de recuperación de costes), con evidentes impactos distributivos sobre los usuarios finales con menor ingreso per capita, por citar un ejemplo recurrente y especialmente nítido. Por otro lado, muchas veces la contribución del análisis económico ha quedado limitada a una esfera estrictamente financiera, cuya frontera debiera haber sido superada precisamente para incorporar efectos externos. Dicho de otro modo, se emplea la aportación de los economistas como expertos financieros cuando, quizás, el valor añadido reside en su contribución en el campo de la eficiencia estática y dinámica, en el análisis de impactos sobre el bienestar, y en consideraciones distributivas.

En términos generales, la contribución del análisis económico a la definición de políticas ambientales integradas puede ordenarse en torno a dos fenómenos relacionados pero distintos: el creciente interés en el empleo de mecanismos basados en incentivos, y las posibilidades que ofrecen los instrumentos del análisis económico en los procesos de decisión pública: el análisis coste-beneficio, el análisis coste-eficacia, etc.

La influencia del economista en la identificación de necesidades y la formulación o evaluación de políticas puede desarrollarse a diferentes niveles. En primer lugar, con una defensa racional del análisis económico como instrumento de eficiencia a través de sus propias investigaciones, su labor de divulgación o su actividad docente. En segundo lugar, analizando, como parte del proceso y en el marco del ciclo de una política, los costes y los beneficios de diferentes políticas públicas o decisiones privadas. Por último, analizando, cuando ya lo único posible es aprender de los errores, el modo en que las decisiones se tomaron y el impacto que las mismas tuvieron.

El economista, por supuesto, es sólo una parte de un proceso más amplio de toma de decisiones. Una revisión rigurosa de algunas experiencias pone de manifiesto que la eficiencia económica (y cuánto menos la equidad) no son necesariamente un objetivo clave en el diseño de una política (Becker, 1993; Noll, 1998). Es habitual, por ejemplo, que los impuestos sobre combustibles estén diseñados para aumentar la recaudación fiscal y no para introducir incentivos o reflejar los daños que la contaminación atmosférica ocasiona sobre la salud humana, las explotaciones agrarias, los activos inmobiliarios de las ciudades o los ecosistemas. Es común, al mismo tiempo, que las decisiones sobre la matriz óptima de generación eléctrica de un país determinen un uso excesivo de fuentes no renovables e intensivas en emisiones contaminantes por entender que la generación de un kWh es menos costosa (aunque el precio del petróleo ayude a matizar esta tendencia). De hecho, es posible que esto sea así, si uno piensa en términos financieros, pero no menos probable que sea absolutamente incierto si se incorporan las externalidades de cada tecnología de generación a lo largo del ciclo de vida de dicho kWh. Algo similar podría afirmarse, por ejemplo, en el caso de las decisiones para priorizar un modo de transporte urbano sobre otro.

No acaban ahí, sin embargo, las situaciones en las que un buen uso del análisis económico podría haber inducido a tomar mejores decisiones. Resulta fácil entender que las

consideraciones que priman a la hora de talar una hectárea de bosque tropical primario no son económicas, sino estrictamente financieras. La integración del coste de oportunidad de la tala (en términos de pérdida de valores de uso indirectos como la preservación de la diversidad biológica, la captura de carbono o la prevención de riesgos naturales), hubiese conducido previsiblemente a la decisión opuesta.

En la mayor parte de los casos, no es sólo una concepción restrictiva del análisis económico lo que conduce a decisiones equivocadas, sino su empleo menor o tardío. Éste es, quizás, uno de los problemas esenciales: el análisis económico entra tarde en el ciclo de vida de un proyecto, un programa o una política.

Esta guía pretende, de ese modo, contribuir en los diferentes retos señalados en esta introducción: mostrar las posibilidades del análisis económico en la evaluación de efectos ambientales de diferentes decisiones colectivas, ayudar a la identificación correcta de costes (o beneficios) externos, señalar el procedimiento secuencial que conviene seguir para su cuantificación en unidades físicas y, por supuesto, proporcionar conceptos e instrumentos para afrontar su valoración monetaria.

Para ello, esta guía, elaborada a iniciativa de la CEPAL, incluye una reflexión sobre la necesidad de cuantificar y contabilizar debidamente las pérdidas (o ganancias) en el bienestar de la sociedad [capítulo 2] y el desarrollo de la metodología básica para afrontar el reto operativo de la valoración de estos efectos en términos monetarios [capítulo 3]. Posteriormente se profundiza en el enfoque metodológicamente más aceptado en la literatura científica: el enfoque de la ruta de impacto, especialmente relevante cuando se trata de evaluar las externalidades de las actividades de transporte o la generación de energía, por citar dos ejemplos especialmente notables [capítulo 4]. Los capítulos 5 y 6 incluyen algunas consideraciones específicas para impactos no estrictamente susceptibles de ser valorados siguiendo la metodología básica: los impactos asociados al calentamiento global o la valoración de daños sobre ecosistemas; se incluyen, igualmente, elementos de análisis en relación al concepto del ciclo de vida. Por último, el capítulo 7 presenta algunos de los proyectos de investigación más relevantes desarrollados en relación al análisis económico de algunas externalidades así como algunas herramientas de software que son empleadas para este propósito. Finalmente, la guía presenta un breve anexo que intenta mostrar al decisor una secuencia de preguntas que le ayudarán a evaluar si está en condiciones de desarrollar o licitar un estudio sobre externalidades ambientales (asociadas al transporte urbano rodado) o, en su caso, qué necesitaría para hacerlo.

2. ¿Por qué es conveniente valorar?

2.1 Valorar o no valorar: esa no es la cuestión

Cualquier aproximación a la valoración monetaria de costes externos debe vencer una serie de prejuicios. Se desconfía de la valoración por su complejidad técnica, por la dificultad de comprensión respecto al concepto mismo de valor, por la correlación entre la disposición a pagar (DAP) por evitar un daño específico en el bienestar y los niveles de renta (que podría excluir, de hecho, a la población más desfavorecida), por la dificultad para integrar canales de participación, por las carencias en la información de base, por su carácter pretendidamente subjetivo, etc.

A ese tipo de incertidumbres podrían añadirse las que señalaba Briscoe (1996), refiriéndose a los costes externos evitados por cualquier programa de mejora de la calidad de las aguas, cuando se preguntaba: “¿Cuál es el interés de estimar estos valores, dada la naturaleza cruda e inexacta de sus estimaciones, y dado que el valor del agua varía ampliamente dependiendo de factores tales como el uso al que se dedica, la renta y otras características del usuario, el lugar en el que está disponible, la estación, el momento, y la calidad y la confianza del suministro?”.

Planteado así (como dilema), daría la sensación de que existe la opción de decidir entre valorar o no valorar. Sin embargo, esa no es la cuestión. Las decisiones a tomar son otras. En realidad, la valoración va intrínsecamente unida a las decisiones, en general, y elecciones, en particular, que la sociedad debe tomar en relación con cualquier recurso natural o ambiental. Es cierto que ésta (la valoración) no es la panacea a todos los problemas ambientales, que tiene limitaciones considerables (sobre las que más adelante se reflexionará), que podría interpretarse como temerario, en ocasiones, asignar un valor económico a ‘intangibles’ como la vida humana, la estética del paisaje o los beneficios ecológicos a largo plazo asociados a cualquier ecosistema susceptible de ser dañado. Ahora bien, como indican Costanza *et al.* (1998), “de hecho, lo hacemos todos los días”.

Cuando la sociedad, a través de sus mecanismos de representación colectiva, opta por trasvasar agua de una cuenca a otra, de contaminar el agua en el tramo alto de un río ignorando su efecto aguas abajo, cuando concede derechos de uso para la generación de energía eléctrica o apuesta por la agricultura de regadío frente al abastecimiento doméstico, está valorando cada uno de esos usos, siquiera de manera implícita. También lo hace cuando adopta un modelo de

crecimiento difuso para sus ciudades, aumentando las distancias de transporte (y, consecuentemente, el consumo de combustible y la contaminación asociada), o cuando refuerza sus sistemas de transporte colectivo para evitar algunos de esos costes externos. Es decir, aunque la valoración económica de externalidades es ciertamente compleja y está cargada de incertidumbres, hacerla o no hacerla no es una elección real. Cualquier decisión (privada o social), con implicaciones sobre el vector de calidad ambiental, parte de una valoración (aunque no siempre expresada en términos monetarios). Se puede elegir que dichas valoraciones sean explícitas o no, se puede hacer un reconocimiento expreso de las incertidumbres inherentes o presentar los resultados como datos incontrovertibles; sin embargo, mientras uno se vea forzado a tomar decisiones, estará atravesando por el proceso de valoración. La posición del análisis económico, ante esta evidencia, es clara: dado que la valoración se da, mejor conocerla.

2.2 La rentabilidad como manifestación del valor

Es conveniente enfatizar en la idea de que, lejos de lo que pudiera pensarse, la valoración económica de externalidades no sustituye al proceso de decisión en ningún momento. Éste es mucho más complejo pero puede servirse de los ejercicios de valoración de externalidades. Los valores que adquiere el agua para distintas personas y colectivos, de acuerdo a las funciones que cumple directa o indirectamente para ellos, se traducen operativamente en su rentabilidad para los sujetos afectados, que el decisor debería conocer para no perder de vista las implicaciones de sus preferencias con respecto a la ordenación de usos del agua. De igual modo, el valor que un ciudadano de Santiago concederá a un ahorro de tiempo en su desplazamiento al trabajo u otros ciudadanos a la disminución perceptible de la congestión del tráfico en São Paulo o la reducción de la concentración de determinados contaminantes atmosféricos en México D.F., estarán en función de múltiples variables. En todos esos casos, no obstante, la rentabilidad (privada o social) que para el ciudadano tiene cualquier medida orientada a reducir la pérdida de bienestar que se ha dado en llamar externalidad, será la manifestación tangible del valor que ese mismo ciudadano concede a la posibilidad de disfrutar un ambiente más saludable. La valoración de externalidades permitirá, en ese sentido, detectar las posibles fuentes de conflicto potencial entre los distintos agentes y colectivos afectados por una medida (la sustitución de la flota de transporte público para introducir vehículos menos contaminantes, por ejemplo), o por la ausencia de ella (el aumento en la concentración de numerosas sustancias tóxicas en la atmósfera).

La rentabilidad financiera asociada a una medida encaminada a mitigar una externalidad, en términos muy sencillos, es aquella que se expresa como un flujo de caja positivo (o la reducción de un flujo de caja negativo), en favor del propietario del recurso que la genera (por ejemplo, la propietaria de una piscifactoría), o de la persona que tiene reconocido el derecho a su uso y disfrute (cualquier ciudadano, según la legislación vigente sobre calidad del aire). Repercute, por lo tanto, sobre un agente individualizado (persona física o jurídica, representante de intereses privados o colectivos), y viene determinada normalmente por la valoración explícita del mercado con respecto a las funciones desarrolladas por el recurso en cuestión (agua, suelo, aire, un ecosistema natural, una fuente energética, etc.), apropiables con exclusividad por su titular. Es el caso, por ejemplo, del agua de riego, que aumenta la rentabilidad del propietario de una explotación agrícola, al incrementar los rendimientos netos de la tierra. Alternativamente, también sería el caso de una empresa municipal de abastecimiento de agua potable y saneamiento básico: el acceso a una fuente de agua de calidad le supone un ahorro de costes de tratamiento que repercute positivamente en su cuenta de resultados. Ello hace que el recurso, si es susceptible de apropiación privada, adquiera un precio de mercado que refleja el valor presente neto de este flujo de rentabilidad y, si es de dominio público pero explotable en régimen de concesión, también alcance un precio de equilibrio (el fijado por el coste de la concesión en una eventual subasta

competitiva o proceso de licitación), que reflejaría esta misma rentabilidad. Es igualmente el caso de una empresa municipal de transporte, cuya rentabilidad se deriva de poder trasladar un número concreto de personas a una tarifa unitaria que compense por el coste asociado a desplazar a cada una de ellas.

Cualquier cambio en la reglamentación relativa a los usos y actividades permitidas con respecto al agua, o los ecosistemas asociados a su presencia (en cantidad y calidad), se traducirá en una modificación de la rentabilidad financiera y, tarde o temprano, en una variación del precio correspondiente como reflejo de la misma. De modo análogo, cualquier norma orientada a establecer criterios más restrictivos respecto a las emisiones atmosféricas de la flota de transporte rodado, tendrá repercusiones en los empresarios del sector y en los ciudadanos que sean propietarios privados de automóviles. Desde el punto de vista del bienestar social, si el mercado que regula el precio del activo (sea éste de agua o de transporte de personas, por continuar con los dos ejemplos mencionados) es competitivo, y la información perfecta, lo que el cambio en el precio del mismo (tarifa de uso del agua o precio unitario de un viaje), reflejará no es sino el valor que la sociedad, a través de la lógica del mercado, otorga al flujo de servicios generados por el recurso ambiental (agua o aire).

La rentabilidad económica hace referencia así al impacto que tiene el recurso en cuestión, en el desempeño de sus distintas funciones, sobre el bienestar de la sociedad como un todo, cuando en la función de bienestar social que recoge estas modificaciones, todas las personas tienen exactamente la misma consideración. La rentabilidad económica trasciende la rentabilidad financiera precisamente, aunque no sólo, porque incluye todos los efectos externos (externalidades) que la presencia del recurso genera sobre los agentes económicos distintos de su propietario y/o usuario. Dicho de otro modo, en un nivel (rentabilidad financiera), se analizará la repercusión de cada decisión sobre un individuo concreto; en el otro (rentabilidad económica), sobre la sociedad en su conjunto. Como es lógico, por lo tanto, el cálculo de este tipo de rentabilidad supone eliminar todos aquellos componentes de la rentabilidad financiera que, si bien suponen un beneficio para sus titulares, lo hacen a cambio de un sacrificio paralelo para el resto de la sociedad: en definitiva, que no esconden sino una transferencia de renta, sin ganancia neta desde un punto de vista social. Sería el caso, por ejemplo, de algunos elementos de los precios de algunos productos de regadío. Por un lado, el hecho de que el agricultor (regante) rara vez sufrague el coste total del suministro del agua que utiliza supone que la rentabilidad de sus cultivos está artificialmente sesgada al alza, ya que el resto de la sociedad tiene que hacerse cargo de esos costes no cubiertos (de ahí que se denominen externos). Por otro lado, los precios que recibe por algunos de sus cultivos contienen un elevado componente de subsidio (por ejemplo, para financiar su infraestructura de riego o directamente vinculado a la producción): de nuevo, ello resulta rentable para el agricultor, pero quizás a costa del déficit público o el endeudamiento externo, que de una u otra forma asume toda la sociedad en su conjunto. Algo similar ocurre en un sistema de transporte colectivo orientado a minimizar la carga ambiental por viajero. La empresa que presta el servicio, con independencia de si es de titularidad pública o privada, de si opera en régimen de concesión o no, quizás emplee combustible subsidiado (para hacer más liviana la carga del aumento de los precios del petróleo, por ejemplo). Alternativamente, quizás el subsidio no esté asociado al consumo de combustible sino al uso del transporte colectivo por parte de determinados colectivos (ancianos, estudiantes, discapacitados, etc.). En todos esos casos, habrá una parte del coste que la sociedad asuma en su conjunto, de diferente modo. Desconocerlo llevaría sistemáticamente a decisiones subóptimas y, lo que es peor, posiblemente erróneas, eso sí, desde el punto de vista económico.

2.3 Pensar en términos de bienestar

Como se indicaba en el epígrafe previo, un análisis en términos de bienestar exige asumir que la óptica desde la que se observarán las decisiones será aquella que determina la sociedad en su conjunto. De hecho, se trata de alcanzar situaciones en las que nadie pueda mejorar en relación a su situación de partida sin que otro miembro de la sociedad empeore. Detengámonos por un momento en este punto. La existencia de externalidades implica, de hecho, una ruptura de ese equilibrio social: alguien gana (porque puede llegar a su trabajo en su automóvil privado), pero a costa de que alguien, que pudiera ser él mismo, o alguien de su familia, pierda (por los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud).

Se dice, en términos estrictamente económicos, que un objetivo prioritario en la toma de decisiones es alcanzar soluciones eficientes. ¿Qué se quiere expresar? El proceso de decisión, por definición, implica una serie de renunciaciones. La sociedad puede optar por un sistema de movilidad que privilegie el transporte público colectivo frente al privado. Al hacerlo, es posible que gane en términos de reducción de la contaminación atmosférica pero pierda determinado nivel de confort o de autonomía. No necesariamente ha de ser así, pero lo relevante es que podría ser así. De igual modo, la sociedad puede optar por sustituir combustibles derivados del petróleo por combustibles líquidos a partir de biomasa. Al hacerlo, quizás evite la dependencia de las importaciones de petróleo o, en determinadas circunstancias, emita menos contaminantes, pero es posible que, al mismo tiempo, aumente su dependencia de las importaciones de trigo para producir esos biocombustibles, por citar un ejemplo.¹ La renuncia es parte implícita de la decisión. Ser consciente de ello no conduce a no tomar decisiones sino simplemente a valorar, en un marco de análisis racional, los pros y los contras de la cada una de ellas, sus ventajas e inconvenientes.

Hasta ahora se ha empleado en esta guía el concepto de coste externo sin definirlo. Algo así ocurre en la práctica habitual: intuitivamente uno podría poner ejemplos de lo que supone una externalidad, pero quizás no sería tan sencillo analizar en detalle sus implicaciones, lo que realmente significa. Una externalidad negativa (o coste externo), ocurre cuando la acción de un individuo resulta en pérdidas de bienestar no compensadas para otro. Esta pérdida de bienestar tiene dos características esenciales: es un efecto unilateral puesto que, quien la padece, no pudo decidir si quería padecerla o no, ni, sobre todo, qué pérdida de bienestar estaba dispuesto a asumir; por otro lado, como se ha apuntado, es una pérdida de bienestar sin compensación. De hecho, si la pérdida fuese compensada, la externalidad, desde un punto de vista económico, no existiría.

Merece la pena pensar sobre este último aspecto. ¿Quiere eso decir que, si la externalidad es compensada, el daño ambiental desaparece? No, el impacto ambiental, sea del carácter que sea, persistirá siempre que la compensación no se base precisamente en eliminar ese efecto nocivo y revertir la situación original del medio (por ejemplo, incorporando una medida tecnológica de descontaminación de un suelo donde se haya producido un vertido que contenga metales pesados). Salvo en ese caso, el impacto seguirá existiendo y es posible, incluso, que el daño (la traducción de ese impacto en términos de bienestar), también lo haga. La compensación, sin embargo, permitirá que la percepción íntima del daño desaparezca. Habrá desaparecido la externalidad económica, incluso aunque no lo haga la “externalidad” ambiental. Esta afirmación podría resultar controvertida para el lector; cabe recordar, sin embargo, que las externalidades negativas (en tanto que males), van muchas veces asociadas a la provisión de bienes (energía eléctrica y térmica, servicios de transporte, suministro de agua potable y servicios de

¹ El trigo o los residuos de su cosecha, pueden emplearse para la producción de bioetanol, combustible alternativo a la gasolina.

saneamiento, etc.). La sociedad estará eligiendo entonces, en cada decisión, una combinación de bienes (la posibilidad de trasladarse en automóvil privado al trabajo, por ejemplo) y males (la congestión derivada del hecho de que otros decidieron lo mismo).

Analizar los costes externos de diferentes actividades económicas (industria, agricultura, provisión de agua potable, transporte, conversión de energía, etc.) es relevante, entre otras cosas, por una sencilla razón: el mercado tiende a generar demasiada actividad en sectores económicos donde las externalidades existen. Para contrarrestar esta tendencia (que no se refleja en la valoración de bienes relativos a través de los precios de mercado), o mitigar sus impactos, es precisa la intervención del sector público.

2.4 Algo más sobre el concepto de externalidad

Satisfacer una necesidad cualquiera le proporciona a la persona un determinado nivel de bienestar. Cuando dicha necesidad se satisface mediante el acceso a un determinado bien o servicio que tiene el carácter de mercancía, la disposición a pagar de la persona por disfrutarlo, puede ser un exponente adecuado del incremento de bienestar que experimenta por dicho consumo. En ese caso, los precios de mercado de estos bienes y servicios que tienen un valor de uso instrumental para sus poseedores, debidamente depurados para tener en cuenta las desviaciones introducidas por la intervención pública y las imperfecciones del mercado, son una buena base de partida para valorar los cambios en el bienestar que el acceso a los mismos comporta. Todo ello es cierto en ausencia de efectos externos, de externalidades.

Las externalidades causan distorsiones en el uso de los recursos porque la sociedad no paga el precio del bien en cuestión; de ese modo, el problema reside en estimar el precio que debería prevalecer ante el mal funcionamiento del mecanismo de precios del mercado. En la mayor parte de las transacciones, el precio es el mismo para quien provee un bien y para quien lo consume, pero esta simetría no puede mantenerse si aparecen externalidades.

En cualquier actividad de transporte, por ejemplo, converge la generación de un bien (el desplazamiento de una persona o una mercancía), y la generación de efectos externos de diferente índole (positivos y negativos; ambientales, económicos y sociales). Las actividades de quien transporta no están adecuadamente reflejadas en los precios de mercado de dicho bien (que paga el consumidor). El coste real de trasladar a una persona o una mercancía no es únicamente el que se deriva del gasto en que ha de incurrir quien transporta (el vehículo, el combustible, el tiempo), sino también el gasto adicional que debe sufragar la sociedad en su conjunto o, cuando menos, individuos diferentes a quien realiza la actividad o se beneficia de ella. Alguien tendrá que arreglar la vía de transporte para que éste sea más rápido, barato y eficaz; es posible que el sistema de salud observe un aumento del ingreso hospitalario de niños con dolencias de carácter asmático como resultado de la contaminación; etc. ¿Quién pagará por ello?

Como consecuencia de esta falla de mercado (que se manifiesta en la diferencia entre coste privado y coste social), es probable que los precios que se cobran por la energía eléctrica o por el agua potable o por los servicios de transporte sean más bajos de lo que, en realidad, serían si el valor de dichas externalidades fuese internalizado (es decir, reflejado en el precio al consumo). De ese modo, se incentiva por omisión el consumo de energía eléctrica y el uso de los automóviles (es decir, el consumo de combustible), y el uso de agua. La consecuencia final es una asignación ineficiente de recursos (que no se dedican a su mejor uso posible), así como una pérdida de bienestar de la sociedad.

¿Qué hacer ante la evidencia de una externalidad? La sugerencia del análisis económico parece clara: en primer lugar, reconocer su existencia. Sólo entonces puede uno plantearse el

sentido de estimarla por procedimientos más o menos sofisticados, según el caso. Esta observación no es menor: el análisis de externalidades arroja beneficios en el proceso. Se introduce transparencia en la gestión, se enriquece la información sobre las actividades económicas objeto de análisis, se reduce la discrecionalidad de algunas decisiones. Aunque uno no fuese capaz de estimarlas, por desconocimiento técnico o por escasez de medios, reflexionar sobre ellas le ayudará en cualquier caso.

¿Cuál es, en síntesis, la contribución del análisis económico en este contexto? El interés reside en la consolidación de un consenso social que, en presencia de externalidades, permita alcanzar de manera cierta un asignación óptima de recursos y, consecuentemente, maximizar el bienestar social. Como es lógico, sin embargo, no basta con disponer de buenos conceptos económicos (aunque ello ya parezca un logro): será en la esfera política donde deban resolverse los problemas operativos que se plantean en la práctica, pero ahí ya no cabrá escudarse en las debilidades del análisis económico para evaluar estos efectos externos indeseados, sean éstas ciertas o no.

¿Cuál será el objetivo último de este tipo de análisis? Básicamente, internalizar dichos costes externos. Ello implica generar las condiciones sociales en las que los daños (o, en el caso de externalidades positivas, beneficios), de la producción y el consumo se tomen en consideración por aquellos que generan la externalidad. Esta situación puede generarse mediante instrumentos normativos, un sistema de agravios o desagravios, la negociación entre partes privadas u otra serie de instrumentos económicos, políticos e institucionales.

2.5 De la racionalidad individual a la racionalidad colectiva

Hay varias dificultades que deben tomarse en consideración respecto a la posibilidad de reconocer las externalidades. Una de ellas tiene que ver con el hecho de que debe establecerse un vínculo explícito entre el impacto ambiental en cuestión y la merma del bienestar de una persona o un conjunto de ellas. Hará falta algo más, sin embargo: no sólo debe existir un impacto objetivo que pueda dañar el bienestar sino que el afectado debe percibirlo efectivamente como una pérdida. Hay tres motivos, al menos, por los que esto podría no ocurrir o no con carácter inmediato: en primer lugar, el medio (agua, suelo, aire) tiene una capacidad concreta de asimilación natural de sustancias contaminantes (por debajo de un umbral, un contaminante atmosférico concreto, por ejemplo, no causará un impacto perceptible); en segundo lugar, el impacto podría llegar a producirse y los afectados por el mismo no percibirlo (por citar un caso, resulta complejo evaluar el efecto que la pérdida de diversidad biológica de un bosque podría llegar a tener sobre el bienestar); por último, podría existir información científica insuficiente, de modo que el daño se produjese (fuese percibido) pero su magnitud fuese subestimada.

Cabe pensar incluso en un caso adicional. ¿Qué ocurriría si se produce un impacto asociado a una actividad económica o a varias de ellas y la sociedad fuese capaz de adaptarse al mismo, parcial o totalmente? Lo cierto es que, a lo largo de los siglos, la especie humana ha mostrado una capacidad notable de acomodarse o reaccionar ante cambios en su entorno (tanto si los mismos eran exógenos como cuando se trataba de modificaciones inducidas por la propia actividad humana). Conviene recordar, en este caso, la experiencia que cualquier escolar podría vivir en este sentido. Si cualquiera de esos niños dejase caer una rana sobre una olla de agua hirviendo, la rana escaparía de un salto (rechazo inmediato de un medio claramente inapropiado). Si, por el contrario, los niños metieran la rana en una olla de agua tibia, calentando ésta

lentamente, la rana nadaría adaptándose a la temperatura creciente... hasta quedar cocida.² No es necesario, sin embargo, buscar paralelismo alguno con el cruel final del anfibio ni llegar a ese extremo. La adaptación, incluso en aquellos casos donde pareciese factible, siempre se realizará a costa de una merma en el bienestar, de una renuncia. En ese caso, parece razonable querer conocer la magnitud de ese daño.

La relevancia del análisis económico en este terreno es clara, como se pone de manifiesto en los siguientes ejemplos. La decisión de emplear combustibles fósiles en lugar de energía eólica es económica, como también lo es la decisión de usar más o menos combustibles líquidos para el transporte. También los cambios en diferentes hábitat, que conducen a la extinción de numerosas especies, han sido inducidos económicamente: parece mucho más rentable talar bosques tropicales húmedos y plantar café o cualquier otro monocultivo para la exportación o autorizar la extracción de petróleo, que mantenerlos intactos, especialmente en presencia de un elevado nivel de endeudamiento externo. Cualquiera de esas decisiones responderá a una conducta racional de diferentes individuos. Sin embargo, previsiblemente serán tomadas sin conocer las externalidades asociadas a las mismas.

Como se ha esbozado previamente, la evidencia de la existencia de externalidades asociadas a la mayor parte de las actividades económicas, conduce sistemáticamente a un dilema social: ¿qué pérdida de bienestar está dispuesta a aceptar la sociedad para disfrutar de los bienes y servicios que la generan?

Los dilemas sociales son situaciones en que la racionalidad individual conduce a la irracionalidad colectiva, es decir, el comportamiento individual racional (pese a que no parezca razonable – lo razonable forma parte de un juicio de valor), lleva a una situación en la que todo el mundo está peor de lo que podría haber estado.

Hay muchos ejemplos de dilemas sociales. Piense el lector, por ejemplo, en la decisión de votar, especialmente cuando uno debe esforzarse para hacerlo (porque tiene un lesión en una pierna, fiebre intensa o se encuentra lejos de su circunscripción electoral el día de la votación). ¿Qué recibe uno por el esfuerzo? Muchos podrían pensar que poco: a fin de cuentas un voto, salvo en el improbable caso de empate, tiene un impacto marginalmente nulo sobre el resultado final. Si todo el mundo se dejase vencer por ese cálculo racional, quizás nadie llegaría a votar; sin embargo, el dilema social no se refiere a “todo el mundo” sino al comportamiento de *un* individuo en el contexto de una decisión colectiva. También hay casos más cercanos al objeto de esta guía. Suponga, por un momento, que vive en una ciudad de una zona semiárida como Mendoza (Argentina), en un año con muy bajas precipitaciones. Imagine, adicionalmente, que la escasez (no sólo motivada por la ausencia de precipitaciones sino, fundamentalmente, por el alto consumo de agua en la agricultura), conduce a una situación en la que comienzan a producirse cortes en el suministro. Los responsables de la gestión del agua le animan a que, en su aseo personal, sustituya los baños por duchas. Usted, sin embargo, no sólo valora la posibilidad de refrescarse sino el descanso que le proporciona un baño después de un duro esfuerzo físico, por ejemplo. Si se ducha, la situación de escasez no empeorará por su culpa, pero quizás se sienta cansado, incómodo. Si, por el contrario, decide bañarse, dejará de sentirse tan fatigado, podrá estar más tiempo bajo el agua y la cantidad de ella que consuma será insignificante comparada con el nivel de agua disponible o el consumo global de ese mismo día. Nadie se dará cuenta, de hecho, de que

² La fábula de la rana hirviendo (que, en inglés, da lugar a una expresión interesante: *boiled-frog syndrome*), se ha hecho especialmente célebre a partir de su inclusión en la película *An inconvenient truth* de D. Guggenheim (2006). Como si se tratase de una fábula, el experimento de la rana sirve a su propósito tanto si es literalmente cierta como si no. Un lector anónimo hizo saber que la ecología fisiológica de anfibios incluye la determinación de los factores que influyen en las condiciones letales. En ese sentido, la determinación de máximos térmicos críticos pone de manifiesto que, si las condiciones lo permiten, la rana posiblemente aumente su nivel de actividad e intente saltar fuera del recipiente de agua.

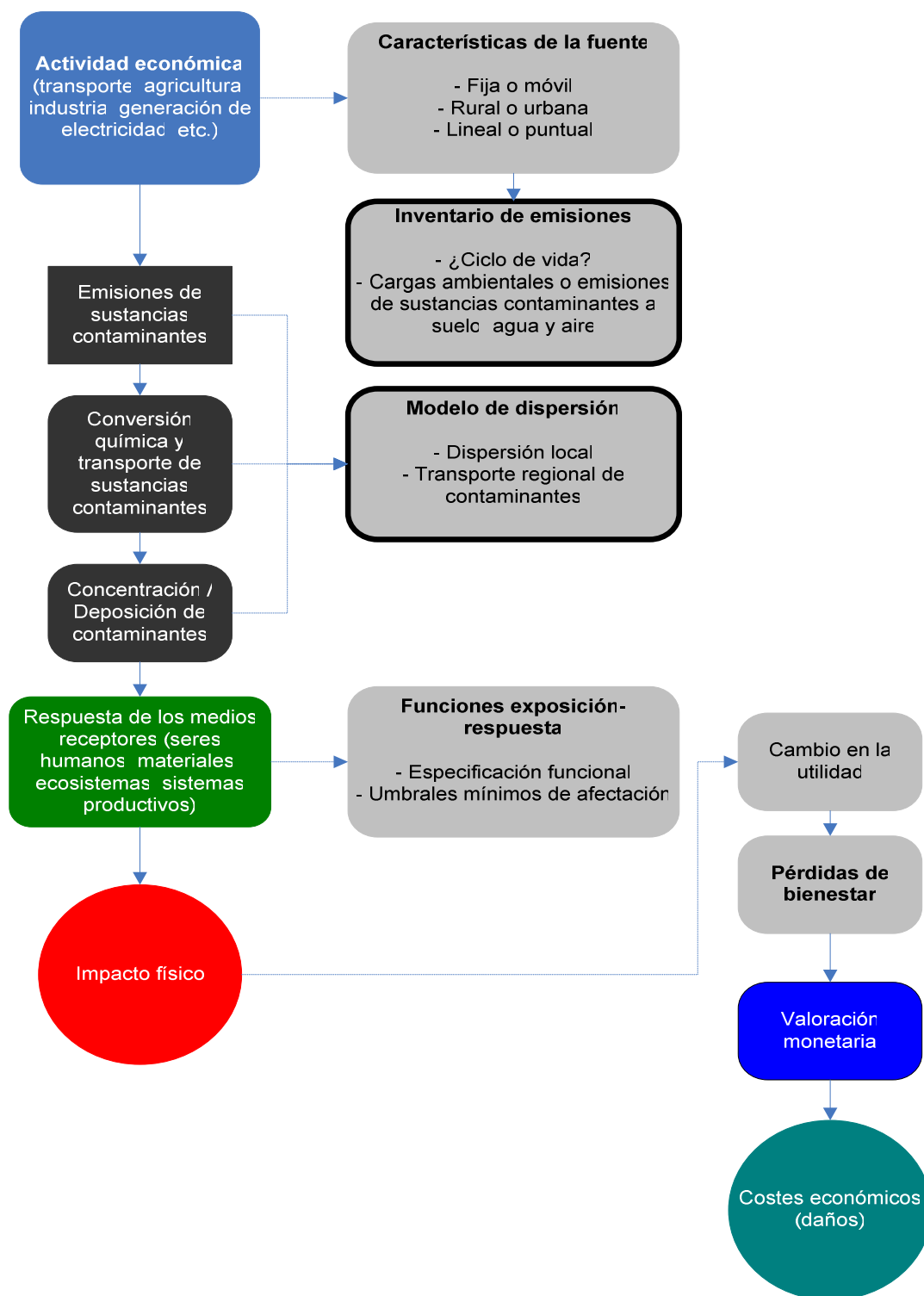
se bañó (salvo que lo haya hecho en un momento de corte en el abastecimiento y usted haya contribuido a agotar el depósito que tienen en su edificio para este tipo de situaciones). Su consumo de agua, dividido por el de miles o millones de personas, será imperceptible. No cabe duda, en todo caso, de que su comportamiento agravará la situación de escasez y perjudicará a otros ciudadanos.

3. Metodología básica

La mejor literatura científica en relación a la estimación económica de costes externos (o externalidades) ambientales, coincide en la necesidad de hacer coincidir dos enfoques metodológicos desiguales pero perfectamente compatibles: el enfoque de la ruta de impacto (propio de la metodología del proyecto ExternE de la Comisión Europea: EC, 1995a-b; 1998a; 2003; 2005) y el análisis del ciclo de vida (o conceptos equivalentes, dependiendo de la actividad económica a analizar), al menos con carácter general (es decir, para buena parte de las actividades económicas más relevantes). Para el desarrollo de ejercicios de estimación de externalidades en América Latina y el Caribe, sin embargo, ambos enfoques entran en conflicto con una restricción común: las carencias de la información de base. Por supuesto, esta restricción, que se explica igualmente por la exigencia de los instrumentos de valoración, también se da fuera de la región pero, fundamentalmente en la Unión Europea y Estados Unidos, estas carencias están siendo subsanadas a buen ritmo, con carácter más o menos general, gracias a otros programas de investigación [ver capítulo 7].

La metodología empleada tradicionalmente para el cálculo de externalidades se construye sobre la base de las llamadas **funciones de daño o rutas de impacto** [ver *epígrafes 4.1 y 4.2*]. La valoración, en ese contexto, parte del cálculo de emisiones u otros impactos ambientales (mediante la aplicación de métodos homogéneos que permitan comparaciones ulteriores), para avanzar, posteriormente, en la estimación del incremento en la concentración de los contaminantes en el medio fruto de la nueva medida. Finalmente, se integran en el marco del análisis económico los resultados obtenidos en términos físicos, producidos a partir de la explotación de los datos de referencia sobre emisiones y cargas ambientales, con el área de impacto (a partir de datos sobre la densidad y las características básicas de los diferentes medios receptores), para identificar exactamente aquellas categorías de impacto sobre las que habrán de centrarse los esfuerzos de valoración. En definitiva, esta metodología (y sus variaciones) identifica todos los impactos producidos y los cuantifica en términos físicos, para asignar posteriormente valores en unidades monetarias y calcular el daño real (que, en términos económicos, será siempre el valor monetario de variaciones positivas o negativas de bienestar ante modificaciones de la calidad ambiental, como ya se anticipaba en el *capítulo 2*) [ver *gráfico 1*]. Es importante señalar, en todo caso, que la valoración de externalidades deberá realizarse siempre a partir de la consideración, cuando menos, de dos escenarios: lo que se conoce como *línea base* (es decir, el escenario tendencial que muestre cómo evolucionarían las cosas en ausencia de la medida o conjunto de medidas analizado), y el escenario objetivo (aquel que caracteriza las medidas adoptadas para conseguir un objetivo concreto).

GRÁFICO 1
ENFOQUE DE LA RUTA DE IMPACTO (SENCILLO)



Fuente: Elaboración propia.

3.1 Valoración partiendo de cero: métodos relevantes de valoración económica

3.1.1 Los fundamentos microeconómicos de la valoración de externalidades

El análisis económico proporciona una serie de métodos para la valoración de intangibles que, por estar suficientemente contrastados y aceptados tanto en el mundo de la economía como en el de la judicatura (y disponibles desde mucho antes de lo que pudiera pensarse), son de aplicación en el intento de valorar económicamente las externalidades de diferentes actividades económicas. Una vez determinado el impacto sobre los distintos receptores (personas, animales, cultivos, edificios, ecosistemas, etc.), estos métodos modelizan el cambio en la **función de bienestar individual** que dicho impacto supone para los afectados: **función de producción** en el caso de las empresas (obteniendo, en este caso, una medida del **excedente del productor**) y **función de producción de utilidad** en el de las economías domésticas (**excedente del consumidor**). Basándose en las relaciones de complementariedad existentes en dichas funciones de producción entre el bien ambiental afectado (aire, agua, suelo, paisaje) y los bienes de mercado, estos métodos, aplicando la lógica de valoración subyacente al sistema de mercado, tratan de descubrir la disposición a pagar de los afectados por evitar un cambio ambiental que les perjudica o por asegurar uno que les beneficia. El **numeraire** (variable de referencia) al que quedan reducidos todos estos cambios en las funciones de bienestar individuales no es otro que el bienestar social que, al venir expresado en unidades monetarias, permite reducirlos a una unidad de medida común y comparable; conmensurable en un doble sentido. En primer lugar, entre los distintos impactos, ya que todos quedan expresados en una unidad de medida que refleja lo mismo: el cambio neto en el bienestar individual que cada uno de ellos supone. En segundo lugar, y trascendiendo las características concretas de los impactos ambientales de cada actividad, con respecto a otras variables monetarias de interés, como por ejemplo, el coste relativo de producción de cada bien, ya que con los necesarios ajustes, el poder adquisitivo contenido en cada unidad monetaria también puede ser referido a su equivalente en términos de bienestar social.

Regresemos por un momento al párrafo anterior para presentar de modo más sencillo esas ideas [ver gráfico 2]. Se afirmaba que los métodos de valoración que habrán de ser utilizados para estimar externalidades, modelizan el cambio en la función de bienestar individual. ¿Qué es modelizar? En realidad, un modelo no es más que un esquema teórico, una representación simplificada de la realidad, que normalmente se expresa en forma matemática. A fin de cuentas, un modelo no es más que una metáfora que ayuda a entender (cuando es bueno) y a predecir (cuando es muy bueno). ¿Qué tendrá que modelizar un método de valoración económica? En esencia, los métodos disponibles permiten analizar el cambio (positivo o negativo), que experimenta un individuo en su bienestar como resultado de un cambio en la calidad ambiental (es decir, al aumentar la contaminación atmosférica, o reducirse la calidad de las aguas que empleaba para regar su propiedad agrícola, o aumentar el número de zonas verdes cerca de su casa, o disminuir el ruido ambiente que tanto le molestaba, etc.). Ese impacto en el bienestar podrá manifestarse a través de cambios en la función de producción (al emplear agua de peor calidad, el agricultor verá como los rendimientos de sus cultivos disminuyen), o directamente a través de la función de utilidad de quien consume un bien o servicio (por ejemplo, al agravarse las enfermedades relacionadas con los bronquios por un aumento de la contaminación atmosférica).

La dificultad, como habrá intuido el lector, no reside tanto en identificar esos efectos, ni quizás en caracterizarlos; posiblemente tampoco resulte excesivamente complejo vincular esos impactos con variaciones en el bienestar de los ciudadanos. Lo realmente desafiante será expresar esas variaciones en unidades monetarias. Ahí entran en juego los métodos de valoración

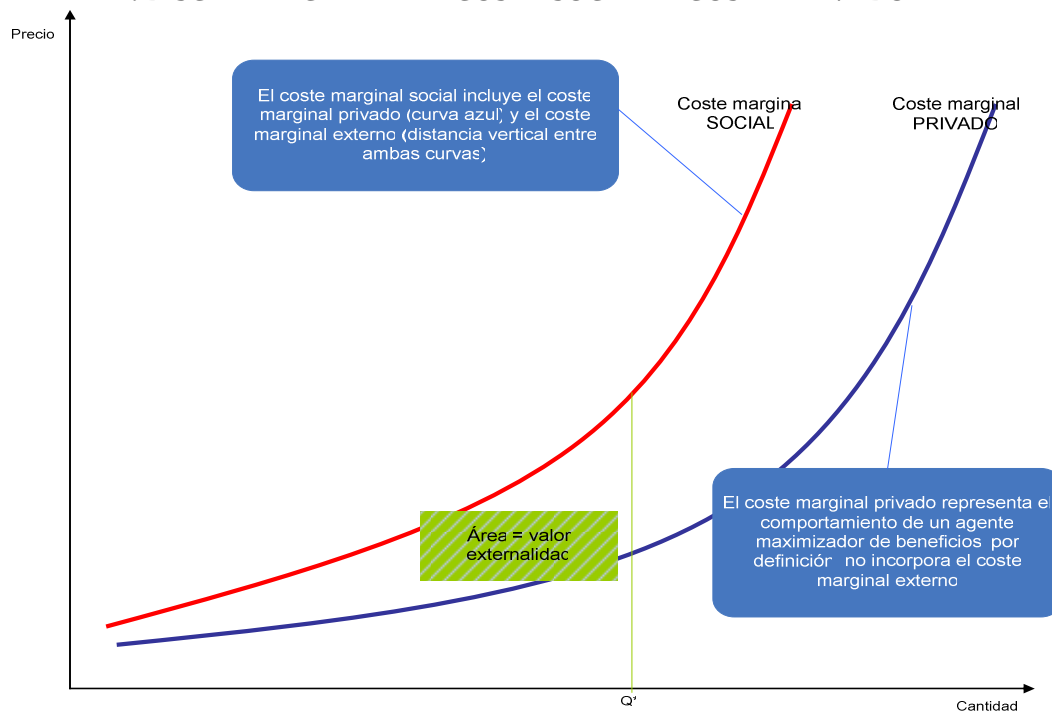
económica. ¿Cómo traducir entonces variaciones en el bienestar asociadas a cambios ambientales en unidades monetarias? El análisis económico resulta de gran ayuda en ese sentido a través del concepto de excedente del consumidor (o su equivalente, el excedente del productor).

El excedente del consumidor es una medida (monetaria) del bienestar que representa la diferencia entre lo que uno hubiese estado dispuesto a pagar por el disfrute de un bien (por ejemplo, para desplazarse desde su casa al trabajo) y lo que realmente paga (el precio efectivo de ese trayecto). El primer elemento (lo que uno estaría dispuesto a pagar), se refleja en la demanda que uno tiene por ese bien. Por continuar con el ejemplo: no será la misma si uno dispone de vehículo propio, si tiene un compañero de trabajo que se ofrece a llevarle, si vive cerca del trabajo y podría incluso ir caminando, etc. El segundo (lo que realmente paga), es el precio de mercado, la tarifa que se resulta de conciliar la demanda de ese medio de transporte y las características de su oferta. La distancia entre ambos es el bienestar que uno disfruta cuando, habiendo estado dispuesto a pagar más, se ve enfrentado a un precio menor. Y esa distancia tiene una peculiaridad muy conveniente para el análisis de externalidades: está expresada en unidades monetarias.

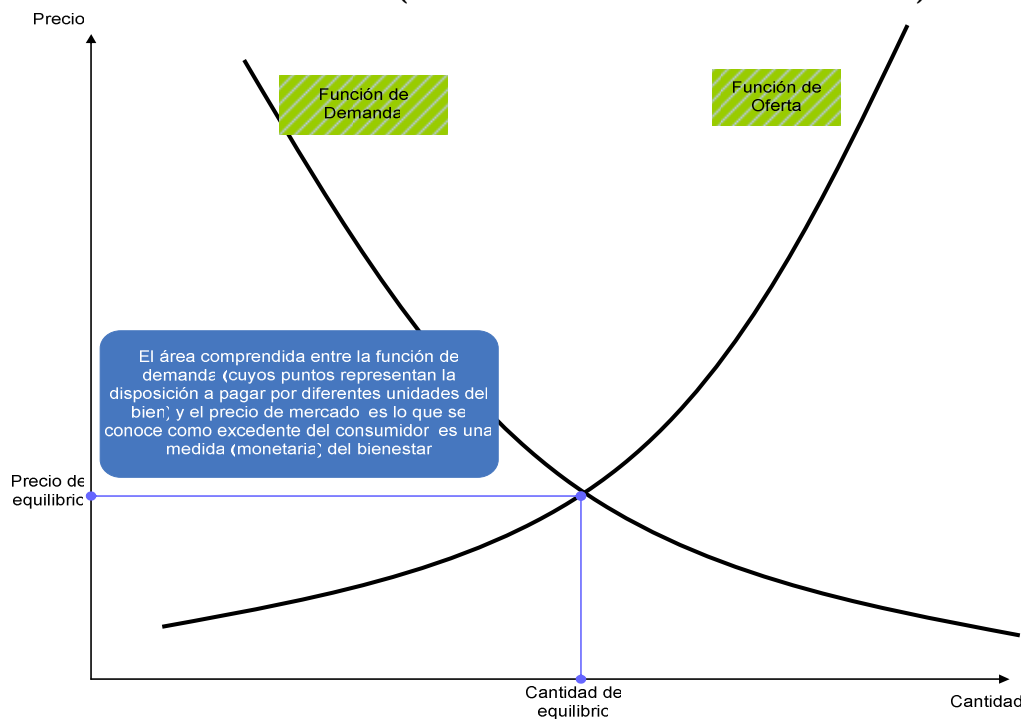
Una vez resuelta esa dificultad conceptual, conviene regresar a la idea inicial de este capítulo: la necesidad de vincular impactos ambientales expresados en unidades físicas (por ejemplo, el aumento de la concentración en la atmósfera de material particulado), con sus efectos en términos de bienestar (el aumento de la tasa de incidencia de bronquiolitis en niños menores de un año, por mencionar uno de ellos). Para muchas de las categorías de impacto que se mencionarán en esta guía, no es posible enlazar el punto de partida (emisiones contaminantes a distintos medios receptores, en el caso más habitual) con su impacto económico (resultante de la exposición de las personas y las actividades productivas a un ambiente contaminado), sin contar con un modelo de dispersión de contaminantes. Esto ocurre básicamente porque la contaminación no se distribuye homogéneamente sobre el área de estudio y, en consecuencia, los daños económicos que resulten de ella dependerán de la localización específica de las fuentes (fijas o móviles), de las que provienen las emisiones que sean relevantes y de la proximidad a la misma de los distintos sistemas receptores que puedan resultar afectados negativamente por las mismas. En otras palabras, el daño económico de la contaminación no depende exclusivamente del volumen de emisiones sino que será mayor cuanto mayor sea la densidad de población residente afectada y de actividades de producción en las proximidades de la fuente emisora de dicha contaminación. Tales elementos complejos sólo pueden capturarse si se resuelve adecuadamente el paso de la emisión de contaminantes a la inmisión a la que están expuestos los medios receptores, en un ambiente contaminado; es decir, si se dispone de un modelo de dispersión. En el epígrafe 4.1 se detallará la diferencia entre emisión e inmisión.

GRÁFICO 2 FUNDAMENTOS MICROECONÓMICOS DE LA VALORACIÓN

A. DISCREPANCIA ENTRE COSTE SOCIAL Y COSTE PRIVADO



B. EXCEDENTE DEL CONSUMIDOR (MEDIDA MONETARIA DEL BIENESTAR)



Fuente: Elaboración propia.

3.1.2 Los métodos de valoración en síntesis

¿Cuáles son los métodos que permitirían valorar económicamente externalidades? [ver gráfico 3] (para profundizar, el texto en español de Azqueta, 2007, será de especial ayuda). En general, lo ideal es disponer de información procedente de mercados bien establecidos y que funcionen con pocas distorsiones. Será el caso, por ejemplo, de las emisiones evitadas de dióxido de carbono (CO₂) como resultado de una disminución del uso de vehículos privados.³ En determinadas circunstancias [ver capítulo 5], dichas emisiones evitadas podrán ser valoradas sobre la base del precio de los derechos transferibles de emisión o los créditos de carbono que resultan de lo establecido en los mecanismos de flexibilidad del protocolo de Kioto. Es posible que sea el caso, igualmente, de la pérdida de cosechas como resultado de un vertido tóxico recurrente. Una vez depurado de cualquier subsidio que pudiese existir, el precio de mercado será un indicador del valor económico que se pierde como resultado del vertido y permitirá aproximarse a la estimación de la variación del excedente del productor, proporcionando entonces una medida monetaria de la pérdida de bienestar.

Habrán muchos otros casos, sin embargo, en que no exista mercado alguno para el bien en cuestión, especialmente aquellos que tienen que ver con el aumento de las tasas de mortalidad o morbilidad o con el deterioro de ecosistemas, por citar dos ejemplos especialmente evidentes. Que no existan mercados para determinados bienes plantea un problema, pero no insalvable. La cuantía del valor de esos bienes podrá derivarse, en muchas ocasiones, de los mercados de bienes y servicios en cuya producción intervienen (por ejemplo, como ocurre en uno de los métodos a mencionar, el precio de una vivienda, un bien de mercado, depende, entre otras cosas, del nivel de calidad ambiental de su entorno, para el que no existe mercado). Por eso, cuando el mercado no captura adecuadamente su valor social, el analista puede recurrir a una serie de métodos indirectos de valoración para estimar la disposición a pagar (por evitar un daño o disfrutar una mejora) o la compensación exigida (por renunciar a una mejora o soportar un daño). Estas metodologías emplean las **preferencias reveladas** por los consumidores como mecanismo para acceder al valor de un servicio ambiental. Para ello, se apoyan en las relaciones establecidas en las funciones de producción (de bienes y servicios o, directamente, de utilidad, como se indicaba al principio de este epígrafe), entre los bienes y servicios ambientales objeto de valoración y otros bienes y servicios o insumos productivos que circulan en el mercado.

Esta relación es de complementariedad cuando el disfrute de los servicios ambientales requiere la concurrencia de otros tipos de bienes y servicios. Este sería el caso del *método del coste del viaje* (se hacen necesarios unos servicios de transporte, con un precio determinado por el mercado, para disfrutar del bien ambiental objeto de valoración: por ejemplo, un espacio natural protegido pero amenazado por alguna causa), y de la función de *precios hedónicos*. Por el contrario, se establecerán relaciones de sustituibilidad cuando los bienes ambientales se incorporen a la función de producción junto con otro tipo de insumos procedentes del mercado que podrían reemplazarlos, al menos hasta cierto punto. Los métodos basados en la estimación de *costes evitados*, los *costes de reposición* y otros métodos basados en las *funciones de producción* forman parte de esta categoría. Una descripción sintética de los métodos basados en preferencias reveladas (es decir, en la observación del comportamiento de los individuos en el mercado) incluye, por tanto, los siguientes métodos o conceptos relevantes:

³ El Protocolo de Kioto, para la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera sobre la base de los niveles de 1990, establece en su artículo 12 una serie de mecanismos de flexibilidad para el cumplimiento con los compromisos de reducción que, en la práctica, permiten disponer de mercados de permisos transferibles de emisiones (por ejemplo, en la Unión Europea) o de los llamados *mercados de créditos de carbono* (a partir del Mecanismo de Desarrollo Limpio o los proyectos de Acción Conjunta) que, a su vez, proporcionan cuando menos una “señal” de mercado respecto a las toneladas equivalentes de dióxido de carbono.

- **Coste de reposición:** el valor económico del bien o servicio se estima como el coste financiero de su restitución o sustitución de sus servicios por medio de una tecnología creada por el ser humano (la función de depuración de aguas residuales de un humedal podría estimarse a partir del coste de construcción y funcionamiento de una estación de tratamiento de aguas residuales).
- **Coste evitado:** permite estimar el valor de la pérdida de bienestar implícita en cualquier externalidad negativa como el coste en que habría sido necesario incurrir si el bien o servicio afectado no se proporcionase o se hiciese en condiciones deficientes (daños a las propiedades evitados por la menor frecuencia e intensidad de inundaciones o costes de salud evitados gracias a la función de tratamiento de la contaminación del agua de los humedales).
- **Métodos basados en la función de producción:** se emplean en aquellas situaciones en que la provisión de un bien o servicio ambiental (agua o aire limpios, por ejemplo), es determinante para una función de producción de bienes y servicios, modificando por ejemplo las rentas de explotación (una mejora en la calidad del agua incrementa las capturas en un banco de pesca y, por tanto, las rentas de los pescadores), o para una función de producción de utilidad.
- **Coste del viaje:** equipara los costes de todo tipo en que debe incurrir una persona para llegar a un lugar, al valor de uso directo recreativo de dicho lugar (la disposición a pagar de una persona por acudir a un espacio con valor recreativo es, al menos, el coste necesario para llegar hasta él).
- **Precios hedónicos:** la demanda por un bien o servicio ambiental (por ejemplo, la posibilidad de disfrutar aire no gravemente contaminado), puede verse reflejada en el precio de un bien al que ese bien o servicio está asociado (por ejemplo, si todo lo demás permanece constante, el precio de una vivienda en una zona menos contaminada de la ciudad excederá el de una vivienda en una zona más contaminada: el diferencial de precios permite aislar el efecto marginal – el valor económico – del bien que pretendía valorarse: el aire puro).

Por su parte, los métodos de **preferencias declaradas** (en los que el individuo expresa directamente, normalmente frente a un escenario hipotético pero creíble, sus propias preferencias), tratan de acceder el valor de los servicios ambientales cuando no es posible determinar la relación entre la valoración que hace una persona de un bien o servicio ambiental objetivo y el comportamiento en mercados reales de los bienes y servicios con los que está relacionado dicho bien o servicio objetivo (como sí ocurre con los métodos de preferencias reveladas). Estas metodologías están indicadas, en el contexto de la estimación de externalidades, cuando se trata de descubrir valores basados en el reconocimiento explícito de un derecho previo sobre el activo ambiental objeto de valoración. La más representativa es la **valoración contingente** (Hanemann, 1984; Mitchell y Carson, 1989; Carson *et al.*, 1992) y trata de descubrir la disposición a pagar o la compensación exigida de una persona por la variación en las condiciones de un activo ambiental (una encuesta de valoración contingente permitiría, en teoría, aproximarse a ese valor preguntando directamente por la cantidad monetaria que estaría dispuesto a percibir o desembolsar un encuestado enfrentado a una situación hipotética).⁴

⁴ La valoración contingente puede presentarse como un caso particular de un modelo de utilidad aleatoria, que de forma específica propone la realización de experimentos de elección (entre los que la valoración contingente sería una opción) para modelizar la importancia (utilidad marginal) que conceden los consumidores, a la hora de tomar una decisión, a ciertos atributos o características de los bienes y servicios (Hanley *et al.*, 1998).

Repasemos las ideas más importantes con algún ejemplo. Cuando se desea conocer el efecto que un impacto físico concreto (el aumento de la contaminación atmosférica como resultado del transporte público, la degradación del suelo agrícola por usos intensivos, la reducción progresiva de las reservas de combustibles fósiles como resultado de la demanda de energía, etc.) tiene sobre el bienestar de un individuo, existen dos alternativas desde el punto de vista del analista. Se puede preguntar directamente al afectado. En ese caso, la valoración será el resultado de lo que el propio afectado manifieste directamente (preferencias declaradas). Eso no siempre será posible y es factible que, en muchas ocasiones, no sea ni siquiera deseable. En ese caso, bajo determinadas circunstancias, se podrá emplear la información disponible en mercados subrogados, en el sentido en que se ha explicado previamente. En ese caso, el individuo en cuestión estará *revelando* sus preferencias, aunque no las manifieste directamente.

Imagine que estuviésemos analizando las externalidades asociadas a la contaminación que deriva del transporte urbano en una ciudad de América Latina. Un efecto especialmente severo de la concentración de sustancias contaminantes sería el aumento de la morbilidad (proporción de personas que enferman en un lugar y en un momento determinado). Una vez identificadas las personas con problemas de salud que pudiesen haber sido causados, o agravados, por el aumento en la contaminación, sería posible entrevistar a cada una de ellas o, si los recursos (tiempo y dinero) no fuesen suficientes, al menos a una muestra representativa de las mismas. Como resultado de una entrevista más amplia, cabría la posibilidad de preguntar a cada persona perjudicada lo siguiente: «¿Considera que su bienestar se ve afectado por el aumento de la contaminación? ¿En qué sentido? ¿Cuánto estaría dispuesto a pagar si supiese que el gobierno local llevará a cabo un programa para eliminar dicha contaminación?». Como es lógico, las respuestas podrían ser múltiples (si bien trasciende el objeto de esta guía analizar en detalle las mismas). Suponga por un momento, sin embargo, que la respuesta a la última pregunta, tras afirmar que su bienestar se ve afectado porque ahora todos los inviernos tiene problemas bronquio-pulmonares mucho más agudos, es la siguiente: «¿Por qué habría de pagar? Ya pago impuestos todos los años. La municipalidad debe resolverlo sin contar conmigo. Más bien al contrario: debería compensarme». En esa circunstancia, siempre existiría la posibilidad de plantear la pregunta de otro modo: «¿Cuál sería la compensación que exigiría por sufrir esta contaminación?». Con independencia de si dicha compensación llegase finalmente a establecerse (cabe recordar una vez más que la valoración, el análisis económico, no sustituye en ningún caso a la decisión), el analista dispondría de una información muy útil para conocer el valor monetario de la pérdida de bienestar asociada al aumento de la contaminación. Si siguiese un procedimiento similar, la habría obtenido con un método de preferencias declaradas (en concreto, el método de valoración contingente).

Ahora bien, podría darse el caso de que se recurriese a una aproximación metodológica alternativa (y complementaria, si los recursos lo permiten): se podría analizar el comportamiento de una serie de ciudadanos en la compra de viviendas en función de la contaminación atmosférica de cada zona de la ciudad o incluso de diferentes ciudades. Para ello sería imprescindible aislar la variable de interés (el grado de contaminación atmosférica) de otras variables o atributos de la vivienda que también, sin duda, determinan su precio: características estructurales, variables relacionadas con la accesibilidad, otros atributos ambientales, etc. En este caso, el analista estaría empleando un método de preferencias reveladas (específicamente, el método de la función de precios hedónicos).

Tradicionalmente se habla de métodos *directos* e *indirectos*, si bien esta distinción es ocasionalmente equívoca y parece más adecuado referirse a métodos basados en preferencias declaradas y métodos basados en preferencias reveladas. En éstos últimos, la participación directa del entrevistado es esencial para asignar un valor, ordenar o elegir directamente. En los primeros, sin embargo, el comportamiento de los ciudadanos será observado por el analista, normalmente

sin que los primeros sean conscientes de ello. La elección óptima será normalmente aquella que permita combinar diferentes métodos, si bien es preciso atender a la restricción presupuestaria en ese caso.

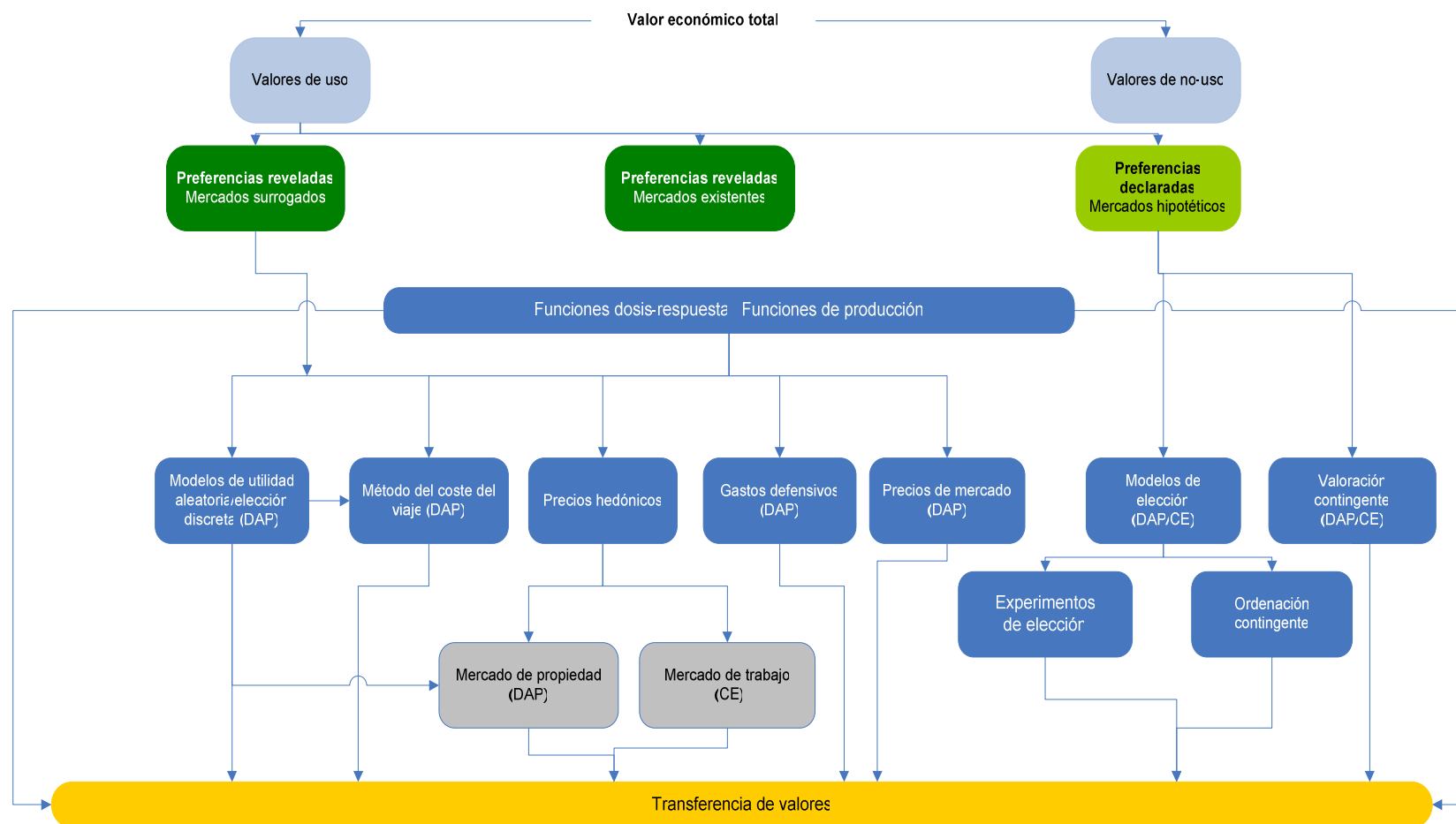
En todos los casos, pese a lo que convencionalmente tiende a creerse, se trata de métodos bien conocidos (y consolidados): los métodos de precios hedónicos (Court, 1939),⁵ o el coste de viaje (Clawson y Knetsch, 1966)⁶ o la valoración contingente (Davis, 1963),⁷ son además métodos disponibles desde hace muchos años. El problema con la aplicación de estos métodos es que, al descubrir el valor que las personas concederían a la calidad ambiental a partir de la información que proporcionan en mercados subrogados o simulados (hipotéticos), el resultado final depende, como es natural, de la distribución de la renta (Hanemann, 1991): de hecho, lo que estos métodos tratan de descubrir es la correspondiente función de demanda de determinados bienes y servicios ambientales. Ahora bien, cuando el analista aplica estos métodos en el contexto de un país determinado, puede suprimir esa influencia normalizando por la distribución de la renta (Boyle y Bishop, 1988), y de hecho lo hace cuando imputa un valor uniforme al que suele ser el principal impacto ambiental desde el punto de vista de su incidencia: el valor de una vida estadística (Viscusi, 1993). Sin embargo, cuando se produce esta comparación entre el daño ambiental causado por un mismo impacto ambiental (carga contaminante) en dos países con niveles de renta *per capita* muy diferente, no se lleva a cabo esta normalización, y el daño resultante será sustancialmente distinto.

⁵ En realidad, aunque Court (*op. cit.*) tiende a ser identificado como el padre de la modelización de funciones de precios hedónicos, lo cierto es que estudios previos, para la estimación del valor de la tierra de cultivo, ya habían sido desarrollados con anterioridad por Hass (1922) y Wallace (1926). En todo caso, fueron Griliches (1967, 1971) y Rosen (1974) quienes proporcionaron el marco teórico y metodológico básico para la estimación de funciones hedónicas, en su aplicación a la valoración del medio ambiente.

⁶ En este caso, la idea del método del coste de viaje se atribuye a Harold Hotelling, quien propuso el concepto en una carta al director de un parque en 1947. Sin embargo, no se puso en práctica hasta finales de la década de los sesenta del siglo pasado, y sólo ha sido formalizado de manera más sofisticada recientemente (siendo McConnell, 1977 y 1985, las referencias básicas).

⁷ En 1993, un equipo liderado por los premiados con el Nobel en Economía, J.K. Arrow y R. Solow, recibió el encargo de analizar la utilidad del método de valoración contingente. Su informe (Arrow *et al.*, 1993) es considerado, todavía hoy, una de las referencias básicas. El método, sin embargo, data de 1947, cuando fue propuesto por S.V. Ciriacy-Wantrup (Universidad de Berkeley). En todo caso, la referencia ineludible, al menos para el autor de esta guía, es Carson *et al.* (1992), elaborado para evaluar los daños del vertido de petróleo del Exxon Valdez y sobre el que se construye el análisis crítico de Arrow y Solow.

GRÁFICO 3 MÉTODOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA



Fuente: Elaboración propia a partir de OECD (2006).

3.1.3 Algunos aspectos críticos de la valoración

Hasta el momento se ha explicado como se procede a valorar en términos monetarios la variación de bienestar (positiva o negativa, según el caso), asociada a una modificación en la calidad ambiental como resultado de una actividad económica concreta. Ese análisis se ha desarrollado para un individuo pero, habitualmente, las externalidades afectan a colectivos de individuos, cuando no a la sociedad en su conjunto. Es preciso enfrentarse, por lo tanto, al reto de **agregar** preferencias individuales. El procedimiento convencional en las metodologías presentadas previamente consiste en tratar de establecer valores individuales para después agruparlos como representativos de un colectivo relevante (una comunidad, un estado, o todo el mundo). Este mecanismo es apropiado cuando los servicios provistos por el activo son disfrutados individualmente. Sin embargo, este tipo de valoración basada en las preferencias individuales podría no ser adecuado en casos en los que los valores dependen de las interacciones del colectivo; la formación de preferencias es, en algún sentido, un proceso social. En cualquier caso, lo cierto es que el paso de funciones de utilidad individuales a una función de bienestar social implica frecuentemente asumir una simplificación de la realidad objetiva que se pretende cuantificar.

Otras dificultades de carácter más técnico estarían relacionadas con el riesgo de incurrir en una **doble contabilización** de valores, es decir, incorporar en el análisis dos o más veces la misma pérdida de bienestar, sobreestimando entonces la externalidad. A este respecto, Turner *et al.* (2003) alertan de la existencia de funciones complementarias y competitivas. En el caso de las primeras, como podría ser un bosque en el que se desarrollasen en armonía la explotación forestal sostenible y actividades de turismo, la adición de ambos valores para estimar el coste externo en que se incurre al conceder una licencia para explotar un yacimiento de petróleo, deforestando una parte de ese bosque, sería legítima. Si, por el contrario, la externalidad surgiese en torno a un río en que se quisiesen compatibilizar las funciones recreativas (pesca, por ejemplo), con las de riego de superficies agrícolas, se estaría ante servicios que compiten por el activo y, en ese caso, agregar ambos valores sería incorrecto.

En tercer lugar, existe una dificultad inherente a la **escala** (espacial) que se emplee en el análisis económico de externalidades. Muchos ejercicios que podrían resultar de interés al analista como referente, habrán sido realizados a escala de detalle (cuenca hidrográfica, espacio natural protegido, transporte urbano en una ciudad, etcétera), y sus resultados podrían ser específicos de la localización. Este problema será especialmente relevante en una situación muy concreta: si por carencia de tiempo, de recursos humanos, de medios materiales, de conocimiento, no fuese posible emplear ninguno de los métodos anteriores, la única alternativa factible para analizar económicamente las externalidades será recurrir a estimaciones obtenidas para análisis similares pero en otros lugares. Eso obligaría a trasladar, con todas las cautelas necesarias y con el rigor exigible, los resultados de esos otros ejercicios al contexto del análisis que se esté desarrollando.

3.2 La transferencia de resultados

Esta dificultad no es nueva en el ámbito de la valoración económica de la calidad ambiental: la denominada transferencia de resultados es la técnica a emplear para trascender la especificidad geográfica de los valores estimados en ejercicios concretos. Aunque en ocasiones se defina como uno más de los métodos de valoración de la calidad ambiental, lo cierto es que se trata más bien de una herramienta de *meta-análisis*. Consiste en emplear el valor monetario del coste externo a analizar que ha sido determinado empíricamente en una localización concreta (*estudio de origen*)

por medio de las técnicas mencionadas en el *epígrafe 3.1*, al contexto propio del estudio que se está llevando a cabo (*estudio de destino*).

Estas técnicas han ganado interés en la medida en que son coste-efectivas (permitirían emplear repetidamente los resultados de un único ejercicio en aquellos lugares donde las condiciones lo permitiesen), y su desarrollo ha estado muy ligado al uso del análisis coste-beneficio como herramienta para informar decisiones de carácter público (Brouwer *et al.*, 2000).

Son varias las formas que puede adoptar una transferencia de resultados, de manera que las tres variantes que se presentan a continuación son los referentes en un conjunto de posibilidades que van desde una transposición simple de valores entre dos localizaciones distintas hasta sofisticados modelos que tratan de tomar en consideración todas las diferencias existentes entre los lugares de origen y destino de los datos. Sin embargo, a pesar de lo que pudiera pensarse a priori, no siempre un mayor grado de sofisticación implica un mayor éxito en la transferencia (Ready y Navrud., 2006). De lo más simple a lo más complejo, las tres posibilidades que maneja la literatura son (*ibídem*; Hanley *et al.*, 2006):

- Transferencia de *valores unitarios no ajustados*: la más simple de las tres alternativas, consiste en la aplicación del valor estimado (un escalar, un número, expresado en unidades monetarias), en el lugar de origen al lugar de destino para el que se requiere dicha estimación. En la práctica se suelen transferir la media o la mediana del valor de referencia. Por su sencillez, esta técnica es atractiva, pero, al menos en teoría, su alcance sería limitado ya que no hace frente a la diferencia de condiciones existentes entre los lugares de origen y destino. Es, en algún sentido, una extrapolación no demasiado rigurosa, salvo que puedan controlarse los siguientes elementos: las diferencias en las características socioeconómicas de las poblaciones de origen y destino; las diferencias en las características biofísicas de lugares y activos; las diferencias en los cambios en la calidad ambiental; y las asimetrías en las condiciones de mercado.
- Transferencia de *valores unitarios ajustados*: tiene en cuenta la variabilidad de las condiciones entre los lugares de origen y destino. Es posible distinguir tres tipos de ajuste. En primer lugar, el denominado “juicio de expertos” consiste en tomar en cuenta opiniones cualificadas para orientar la transferencia de valores. En segundo lugar, la técnica de identificación de submuestras transferibles busca, en el conjunto de toda la muestra de origen, el subconjunto de individuos cuyas características personales (edad, renta, etcétera), sean asimilables a las características de la población del lugar de destino. Por último, el meta-análisis consiste en la recogida y análisis estadístico de un número de ejercicios de valoración cuyos resultados sean potencialmente aplicables al lugar de destino.
- Transferencia de *funciones de resultados*: esta opción permite incorporar de forma más sofisticada las diferencias existentes entre los lugares de origen y destino. Una función de transferencia de resultados consiste en una regresión que explica las variaciones entre las disposiciones a pagar o las preferencias entre individuos a partir de las diferencias entre los factores socioeconómicos y, en ocasiones, de las características biofísicas de los activos. Es más compleja que la transposición de escalares de las dos alternativas anteriores y ha sido señalada como la solución más robusta a un problema de transferencia de resultados (Kirchoff *et al.*, 1997), si bien es al mismo tiempo la técnica más compleja y costosa.

En todos aquellos casos en los que el analista pueda proporcionar estándares de precisión mayores a aquellos considerados como tolerables por el decisor, esta técnica puede resultar de gran interés.

3.3 La tasa de descuento

El analista debe tomar dos decisiones básicas a la hora de evaluar los impactos ambientales (las externalidades): la primera decisión tiene que ver con la dimensión espacial de los impactos, es decir, dónde fijar la frontera del análisis económico de externalidades. Habitualmente, esa frontera podría ser difusa. Pensemos nuevamente en el caso de la contaminación atmosférica asociada al transporte rodado en una ciudad. Las emisiones de los vehículos podrán tener carácter local (por ejemplo, las partículas en suspensión), carácter regional (óxidos de azufre) e incluso carácter global (gases de efecto invernadero). En función de donde se opte por fijar la frontera del análisis, algunos impactos serán considerados o no. Más adelante (*capítulo 6*), se regresará sobre este tema.

Mucho más importante es la segunda decisión, vinculada esta vez al **horizonte temporal de los impactos**. Los impactos ambientales de muchas actividades económicas pueden ser, en función del ámbito temporal en el que dejan sentir sus efectos, estrictamente puntuales (por ejemplo, el ruido del tráfico), más o menos persistentes (las emisiones de sustancias contaminantes como resultado de la combustión de los motores), o básicamente permanentes (el efecto asociado a la construcción de infraestructuras: vías de transporte, etc.), es decir, esencialmente irreversibles. Adicionalmente, estos impactos ocurren en diferentes momentos del tiempo, están ligados a distintas fases del ciclo de vida de cada bien (un kilómetro recorrido por un viajero, un kilómetro recorrido por una unidad de una mercancía, un kilovatio-hora, una unidad cosechada de un cultivo, una unidad de un bien industrial, etc.). Una fuente adicional de dificultades, por lo tanto, es la relacionada con el tratamiento de estos impactos que, no sólo aparecen en distintos momentos del tiempo, sino que dejan sentir sus efectos con distinta intensidad temporal.

Continuemos el ejemplo del transporte rodado urbano. Los impactos instantáneos que se produzcan en el acto de transportar una persona o una mercancías podrán ser atribuidos a cada *km· pasajero* o a cada *km· kg*. Será el caso, por ejemplo, de la contaminación acústica. El impacto atribuible a un vehículo se genera durante el desplazamiento pero desaparece una vez que el vehículo se detiene y apaga el motor. No persiste en el tiempo (algo diferente es que sea recurrente: será la suma de impactos iguales o equivalentes repetidos a lo largo del tiempo pero, en cada caso, serán impactos instantáneos y atribuibles a cada kilómetro recorrido).

Hay, sin embargo, impactos de corta duración que se producen durante las etapas previas al transporte de personas o mercancías (por ejemplo, el ruido asociado no al transporte sino a las obras de construcción de las infraestructuras viales). En este caso, el analista deberá enfrentarse a un problema asociado: el peso unitario de la externalidad (la ‘penalización’ que cada kilómetro recorrido recibirá por ellos), dependerá no sólo de la distancia total recorrida (como cualquier coste fijo), sino también del momento en el tiempo en que se produzca el desplazamiento, lo que implicará la necesidad de calcular su valor presente (es decir, actualizar su valor mediante el empleo de una tasa de descuento).

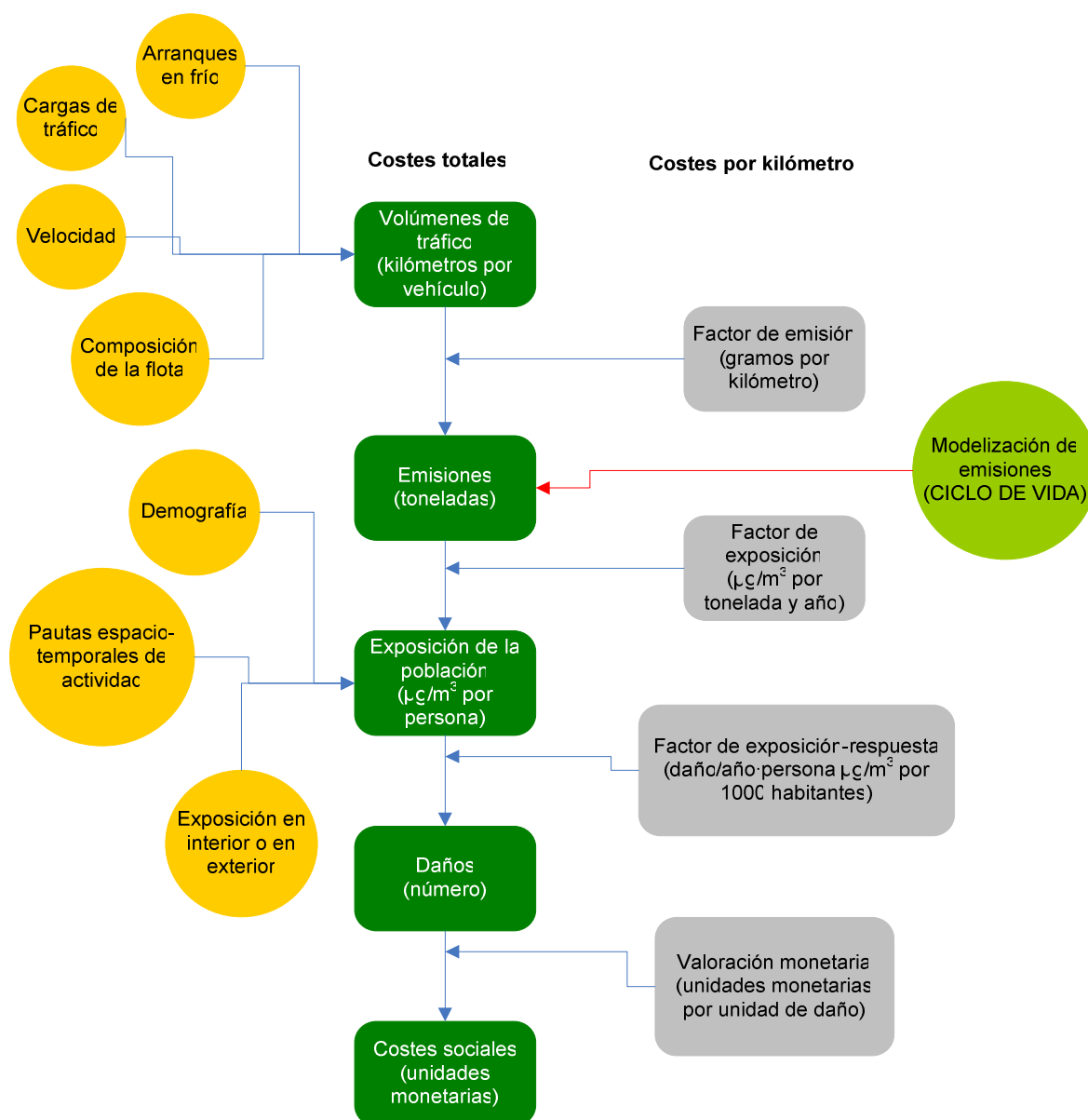
¿Y qué ocurrirá con los impactos que se extiendan más en el tiempo? Los impactos persistentes que se originan en la quema del combustible en el motor pueden ser atribuidos directamente a cada kilómetro recorrido (es allí donde se producen), pero sus efectos deberán ser descontados para poder alcanzar un valor unitario que refleje el coste asociado a cada kilómetro recorrido. Los impactos previos, pero igualmente con carácter persistente, serán los más complejos de tratar. Por un lado, la carga unitaria de cada *km· pasajero* o cada *km· kg*, dependerá del número total de *km· pasajero* o *km· kg* y del momento del tiempo en el que se producen (al igual que en el caso de los impactos instantáneos). El hecho de que sean persistentes, por otro lado, introduce la dificultad añadida de tener que descontar también a su valor presente todos los efectos que estos impactos van generando a lo largo del tiempo. Uno podría pensar, por ejemplo,

que las emisiones asociadas al transporte de pasajeros y mercancías se generan únicamente en la combustión en el motor de diferentes combustibles líquidos. Ahora bien, esos vehículos no habrían podido cumplir su cometido o, desde luego, no del mismo modo, si no se hubiesen asfaltado las calles. ¿Debe considerarse que las emisiones de esa fase de construcción, previa al transporte mismo, son impactos ambientales imputables al mismo? La respuesta es clara: lo son puesto que no se habrían producido de otro modo (se emitieron esas sustancias porque era necesario construir vías de transporte). ¿Y las emisiones asociadas a la producción del asfalto o de la propia maquinaria de construcción? Podría hablarse, incluso, buscando un paralelismo con el análisis microeconómico, de *costes externos hundidos*, es decir, costes externos irrecuperables, impactos irreversibles que llevan asociada una pérdida de bienestar en muchos casos permanente.

Para integrar en el análisis económico de externalidades aquellos impactos que se hayan producido en el pasado o aquellos que podrían generar pérdidas de bienestar en el futuro, es preciso emplear un factor de descuento, para poder computar el *valor presente* de los distintos impactos ambientales. Dicho de otro modo, es imprescindible contemplar todos los impactos a lo largo del ciclo de vida del bien en cuestión [ver *gráfico 4*, para ver una representación de los impactos asociados al análisis de ciclo de vida del transporte].

Hay dos informaciones básicas a considerar, por lo tanto, desde un punto de vista temporal: cuándo se produce cada impacto y cuánto tiempo dura desde entonces. Una vez delimitado el valor total del impacto, se hace necesario atribuirlo a las unidades de bien producidas (en este caso, kilómetros recorridos por pasajero o unidad de mercancía). Pese a que, en términos reales, ello podría no ser del todo correcto, el procedimiento habitual es el de dividir el impacto total por la cantidad de *km· pasajero* o *km· kg* a lo largo de la vida útil de la infraestructura, obteniendo de esta forma un valor unitario medio.

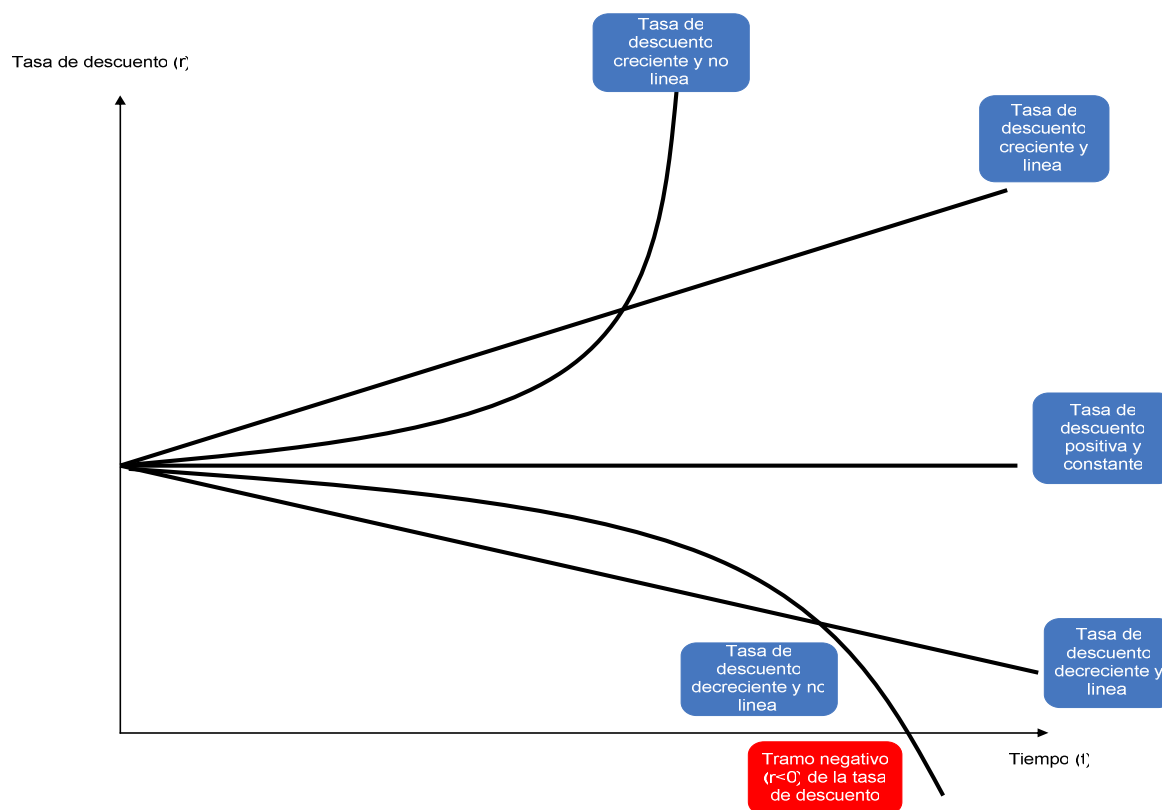
GRÁFICO 4
ADAPTACIÓN DEL ENFOQUE DE LA RUTA DE IMPACTO AL TRANSPORTE



Fuente: Elaboración propia.

¿Qué significa descontar? En esencia, el descuento es un procedimiento técnico que permite actualizar el conjunto de los impactos (un flujo de costes externos), para expresarlos en función de su valor, no en el momento en que se produjeron sino hoy, en el momento de la decisión. En esencia, eso significa que el analista tendrá que conceder un peso concreto a aquellos impactos que ocurran en un momento diferente al presente. Si el peso que se concede a lo que ocurrirá en el futuro es mayor (es decir, si se asume que la generación presente concede al bienestar de las generaciones futuras un peso superior al suyo), se empleará una tasa de descuento negativa. Si se concede exactamente el mismo peso, será coherente aplicar una tasa de descuento cero (que, a todos los efectos, es equivalente a no descontar). En esos dos casos, lo que sucediese en el presente tendría escasa trascendencia en el impacto total a lo largo de todo el ciclo de vida (mucho menos lo que ya hubiese sucedido en el pasado). La práctica habitual (que concede mayor peso a lo que ocurre antes), consiste en emplear una tasa positiva de descuento. En el contexto de la estimación de externalidades, el empleo de una tasa de descuento positiva tendría un significado muy concreto: aquellos impactos ambientales que tengan trascendencia en el futuro, perderán valor al ser trasladados al presente, es decir, al ser expresados en unidades monetarias corrientes. Hay algo más, la tasa de descuento podrá adoptar una forma lineal: si la línea es horizontal [ver *gráfico 5*], la tasa de descuento será constante (un tanto por cien concreto, igual para cualquier momento del tiempo); podría darse el caso, no obstante, de que la tasa de descuento fuese lineal pero creciente (a medida que transcurre el tiempo el valor actualizado de la externalidad disminuye cada vez más) o decreciente (disminuye pero cada vez menos). Por supuesto, no existe ninguna razón teórica que impida pensar también en formas funcionales no lineales. La práctica más recomendable indicaría que la tasa de descuento no se estima sino que se observa. Cuando el análisis se centra en lo que previamente se daba en llamar un análisis de rentabilidad *financiera*, la tasa de descuento a emplear debe ser, casi con carácter general, el tipo de interés real de la economía. Ese mismo criterio no puede aplicarse, sin embargo, si lo que se pretende es incorporar externalidades (y, consecuentemente, evaluar la rentabilidad *económica* de una decisión); en ese caso, es necesario emplear una tasa social de descuento, que refleje las preferencias de la sociedad. En esa situación, es importante tomar en consideración que, si se trata de evaluar un proyecto especialmente dañino para el medio ambiente, la tasa de descuento normalmente debería fijar un criterio exigente: es decir, debería ser alta. Si el proyecto tiene como objetivo fundamental mitigar un impacto ambiental, la tasa de descuento quizás tendría que ser baja, cuando no cero (o incluso negativa). En este caso, de hecho, sería muy razonable emplear una tasa de descuento que decreciese con el tiempo hasta hacerse cero en un momento dado. La decisión sobre la linealidad es más compleja: no sólo afecta a la forma funcional elegida para la función sino a la complejidad consiguiente del análisis.

GRÁFICO 5
TASAS DE DESCUENTO



Fuente: Elaboración propia.

4. Análisis económico de impactos causados por emisiones: el enfoque de la ruta de impacto

El *enfoque de la ruta de impacto* no podría tener un nombre más explícito. Consiste en: a) hacer un seguimiento preciso de las emisiones (registradas en un inventario del ciclo de vida), a través del aumento de la concentración de sustancias contaminantes en la atmósfera, b) determinar las inmisiones (es decir, la parte de las emisiones que afecta a los diferentes medios receptores) a través de un modelo de dispersión de dichos contaminantes, c) estimar los impactos ambientales en unidades físicas al cruzar los datos de inmisión con los receptores de la misma (es decir, al caracterizar la exposición a dichos contaminantes) y, por último, d) asignar valores monetarios a dichos impactos para expresarlos en unidades monetarias y, así, dimensionar la pérdida de bienestar que hemos dado en llamar externalidad. Este capítulo pretende recorrer secuencialmente y del modo más intuitivo posible, las diferentes etapas de ese enfoque metodológico, es decir, transitar la ruta de impacto.

4.1 La dispersión de contaminantes, el aumento en la concentración y la exposición de medios receptores

Lo ideal sería poder asociar el punto de partida de cualquier estudio sobre externalidades ambientales (esencialmente emisiones de sustancias contaminantes, como se indicó en epígrafes previos), con su impacto económico, resultante de la exposición de las personas y las actividades productivas a un ambiente contaminado. Sin embargo, esto frecuentemente es más fácil de decir que de hacer. La dificultad se debe fundamentalmente a que la contaminación no se distribuye homogéneamente en el espacio, de modo que los daños asociados tienden a ser específicos de la localización (es decir, del lugar donde se encuentra la fuente en el momento de la emisión). Para poder asumir este reto, es preciso disponer, cuando menos, de cuatro fuentes de información:

- Un inventario de emisiones o cargas ambientales, obtenido para el ciclo de vida completo, siempre que esto sea posible.⁸
- Bases de datos (e, idealmente, información cartográfica asociada), para la caracterización de los medios receptores y su localización en el espacio.
- Datos sobre el aumento en la concentración de contaminantes en el medio receptor.
- Información sobre el comportamiento de dichos contaminantes (por ejemplo, en el caso de contaminantes atmosféricos, éstos podrán depositarse por gravedad – *deposición seca* – o como resultado de la lluvia o el vapor de agua – *deposición húmeda* –, o quizás transformarse químicamente en la atmósfera, bien para ser asimilados naturalmente por la misma o para convertirse en contaminantes secundarios.

De este modo, se obtendrá una serie de datos intermedios de mucho interés: más allá del aumento en la concentración atmosférica de determinados contaminantes, será posible estimar el grado de exposición de un medio receptor concreto (persona, animal, cultivo, ecosistema, etc.), a cada una de esas sustancias y, así, aproximarse al impacto que dicha exposición implica. Este procedimiento permite destacar una observación crucial, que no debiera ignorarse: el daño económico (la pérdida de bienestar), asociada a la contaminación, es mayor a medida que crece la densidad de población o de cualquier otro medio receptor, especialmente en las proximidades de la fuente de emisiones. Ahora bien, para poder estimar en esta fase de la ruta de impacto, es imprescindible resolver adecuadamente un primer paso crítico: el paso de la emisión de contaminantes a la inmisión a la que están expuestos los medios receptores. Ese paso sólo puede darse en presencia de un **modelo de dispersión**.

La mayor parte de los modelos de dispersión disponibles (ver *epígrafe 7.3*), suelen ser complejos modelos computacionales que, o bien es muy costoso construir o, si son otros quienes los construyen, son muy difíciles de emplear. ¿Son necesarios para una estimación de externalidades? En sentido estricto, y aunque parezca una obviedad, lo único que se necesita es un modelo de dispersión adecuado. ¿Adecuado? ¿En qué sentido? Por una parte, lo será si proporciona resultados equivalentes (es decir, convergentes), a los que se obtendrían con esos modelos más complejos cuyos resultados, frecuentemente, estarán disponibles en la literatura científica. Tendrá que ser adecuado también en el sentido de ofrecer resultados apropiados para el nivel del estudio. Idealmente, por último, será conveniente que el modelo de dispersión permita capturar algunos rasgos específicos de las externalidades ambientales que tienen su origen en el ámbito espacial de referencia (una ciudad, una región, un país). Esta última observación es clave: la configuración de los vientos, los niveles de precipitación atmosférica, o la longitud de la zona costera (por ejemplo, de un país como Chile), harán que la contaminación, incluso de fuentes similares, tenga un comportamiento diferente y un impacto sustancialmente distinto.

Ahora bien, un modelo de dispersión (es decir, una representación simplificada del comportamiento de las sustancias contaminantes en la atmósfera), suele ser, casi por definición, el resultado de muchos otros modelos que caracterizan aspectos parciales (la orientación y la intensidad del viento, la pluviometría, la configuración de las fuentes fijas o móviles de contaminación, los cambios en la composición química de la atmósfera, etc.). Sin éstos, parece difícil pensar en un buen modelo de dispersión. Los requisitos de información crecen.

⁸ Si no lo fuese, eso no eliminaría el requisito: se podrá emplear un inventario más básico de emisiones referidas sólo a una fase del ciclo de vida (reconociendo los sesgos que se derivan de ese uso parcial). Sin él, aunque sea sesgado, es prácticamente imposible sostener una posición defendible.

Afortunadamente, sin embargo, se han desarrollado en los últimos años, algunos esfuerzos metodológicos muy interesantes (Curtiss y Rabl, 1996; Spadaro y Rabl, 1999a-b; Rabl y Spadaro, 2000) que permiten disponer de un modelo de dispersión *simplificado*. Dicho de otro modo, permiten resolver de modo adecuado el paso de emisiones a inmisiones sin necesidad de recurrir a modelos más complejos de carácter meteorológico o físico-químico. El resto del capítulo hará mención expresa a estos modelos simplificados, por entender que su uso en la región es más conveniente que el desarrollo de modelizaciones más sofisticadas y costosas.

4.2 Funciones dosis-respuesta (o exposición-respuesta)

Uno podría haber elegido, por supuesto, procedimientos alternativos. Por ejemplo, se podría tomar el dato agregado de emisiones de un contaminante a la atmósfera, establecer algún procedimiento más o menos complejo de asignación a diferentes fuentes y, posteriormente, dividir cada uno de esos datos por la producción total de un bien (por ejemplo, g/m³ de agua). Estaríamos ante un procedimiento agregado (top down, en la literatura anglosajona) en el que, sin duda, se cometerían múltiples errores. El protocolo que define el enfoque de la ruta de impacto permite un análisis más fino y es, por definición, desagregado (bottom up): en ese caso, por ejemplo, se estiman los µg/m³ de aumento en la concentración de un contaminante en la atmósfera referidos a un km² pasajero recorrido por un vehículo; a partir de la estimación de ese coste marginal, es posible generar información para otro tipo de decisiones al tiempo que agregar, con las cautelas necesarias, partiendo de ese detalle.

Este enfoque (o sus variaciones) calculan los daños producidos por la contaminación recorriendo toda la ruta de impacto del contaminante. Ya se analizó en el epígrafe previo un primer reto importante: el paso entre emisiones e inmisiones a través de un modelo de dispersión. Ahora bien, ¿cómo determinar el impacto físico que generan dichas inmisiones? Este epígrafe analiza ese segundo reto metodológico.

Si los modelos de dispersión eran la primera solución a nuestros problemas, las funciones dosis-respuesta (o, para ser más precisos, **funciones exposición-respuesta**), son la respuesta al segundo. Será necesaria, en sentido estricto, una función para cada ruta de impacto. Dicho de otro modo, si se pretende evaluar el impacto que las emisiones de partículas asociadas al transporte urbano tienen sobre los niños menores de diez años., será preciso disponer de tantas funciones como dolencias uno pueda asociar a la exposición a dichos contaminantes (enrojecimiento ocular, asma, bronquiolitis, bronquitis, etc.).

¿Qué es exactamente una función exposición-respuesta? En la práctica, es una estimación matemática de la relación entre un contaminante y uno de sus impactos físicos (Zuidema y Nentjes, 1997). ¿Y qué determina la relación entre un contaminante y sus impactos? Como es lógico, un gran número de variables. En el caso de impactos sobre la salud humana, la mayor parte de esas variables tendrá carácter epidemiológico; en el caso de los cultivos, por ejemplo, dichas variables serán esencialmente agronómicas. Ahora bien, si la relación real entre la inmisión de un contaminante y sus impactos depende de múltiples variables, la relación que habrá de emplearse en el estudio de externalidades no será tan completa (por restricciones de la información, por incapacidad para procesar tanta información, por el coste de obtenerla, etc.): será necesario, entonces, emplear una ecuación con las variables más importantes. En econometría se diría que la ecuación debe haber sido estimada de modo robusto; es decir, las variables elegidas deben explicar, si no todo, sí la mayor parte del impacto.

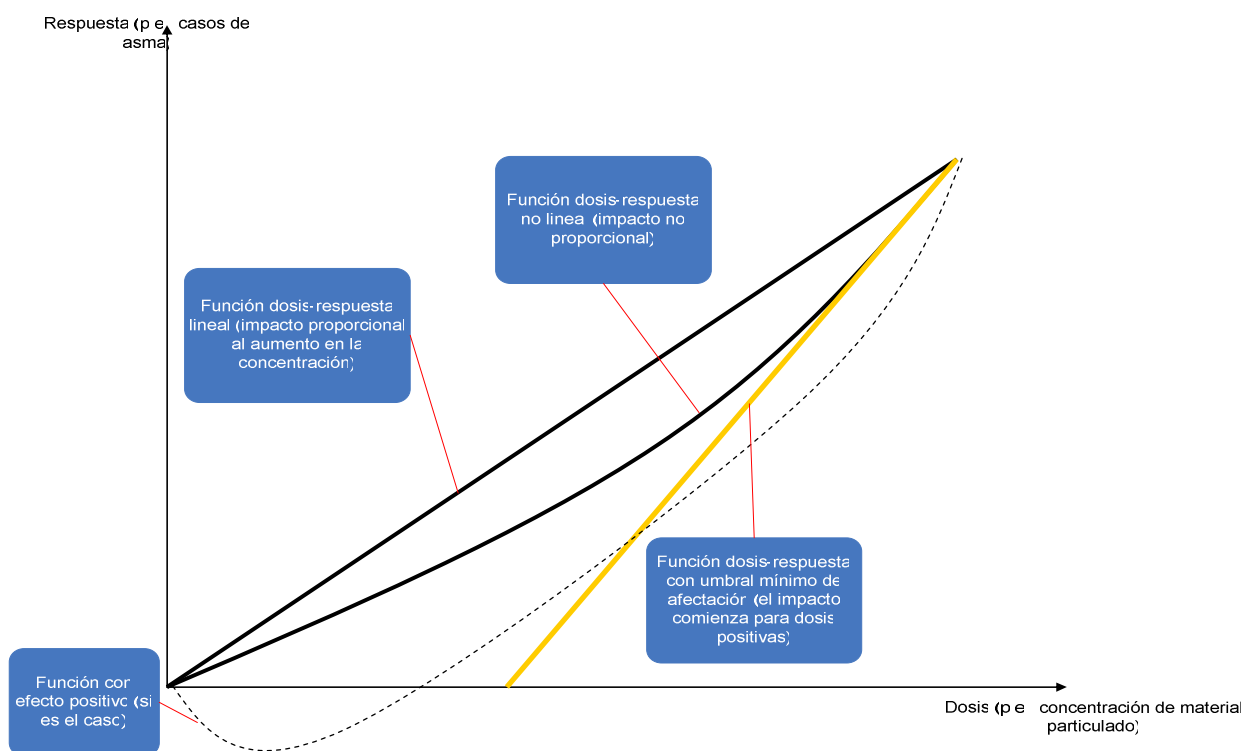
Si uno se centra, por ejemplo, en las funciones exposición-respuesta que describen impactos sobre la salud, observará que no sólo contienen información respecto a los contaminantes causantes del impacto; también deben incluir información relevante respecto a

características socio-económicas de la población afectada (edad, nivel de renta, nivel de estudios, etc.) y sobre hábitos estrictamente relacionados con la salud (pautas alimenticias, consumo de alcohol, consumo de tabaco, etc.). Algo similar ocurre con otras funciones de exposición-respuesta para evaluar impactos sobre cultivos, materiales o ecosistemas.

La dificultad de construir buenas funciones es lo que conduce a pensar en la conveniencia de presentar datos sobre el intervalo de concentración atmosférica para el que fueron estimadas (ver Krupnick *et al.*, 2006). Eso sí, no sólo la información contenida en la función o el método de estimación de la misma son importantes. Es determinante, igualmente, decidir si la función que se emplea es lineal (es decir, asume un impacto proporcional a la exposición del receptor de un contaminante concreto) o no lineal (contempla relaciones más complejas). Una segunda observación tiene que ver con los niveles mínimos de afectación. Si el impacto es positivo cuando la exposición al contaminante deja de ser cero (es decir, exactamente en ese punto), no habrá umbral mínimo de afectación: el impacto se producirá desde la exposición a la primera partícula. Por el contrario, si para valores positivos de inmisión, el impacto sigue siendo nulo, se deberá a la existencia de un umbral mínimo de afectación (normalmente asociado a la capacidad de la atmósfera para asimilar naturalmente una cantidad determinada de la sustancia en cuestión o la capacidad de adaptación del medio receptor a bajos niveles de contaminación) [ver *gráfico 6*].

Apenas tiene sentido plantearse la construcción de funciones exposición-respuesta. Sería un objetivo demasiado ambicioso para la mayor parte de los estudios de análisis económico de externalidades. Lo más razonable, por lo tanto, es emplear funciones exposición-respuesta ya estimadas, disponibles en la mejor literatura científica sobre cada uno de los impactos a analizar. Entonces, ¿cuál es la dificultad fundamental? Las funciones también suelen ser específicas de una localización geográfica y una población concreta. Puede afirmarse, no obstante, que el error que podría cometerse al transferir estas funciones a otra realidad es menor que el que se derivaría de ignorar el impacto.

GRÁFICO 6 FUNCIONES DOSIS-RESPUESTA



Fuente: Elaboración propia.

4.3 Valoración monetaria de impactos

Hasta este punto el analista habrá recorrido dos “puentes”: el modelo de dispersión (para convertir emisiones en datos de exposición) y las funciones exposición-respuesta (para traducir esos datos de exposición a impactos expresados en unidades físicas). El tercero tiene que ver con la conversión de esos impactos (ambientales, en el caso que nos ocupa), en daños económicos (pérdidas de bienestar en la población afectada). Es decir, este tercer paso permite estimar monetariamente el valor de la externalidad.

En sentido estricto, este reto debiera ser menos sofisticado que los definidos en los epígrafes 4.1 y 4.2. En la práctica, sin embargo, no lo es. Si bien los dos primeros desafíos no exigen conocimiento de análisis económico, en éste resulta imprescindible tener una comprensión conceptual de las externalidades a estimar y capacidad técnica para hacerlo. Debe recordar el lector, no obstante, que las funciones exposición-respuesta podrán tomarse de la literatura científica, de modo que el modelo de dispersión parece el verdadero factor limitante de todo el proceso.

La valoración económica exige, únicamente, asignar un valor unitario a cada impacto (en unidades físicas), que se obtenga como resultado de aplicar las funciones de exposición-respuesta a los datos de aumento de la concentración de determinadas sustancias contaminantes. Dicho

valor unitario (en unidades monetarias) podrá obtenerse, por ejemplo, a partir de los precios de mercado: será el caso, por ejemplo, de la pérdida de productividad de determinados cultivos como resultado del aumento en la concentración de algunos contaminantes en el suelo, el agua o la atmósfera; su valor vendrá determinado, esencialmente, por el precio que alcanzarían en el mercado (debidamente corregido para evitar distorsiones).⁹ En muchos otros casos, sin embargo, será necesario recurrir a los métodos presentados en los *epígrafes* 3.1.2 y 3.2.

Lo cierto es que llegar a este punto no es sencillo. Como se mencionaba previamente, sin embargo, hay algunas posibilidades de simplificar; en concreto, es posible simplificar el modelo de dispersión e integrarlo con un mecanismo de valoración monetaria. Esa propuesta ha sido específicamente desarrollada por investigadores de la Escuela de Minas de París (Rabl y Spadaro, 2000). El modelo propuesto por estos investigadores tiene dos ventajas fundamentales: por una parte, no se diferencia en esencia de cualquier otra aproximación metodológica a la ruta de impacto; por otra, simplifica la valoración monetaria de impactos a partir de tres supuestos que hacen el proceso más sencillo:

- El modelo supone una **distribución homogénea de los receptores del impacto** sobre el área de estudio, de ahí que reciba el nombre de *modelo del mundo uniforme*. Esto significa que se acepta que la población, los cultivos, los materiales o los ecosistemas potencialmente afectados por la contaminación (o cualquier otro impacto), se encuentran distribuidos de modo uniforme en el espacio. Como parece lógico, este supuesto no es cierto, de modo que debe analizarse posteriormente el impacto que pudiera tener sobre los resultados. En términos más formales, pero igualmente intuitivos, eso significa asumir que los medios receptores tienen una densidad constante por unidad de superficie (*personas/ha*, etc.).
- Como se anticipaba previamente en el *epígrafe* 4.2, parece razonable, a efectos de simplificación, asumir que **la función exposición-respuesta es una relación lineal de la concentración (o exposición)**. Lo relevante, por lo tanto, será un factor (constante) de exposición-respuesta que refleje la proporcionalidad entre la exposición al contaminante y el impacto que origina. ¿Tampoco es “real” este supuesto? Bien, en realidad, para que lo sea, deben darse dos condiciones: deben existir umbrales mínimos de afectación (para que el impacto no dependa de la concentración de contaminantes previa a la contaminación que se analiza) y la magnitud del impacto ha de ser proporcional a los cambios absolutos en el nivel de concentración. Ahora bien, en realidad, incluso sin que se cumpliesen estas condiciones, podría afirmarse que la linealidad es un supuesto asumible, válido, siempre que se analicen cambios marginales (es decir variaciones muy pequeñas en las cargas ambientales). ¿Es correcto asumir estas variaciones menores? Sí, porque en realidad la evaluación de la externalidad se referirá siempre a una unidad (*kg·km* transportado, *pasajero·km* movilizado, *kWh* generado, *kg* de cosecha, *m³* de agua, *l* de biocombustible, etc.). Por ejemplo, si se estuviese pensando en los impactos asociados al aumento en la concentración de óxidos de nitrógeno como resultado del transporte urbano, el supuesto implicaría asumir que dicho impacto (p.e., casos de tos crónica en niños menores de diez años) sería proporcional al aumento en la concentración de dicha sustancia. La linealidad (la proporcionalidad), más allá de otras consideraciones, sería válida en tanto que el impacto y el daño económico asociados se refiriesen a un *pasajero·km*. Se hablaría así de un aumento en la concentración de óxidos de nitrógeno (medido en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ – microgramos de

⁹ Esto exige, fundamental aunque no únicamente, eliminar partidas estrictamente redistributivas (impuestos, subsidios, etc.).

contaminante por metro cúbico de aire), que ocasiona un aumento proporcional de casos de tos crónica (medido en *casos/μg*) y todo ello referido (es decir, imputado) a cada kilómetro que se desplaza un pasajero en un medio de transporte urbano.

- Por último, hay un tercer supuesto crítico y especialmente complejo: **la velocidad de desaparición del contaminante en el medio de referencia (aire, agua, suelo), es constante**. Como ya se indicó, la disminución de la concentración de un contaminante atmosférico, por ejemplo, se debe a la transformación química (por ejemplo, el dióxido de azufre [SO₂] en sulfatos) producida por la interacción con otras sustancias en la atmósfera o a mecanismos de deposición: seca si es por gravedad, húmeda si es por arrastre de la lluvia. Este supuesto es válido para la deposición seca; en los otros dos casos conviene analizar el sesgo que este supuesto podría incorporar.

TABLA 1
DATOS BÁSICOS NECESARIOS PARA UNA APLICACIÓN DEL ENFOQUE DE LA RUTA DE IMPACTO (SIN SIMPLIFICAR)

Dato necesario	Unidades ¹⁰
Flujo de emisión de contaminante primario en la fuente (*)	μg/s
Densidad de los receptores expuestos a cada tipo de contaminante primario o secundario	persona/km ²
Velocidad de disminución de contaminantes primarios en la atmósfera	m/s
Velocidad de disminución de contaminantes secundarios en la atmósfera	m/s
Velocidad de transformación (química) del contaminante primario en secundario	m/s
Factor de exposición-respuesta (impacto marginal de variaciones de la concentración de un contaminante)	caso/(persona·año·μg/m ³)
Valor monetario unitario del daño	US\$/caso

Fuente: Elaboración propia

Nota (*): Es altamente probable que estos datos no estén disponibles en flujo de emisiones sino que, por el contrario, estén expresados en unidades de masa (p.e. g/l, si se trata de los contaminantes emitidos en la quema en el motor de un litro de combustible). Esto sólo puede plantear, en sentido estricto, un problema de unidades, pero no una dificultad insalvable para llevar a cabo la estimación de la externalidad.

4.4 Consideraciones específicas: aumento de las tasas de morbilidad o mortalidad prematura

Si el esfuerzo básico en el análisis de externalidades reside en establecer el vínculo explícito entre un impacto (ambiental, en el caso de esta guía), y un daño (la pérdida de bienestar), parece lógico que los impactos sobre la salud humana tengan un protagonismo especial. De hecho, a partir de los estudios previos realizados, tanto en el contexto europeo como en el norteamericano, se puede

¹⁰ Las unidades, en orden de mención en la tabla, son microgramos de sustancia contaminante por segundo medido en la salida del contaminante; persona desplazada por kilómetro recorrido; metro por segundo; caso de una dolencia cualquiera por persona, año y microgramo por metro cúbico de aumento de la concentración; y dólar estadounidense por caso. En la nota de la tabla se emplea el gramo de contaminante por litro de combustible.

deducir que los impactos de la contaminación atmosférica sobre la salud humana representan el porcentaje más relevante de los daños ocasionados por la actividad económica. Por otra parte, entre los expertos en salud existe un importante consenso sobre el hecho de que la contaminación atmosférica, aun a niveles de concentración ambiente, está positivamente correlacionada con efectos significativos y cuantificables sobre la salud, especialmente a través de su incidencia sobre dolencias respiratorias y el incremento en la mortalidad prematura (Lipfert, 1994; Dockery y Pope, 1994; Wilson y Spengler, 1996). Conviene así revisar estos impactos con especial detenimiento, señalando algunos aspectos específicos.

En la literatura económica sobre los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud, se suele denominar los impactos sobre la salud como “endpoints”.¹¹ Estos criterios de evaluación suelen dividirse en cuatro categorías: mortalidad prematura, acciones médicas (tales como hospitalizaciones), enfermedades o dolencias y restricciones en la actividad (incluyendo la pérdida de días de trabajo).

Los conceptos anglosajones de “illness”, “disease” y “sickness” (indistintamente usados en la literatura económica como si se tratase de sinónimos perfectos), debieran ser empleados, sin embargo, para reflejar diferentes aspectos de la **morbilidad**. A efectos de esta guía y para las tareas de transferencia de resultados (factores de exposición-respuesta, costes unitarios de tratamiento, número de casos, etc.) que se han indicado en los epígrafes previos, el primero de ellos debe interpretarse como la morbilidad que la persona afectada identifica como tal, normalmente a partir de una serie de síntomas. En muchos casos esto podría suponer únicamente un problema menor o temporal, pero, en otros, la propia información del paciente (es decir, lo que afirma al ser preguntado por el profesional de la medicina) podría hacer referencia a problemas severos de salud o sufrimiento agudo. De hecho, en ese concepto se engloban las condiciones de salud que limitan la capacidad de la persona para llevar una vida normal. Es, por lo tanto, un concepto amplio e incluso vago.

El segundo de esos conceptos debe interpretarse como una condición que se diagnostica por el médico u otro profesional de la medicina. Idealmente, esto incluiría un diagnóstico específico de acuerdo a códigos de diagnóstico sistemáticos y estandarizados. En la mayor parte de los casos, dicha condición específica tiene una causa biomédica conocida, así como tratamientos o curas igualmente conocidos. Sin embargo, debiera quedar claro que hay limitaciones a este ideal. Una tiene que ver con el hecho de que una serie de diagnósticos médicos han de estar basados en información subjetiva del paciente, en relación con dolores y sensaciones. Otra limitación responde al hecho de que algunos diagnósticos se basan en síndromes e interrelaciones complejas entre diferentes sistemas de órganos y, por lo tanto, no son siempre tan específicos.

El último se relaciona con un fenómeno diferente, es decir, el papel social que una persona enferma adopta o recibe en la sociedad, en diferentes ámbitos de su vida. Una clase de información relacionada con un aspecto más limitado de la dolencia (siguiendo esa tercera acepción) es aquella que se relaciona con las bajas laborales (ausencias por enfermedad). La ausencia del puesto de trabajo (o la merma en el rendimiento) no equivalen necesariamente a la enfermedad, ni mucho menos, pero pueden ayudar a aproximarse a ella, especialmente desde un punto de vista cuantitativo.

Estos tres conceptos a menudo se solapan en el sentido de que una persona que no se siente bien, recibe un diagnóstico y, posteriormente, si los problemas son serios y afectan su capacidad para trabajar en las condiciones exigidas, es considerado como enfermo (en el tercer

¹¹ “Endpoint” hará referencia a “criterio de evaluación” en esta guía, evitando la acepción (a nuestro entender, no plenamente correcta en este contexto), como “punto final”.

sentido mencionado). En realidad, sin embargo, las cosas no son tan sencillas. En algunas clases de enfermedad, la persona nunca acude en busca de diagnóstico, bien porque considera que el problema es menor o porque no hay demasiada ayuda disponible. Algunas dolencias (en las dos primeras acepciones), no conducen a enfermedad (en la tercera) y, desde luego, la mayor parte de ellas no conducen a bajas laborales, bien porque no reducen la capacidad de trabajar o porque el paciente elige acudir a trabajar (hace acto de presencia, pese a su dolencia).

Ahora bien, los efectos sobre la salud también pueden clasificarse por la naturaleza de los mismos: crónica o aguda. La mortalidad prematura y las acciones médicas pueden igualmente ser clasificadas por sus causas, de acuerdo a la International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems (ICD), disponible en su décima edición: ICD-10 (WHO, 2004). Debe observarse, no obstante, que adoptando esta clasificación se puede incurrir en algunos solapamientos que habrán de ser tomados en consideración para evitar la doble contabilización. Por ejemplo, los ingresos hospitalarios por neumonía (códigos ICD-10 J09-J18) se incluyen en los ingresos hospitalarios por dolencias respiratorias y, por lo tanto, no pueden sumarse. Algo similar ocurre con los criterios de evaluación asociados a la actividad restringida. Los días de trabajo perdidos (WLD: *working lost days*) se incluyen en los días de actividad restringida (RAD: *restricted activity days*) que, a su vez, se incluyen en los días de actividad levemente restringida (MRAD: *minor restricted activity days*).

Los estudios desarrollados para identificar estas relaciones exposición-respuesta (que vinculan la respuesta observada en la población con la concentración del agente de riesgo al que la población ha estado sometida), encuentran asociaciones significativas desde un punto de vista estadístico entre la incidencia de un efecto sobre la salud y el nivel de contaminación atmosférica, después de haber controlado debidamente los factores que podrían inducir a confusión (habitualmente la temperatura ambiente, el grado de humedad, los efectos estacionales o la presencia de epidemias; otros factores como los hábitos de tabaquismo no se prevé que varíen significativamente de un día para otro). Estos estudios son de *series temporales* o de *cohorte*. La mayor parte de los más recientes son estudios de series temporales, basados en el análisis de la relación de cambios diarios en la incidencia de un efecto (por ejemplo, el número de hospitalizaciones por causas respiratorias en un día cualquiera), con alguna medida de los niveles diarios de contaminación atmosférica. Debido a su diseño, este tipo de estudio sólo puede identificar los efectos más destacables de la contaminación atmosférica sobre la salud y no el efecto acumulado de la exposición durante varios años, por ejemplo.

Las conclusiones más interesantes, en todo caso, se han obtenido a partir de estudios epidemiológicos de cohorte. Este tipo de estudio sigue a un conjunto de individuos (una cohorte) durante un periodo relativamente largo (algunos años), registrando la ocurrencia de efectos sobre la salud. Las características más relevantes de los individuos (índice de masa corporal, hábitos de fumador, etc.) pueden ser evaluadas periódicamente, de modo que las variables que podrían llegar a sesgar los resultados pueden controlarse al incorporar estas características individuales, de modo similar a como puede controlarse la evolución de variables meteorológicas, por citar las más importantes. Este tipo de estudio permite evaluar los efectos a largo plazo de la contaminación atmosférica sobre la salud que, dependiendo del diseño, pueden incorporar los efectos a corto plazo analizados en los estudios de series temporales. Como puede intuirse, se trata de estudios muy costosos que sólo han sido desarrollados, hasta el momento, en Estados Unidos.

El impacto más severo que podría llegar a analizarse en un estudio de estas características es la **mortalidad prematura**, por otro lado el efecto más estudiado y con mayor repercusión en el bienestar de la sociedad. La exposición a contaminantes atmosféricos afecta las tasas de mortalidad en dos sentidos: un incremento de la contaminación puede tener un efecto a corto plazo, aumentando la mortalidad en los días siguientes al episodio de contaminación (siendo este

efecto susceptible de ser capturado por estudios de series temporales); asimismo, la exposición constante a la contaminación atmosférica puede tener efectos a largo plazo (éstos, habitualmente conocidos como efectos crónicos, son analizados a partir de la evidencia de estudios de cohorte que, en cualquier caso, también capturan efectos de corto plazo).

En relación con la morbilidad, son pocos los estudios específicos desarrollados en América Latina (desde luego menos que en relación con la mortalidad prematura). De ellos, la mayor parte se centra en ingresos hospitalarios, visitas a servicios de urgencia y visitas a los servicios de pediatría. De hecho, casi todos estos estudios han analizado el impacto sobre los niños (buena parte de ellos en la ciudad de Sao Paulo, Brasil) (Gouveia y Fletcher, 2000).

A partir de este tipo de estudios, es posible obtener algunas estimaciones de factores de exposición-respuesta o datos absolutos de incidencia o prevalencia.¹² Además de esos datos, sin embargo, es esencial poder disponer de estimaciones sobre costes unitarios (en términos monetarios) asociados a dichos impactos. El coste de tratamiento es una aproximación de mínimos a estos costes de la enfermedad pero no parece razonable poder aspirar a datos mucho más sofisticados en la mayor parte de los casos. Algunos costes unitarios están disponibles para Estados Unidos y la Unión Europea, pero sería altamente conveniente poder emplear valores relevantes a nivel local o provincial, siempre que fuese posible. Una aproximación a los mismos puede obtenerse revisando los estudios análogos desarrollados en otras ciudades de América Latina. Nuevamente, la mayor fuente de datos la constituyen las ciudades de Sao Paulo, México DF y Santiago de Chile (por la recurrencia y la gravedad de su contaminación pasada o presente), aunque también hay algún estudio reciente disponible para la ciudad de Buenos Aires. En realidad, todos estos datos son asimétricos en cuanto a calidad y ofrecen una variabilidad demasiado importante como para poder confiar en ellos plenamente (Cifuentes *et al.*, 2005).

Para aplicar los costes médicos obtenidos en otros lugares de la Región o del mundo, sería necesario, cuando menos, ajustarlos a la realidad de cada lugar específico. Dicho ajuste debería realizarse, en realidad, no tanto a partir de un dato de disposición a pagar (propio de los llamados estudios de preferencias declaradas, como se indica en el *epígrafe 3.1.1*), sino de un indicador de coste (de los protocolos médicos a seguir para cada categoría de diagnóstico). Dicho indicador no existe, sin embargo. La mejor aproximación quizás sea la que se deriva de los gastos *per capita* en salud (proporcionados por la OMS), que reflejan el coste total por persona; no obstante, este dato sólo podría emplearse si se considerase la cobertura del sistema de salud y la estructura de edad de la población, entre otros factores. De ese modo, es previsible que los datos a transferir, si es el caso, deban corregirse en función de un indicador de la renta *per capita*, como aproximación subóptima.

4.5 El tratamiento de la incertidumbre y análisis de sensibilidad

Como ya se anticipa en el *capítulo 2*, los estudios de valoración económica de externalidades se justifican en tanto en cuanto aportan información sobre el valor de los cambios en el bienestar ocasionados por una actividad económica. De ello se deduce que el valor de las externalidades, a diferencia, por ejemplo, del precio de numerosos bienes económicos que se intercambian en el mercado, no es algo que se observe y se mida con precisión, sino algo que debe ser estimado por algún procedimiento específico. Puede afirmarse, por lo tanto, que el análisis de externalidades se justifica no sólo por el valor de la información que proporciona sino también porque ésta no

¹² La prevalencia no debe confundirse con la incidencia. La incidencia es una medida del número de casos de una enfermedad en un periodo de tiempo determinado. La prevalencia se refiere a todos los individuos afectados, independientemente de la fecha de contracción de la enfermedad.

puede conseguirse de manera precisa mediante observación directa: no es información disponible sino que debe estimarse.

Así, el analista habrá de adoptar, como punto de partida, alguna información sobre una serie de variables más o menos observables (por ejemplo, un inventario de emisiones de sustancias contaminantes), e integrarlas en un modelo de análisis (idealmente siguiendo el esquema metodológico del enfoque de la ruta de impacto). Por bueno que sea el modelo de análisis empleado (siguiendo la secuencia que se define en los epígrafes previos de este capítulo), los resultados definitivos siempre llevarán asociado algún nivel de imprecisión o ambigüedad. Es preciso enfatizar, sin embargo, que ésta no es una característica exclusiva de los modelos de análisis económico de externalidades, ni siquiera de todos los modelos de análisis económico; es un rasgo común a cualquier modelo de análisis. Un buen análisis necesariamente debe incorporar, por lo tanto, un tratamiento explícito y sistemático de esta incertidumbre. A fin de cuentas, es una cuestión de honestidad intelectual y sólo así se pueden presentar estimaciones verdaderamente útiles (por estadísticamente robustas).

Como es lógico, esto se consigue mediante la transparencia en todas las fases del análisis. De hecho, si hubiese que destacar una virtud del *modelo del mundo uniforme* anteriormente mencionado, es precisamente su transparencia. ¿Por qué es necesario ser transparente? Habría muchas respuestas posibles (alguna de ellas fuera del ámbito del análisis económico y más referida a conceptos de calidad de la democracia, por ejemplo). Cabe destacar dos: por una parte, permite al usuario final del análisis (normalmente el decisor), disponer de toda la información para valorar la importancia relativa y la validez de cada uno de los supuestos de análisis; por otra, facilita la réplica de los resultados obtenidos, siempre que se empleen criterios técnicos y conocimientos científicos apropiados.

Las aproximaciones disponibles para asumir este desafío son, por un lado, el análisis de las incertidumbres asociadas a los resultados; por otro, cuando éste no es posible, el análisis de sensibilidad.

Técnicamente, la incertidumbre se refiere a situaciones en las que el valor de una variable no es conocido con precisión, pero se puede asignar a la misma una probabilidad. En ese caso, aunque no sea posible afirmar con certeza el valor monetario de un determinado impacto sobre el bienestar, siempre se puede afirmar, sin ambigüedad, que con una cierta probabilidad, dicho valor se sitúa en un rango de valores. La mayor o menor precisión de los resultados se mide, en consecuencia, por el tamaño de ese rango de valores probables (si es muy grande, el resultado será muy incierto; si es pequeño, se parecerá mucho a una estimación precisa).

En un estudio destinado a valorar el impacto de la contaminación atmosférica, a través de la metodología propuesta, la incertidumbre vendrá de cinco fuentes distintas (Rabl y Spadaro, 1999): los datos de partida, el modelo de análisis, los escenarios futuros, los supuestos éticos y políticos y la idiosincrasia del analista.

En la incertidumbre asociada a los datos se incluye, por ejemplo, la imprecisión de los factores exposición-respuesta o del valor unitario del daño. Pudiera darse el caso, en función de lo que se ha ido indicando, que unos y otro hubiesen sido transferidos de otro estudio, ante la imposibilidad de producir una estimación propia. Por otra parte, los modelos utilizados se basan en una serie de supuestos sobre los que existe evidencia empírica concluyente pero no certeza absoluta. Así, se admite, por ejemplo, que la relación existente entre un aumento de la contaminación y la variación observada de la morbilidad o de la mortalidad, se ajusta a una relación de causalidad. Además de ello, en algunos casos, es necesario introducir algún supuesto ético que permita, por ejemplo, comparar los daños que ocurren inmediatamente con los que ocurrirán en un futuro lejano (como ocurre cuando consideramos una determinada tasa de descuento: ver *epígrafe 3.3*), o que permita asignar un valor a la vida estadística. Finalmente, es

posible que la interpretación de los resultados por parte de analista resulte ambigua o incompleta o que éste incurra en errores difíciles de discernir para los usuarios finales del estudio. Las dos primeras categorías son de naturaleza científica, y por tanto, susceptibles de un análisis sistemático aplicando métodos estadísticos que permitan combinar distintos componentes de incertidumbre vinculados a la ruta de impacto. En el caso de la elección ética y la incertidumbre respecto al futuro, es posible aplicar un análisis de sensibilidad que indique cómo varían los resultados en función de los criterios y los escenarios de futuro utilizados.

En términos operativos, lo más importante es determinar cómo la incertidumbre asociada a un parámetro intermedio (por ejemplo, un factor exposición-respuesta), se traslada a una incertidumbre asociada al resultado final (es decir, al valor obtenido del daño económico, de la externalidad). Afortunadamente, en la medida en que el resultado final se obtiene mediante operaciones con los parámetros, es posible construir un intervalo de confianza sobre el resultado final. El indicador de incertidumbre recomendado convencionalmente es la *desviación geométrica* de las variables del modelo.

¿Qué añadiría, sobre esta base, un análisis de sensibilidad? El análisis de sensibilidad, por definición, permite evaluar si el resultado final (la valoración monetaria de la externalidad), es sensible a variaciones en algunos parámetros clave del estudio. Dicho de otro modo, el análisis de sensibilidad permite conocer qué ocurriría si se empleasen supuestos o datos diferentes, manteniendo el mismo procedimiento de análisis. En muchas ocasiones, pese a lo que pudiera parecer, lo que un usuario final de la información de un estudio de externalidades (p.e., un decisor) discute, no es el resultado final, sino los supuestos sobre los que éste se construye. Es decir, un análisis de externalidades podría ser “malo” por tres razones: porque los datos que lo nutren fueran deficientes; porque, siendo buenos, no hubiesen sido bien escogidos por el analista; por último, podría darse el caso de que lo que resultase deficiente fuese el procedimiento de análisis. En este último caso, es posible que el análisis de incertidumbre ayude, mostrando rangos muy amplios (es decir, resultados muy inciertos). En el segundo, el análisis de sensibilidad puede ser clave (identificando los parámetros que hacen variar más el resultado y guiando al analista para que éste les dedique un tratamiento más cuidadoso). Respecto al primer caso, debe asumirse que si los datos son malos, es difícil que los resultados finales no lo sean.

¿En qué consiste el análisis de sensibilidad? En términos intuitivos, este análisis adicional consiste en identificar aquellos parámetros cuyo valor inquiete más al analista o el decisor o sobre los que exista más incertidumbre. Una vez identificados, sólo es necesario hacerlos variar (convencionalmente un $\pm 10\%$ sería conveniente si no se quiere emplear cálculo diferencial). Finalmente, habrá que analizar cómo varía el valor de la externalidad en relación al valor original del parámetro sometido a análisis.

5. La estimación de externalidades asociadas a categorías globales de impacto: el calentamiento global

Una de las mayores dificultades de la valoración de externalidades tiene que ver con el hecho de que no todas las categorías de impacto son susceptibles de ser analizadas mediante el enfoque de la ruta de impacto, descrito en páginas anteriores. Específicamente, las categorías globales de impacto (es decir, aquellas que se generan en una actividad económica concreta, con una localización específica, pero cuyos efectos son de carácter mundial), no encajan en esta lógica. Sería el caso del adelgazamiento de la capa de ozono estratosférico y, por supuesto, del cambio climático, que será específicamente analizado en este capítulo.

5.1 ¿Es el calentamiento global una categoría de impacto en sí?

El calentamiento global, como categoría de impacto, presenta algunos rasgos que no es preciso señalar en esta guía (trascendería los objetivos de la misma), pero que plantean algunas limitaciones al análisis económico: las emisiones y los impactos están muy distanciados en el tiempo, las fuentes de emisión son múltiples y asociadas a diferentes actividades económicas, los impactos podrían llegar a ser irreversibles, etc. Lo más importante, sin embargo, es que los efectos de estas emisiones trascienden la frontera (en términos espaciales), de cualquier estudio de valoración de externalidades. Resulta indiferente si las emisiones de gases de efecto invernadero se generan como resultado del transporte urbano en una pequeña ciudad de Bolivia o en la conurbación de México D.F.; en ambos casos, dichas emisiones tendrán efectos que, de uno u otro modo, con mayor o menor intensidad, afectarán a toda la población del planeta. Eso no quiere decir, ni mucho menos, que el daño (el valor de la externalidad) sea infinito. De hecho, será finito y, en muchas ocasiones, mucho más pequeño de lo que uno podría pensar (ver *capítulo 2*).

De entre el amplio conjunto de sustancias responsables del calentamiento global y otros efectos asociados al cambio climático, el análisis de externalidades deberá centrarse en aquellos gases de efecto invernadero (GEI) que, estando presentes en el inventario de emisiones de

referencia, cuenten asimismo, con un margen de confianza suficiente, con información disponible respecto a sus valores de *potencial de calentamiento global* (GWP: *global warming potential*). Este potencial, que funciona en este sentido como *factor de caracterización* mediante el que se hacen equivalentes las emisiones de todas las sustancias a las de un compuesto de referencia sobre el que se hacen los cálculos numéricos, está disponible en IPCC (2007) (ver *tabla 2*). El potencial de calentamiento global es una unidad distintiva de cada sustancia responsable de dicho fenómeno climático, que permite traducir emisiones de GEI a CO₂e (dióxido de carbono equivalente). Estos potenciales de calentamiento global pueden calcularse para distintos horizontes temporales en función del periodo para el que se estén estimando los impactos futuros (20, 100 y 500 años), si bien el citado informe (*ibídem*) recomienda utilizar los potenciales calculados a 100 años.

En la práctica, podría considerarse que hablar de una categoría de impacto específica, por el hecho de ser global, es incorrecto. ¿Cuál es el vínculo entre los impactos del calentamiento global y el bienestar de la sociedad? En realidad, dichos efectos se percibirán en las mismas categorías de impacto mencionadas hasta ahora para otros efectos susceptibles de ser analizados mediante el enfoque de la ruta de impacto: salud humana, cultivos, materiales y ecosistemas. El calentamiento global se caracteriza básicamente por el aumento de la temperatura global de la superficie de la Tierra, que previsiblemente inducirá un aumento del nivel del mar, una variación de la magnitud y distribución de las precipitaciones y un aumento en la recurrencia de los fenómenos climáticos extremos (sequías, huracanes, etcétera). La alteración de estos parámetros climáticos tendrá los siguientes impactos:

- Impactos sobre la salud humana: la alteración de los patrones climáticos, el ascenso en el nivel del mar y los cambios ecológicos y sociales (migraciones desde las áreas costeras amenazadas o inundadas, donde se concentra un porcentaje importante de la población mundial), generarán una cascada de impactos sobre la salud humana cuya magnitud en términos cuantitativos y cualitativos es muy difícil de precisar.
- Impactos sobre las actividades productivas: de nuevo existe un elevado grado de incertidumbre en torno a los efectos del cambio ecológico y climático sobre la productividad agraria.
- Impactos sobre el medio construido: la alteración de los patrones climáticos y ecológicos supondrá previsiblemente una mayor incidencia de fenómenos climatológicos extremos (inundaciones, ciclones, etc.) y, por tanto, mayores costes de defensa y mitigación de daños. De igual manera, el mismo ascenso del nivel del mar puede llevar asociado un elevado coste por la inundación de centros habitados a lo largo de todas las costas continentales e insulares.
- Impacto sobre ecosistemas: pese a que no es un tema suficientemente estudiado hasta el momento, cabe prever que el cambio climático se constituya, en sí, como una de las grandes causas de destrucción de diversidad biológica.

TABLA 2
LISTA DE SUSTANCIAS (GEI) CONSIDERADAS Y VALORES DE POTENCIALES DE
CALENTAMIENTO GLOBAL (GWP) UTILIZADOS

	20 años	100 años	500 años
CH ₄ (metano)	6,20·10	2,30·10	7,00
N ₂ O (monóxido de dinitrógeno)	2,75·10 ²	2,96·10 ²	1,56·10 ²
CFC-11 (freón 11)	6,30·10 ³	4,60·10 ³	1,60·10 ³
CFC-114 (freón 114)	7,50·10 ³	9,80·10 ³	8,70·10 ³
CFC-12 (freón 12)	1,02·10 ⁴	1,06·10 ⁴	5,20·10 ³
CFC-13 (freón 13)	1,00·10 ⁴	1,40·10 ⁴	1,63·10 ⁴
Halón 1301	7,90·10 ³	6,90·10 ³	2,70·10 ³
HCFC 21	7,00·10 ²	2,10·10 ²	6,50·10
HCFC 22	4,80·10 ³	1,70·10 ³	5,40·10 ²
HFC 134a	3,30·10 ³	1,30·10 ³	4,00·10 ²
Tetraclorometano	2,70·10 ³	1,80·10 ³	5,80·10 ²
Triclorometano	3,50·10	1,00·10	3,00
Diclorometano	1,00·10 ²	3,00·10	9,00

Fuente: IPCC (2007).

5.2 El concepto de coste evitado

Para entender bien la peculiaridad de este tipo de costes externos de carácter global es conveniente introducir un concepto que, en todo caso, es igualmente relevante para otras externalidades. Pensemos por ejemplo en cómo se aproximaría el análisis económico a la evaluación de un plan de reutilización de aguas residuales. En sentido estricto, un beneficio es el aumento en un flujo positivo pero, por supuesto, también la reducción de un flujo negativo. Cuando el analista piensa en los beneficios de la racionalización de la demanda de agua o la creación de fuentes alternativas de oferta debe prestar atención, por lo tanto, al sacrificio (en términos de bienestar) que la sociedad se evita por el hecho de reducir su consumo final de agua. Ahora bien, el reto no sólo consiste en identificar o reconocer estos costes evitados sino, fundamentalmente, en medirlos, en valorarlos adecuadamente en unidades monetarias.

Cualquier esfuerzo de gestión de la demanda de agua puede recorrer una gama que va, genéricamente, desde la modificación de tarifas para introducir mayor eficiencia, a los programas de sensibilización, pasando por sistemas de incentivos y descuentos a grandes consumidores para suavizar las pautas de demanda. Parece relevante señalar que el reconocimiento del concepto de coste evitado va mucho más allá de diseñar y justificar esfuerzos públicos de gestión sostenible del recurso. En realidad, los costes evitados deben ser empleados para evaluar los beneficios de diferentes alternativas de gestión, tanto por el lado de la oferta (detección de fugas, programas de sustitución de canalizaciones o trasvases desde cuencas excedentarias, por citar algunos ejemplos), como por el lado de la demanda.

Los costes evitados son, así, los *ahorros incrementales* asociados a no tener que producir unidades adicionales de agua (o de servicios vinculados a la misma), manteniéndose la posibilidad de satisfacer íntegramente la demanda. Se trata así de los costes en los que uno deja

de incurrir en relación con la última unidad de agua proporcionada. Las ganancias en términos de eficiencia se realizan a medida que el beneficio marginal de una opción concreta de gestión (es decir, el beneficio asociado al último metro cúbico o litro proporcionado), excede su coste marginal. Desde un punto de vista estrictamente conceptual, el coste marginal está referido a una unidad infinitesimal de agua. En la práctica, sin embargo, el coste marginal (o incremental), se emplea para referirse al coste unitario de producción que resulta en un cantidad concreta de agua (medida en unidades monetarias y no en unidades físicas).

El análisis económico, al centrar su atención en los costes evitados, compara los ahorros incrementales asociados a no producir una unidad adicional de agua (cualquiera que sea el método para hacerlo, incluyendo las medidas de reutilización), con el coste incremental de proporcionar esa misma unidad por un método alternativo. Por ejemplo, una medida de ahorro directo de agua (como la sustitución de una cisterna en un hogar, para instalar un modelo dual), se justifica cuando el coste unitario de liberar capacidad instalada (capacidad de abastecimiento) con dicha medida, es menor que el coste unitario de expandir la capacidad de almacenamiento o distribución para garantizar el suministro. Dicho de otra manera, siempre que una opción de gestión de la demanda de agua sea más barata, en términos marginales, que la alternativa de gestión para garantizar el confort asociado al consumo de agua, en sus diferentes usos, lo racional desde un punto de vista económico será llevarla a cabo.

Es fácil entender, así, que en el caso de un crecimiento súbito de la demanda de agua o cuando ésta ha estado sistemáticamente proporcionada a precios bajos, podrían justificarse políticas de gestión de la demanda por encima de cualquiera de sus alternativas. Cabría esperar que un mismo volumen de recursos invertido en intervenciones por el lado de la demanda permitiese a la empresa responsable del abastecimiento urbano responder con mayor flexibilidad y con menores riesgos, que una inversión en aumentar la capacidad de almacenamiento. Ahora bien, eso no es algo sobre lo que convenga prejuzgar.

Desde un punto de vista conceptual, los costes evitados pueden dividirse en tres clases de ahorro: costes directos (costes de capital y costes de operación y mantenimiento), costes indirectos (externalidades) y costes de oportunidad.

Tiende a enfatizarse, quizás indebidamente, sobre la importancia de los costes directos asociados con las diferentes alternativas de gestión del recurso, sin duda porque son más sencillos de valorar, analizar y comparar. Los costes directos (soportados en su mayor parte, en el ejemplo que nos ocupa, por la empresa de abastecimiento), incluyen el coste asociado a inversiones de capital canceladas o diferidas en el tiempo (incluyendo los costes financieros de esas operaciones, siempre que se analice desde la óptica de la rentabilidad financiera), así como los costes de operación y mantenimiento. En este caso, sólo deberían computarse los costes evitados directamente atribuibles al proyecto específico de inversión cancelado o retrasado. Ejemplos notables de estos beneficios son los ahorros en los costes energéticos (vinculados con el bombeo de agua), los costes químicos (asociados a su tratamiento y depuración), y los costes de personal.

El análisis de estos costes evitados, sin embargo, puede ampliarse para incluir ahorros indirectos, generados a partir de efectos subsidiarios del plan de gestión de la demanda o, de manera más precisa, a lo que verdaderamente interesa en esta guía: las externalidades. Es interesante señalar que, en este caso, los costes son habitualmente soportados por los hogares o empresas consumidoras de agua, las industrias, determinados servicios públicos y los ecosistemas naturales. Es el caso, por ejemplo, de los costes evitados en la captación y tratamiento de efluentes residuales. Pensemos, sin embargo, en los costes energéticos asociados al abastecimiento urbano de agua para ilustrar bien la valoración de costes externos asociados a los impactos del calentamiento global. Al margen de los costes evitados señalados previamente, otros

beneficios son los asociados a la reducción en el consumo de agua potable, cuyo impacto será evidente no sólo en la factura del agua de los consumidores finales sino en su factura energética.

Buena parte de estos efectos, por otro lado, tiene una repercusión inmediata en términos de externalidades ambientales (pese a que éstas sean, ocasionalmente, las más difíciles de identificar y valorar). Su reconocimiento como parte del proceso de evaluación de un esfuerzo inversor para la reutilización de aguas parece necesario; su internalización en el sistema de tarifas, controvertida y, quizás por ello, necesitada de un análisis más amplio del abastecimiento urbano de agua en su conjunto y no sólo de determinadas actuaciones por el lado de la demanda.

Los costes (externos) evitados pueden ser interpretados, por lo tanto, directamente como beneficios. Conviene, no obstante, matizar esa idea. En realidad, al emplear como anclaje de la reflexión el bienestar de la sociedad (ver *capítulo 2*), un coste evitado no será un beneficio salvo que, por una parte, pueda valorarse adecuadamente y, por otra, sea percibido por la sociedad como una ganancia en términos de bienestar. Se podría decir que si el análisis financiero permite identificar oportunidades para invertir, el análisis económico (y, como parte del mismo, el análisis de costes evitados), facilita, por el contrario, saber dónde *no* invertir (desde el punto de vista de la sociedad en su conjunto).

La valoración de estos costes evitados no es un reto sencillo. Debe atenderse a una serie de aspectos analíticos esenciales que se reflejarán en los supuestos que el analista adopte para afrontar esta valoración. El primero de esos aspectos es el perfil temporal a considerar. Tanto los flujos de costes como de beneficios se distribuyen en el tiempo. Un esfuerzo inversor concentrado en el presente, por ejemplo, podría verse compensando por ahorros a largo plazo en el futuro. Si el perfil temporal elegido por el analista no es suficientemente largo, podría ignorarse entonces información crucial. Éste es el caso, precisamente, de los planes de gestión de la demanda de agua y reutilización de aguas residuales, que tienden a justificarse por sus beneficios a largo plazo en términos de ahorro de agua y las implicaciones asociadas a los mismos. Piénsese, por ejemplo, en las emisiones de gases de efecto invernadero (fundamentalmente CO₂), evitadas como consecuencia del menor esfuerzo energético para bombear agua. Dado el periodo de residencia del dióxido de carbono en la atmósfera, cabe esperar que la repercusión de estas medidas ahorradoras de agua (y de emisiones), se deje sentir muy lejos del momento actual y durante varios años. Por supuesto, el reconocimiento de largos perfiles temporales también introduce, como contrapartida, un mayor grado de incertidumbre.

Eso sí, no sólo es preciso reconocer el papel de la dimensión temporal; las emisiones de CO₂ tienen carácter global (como se indicó en el epígrafe previo); es decir, pese a generarse (evitarse) en un lugar concreto, su repercusión trasciende con claridad las fronteras administrativas del país, afectando a todos los ciudadanos del planeta, como parte del fenómeno (inducido o evitado) del cambio climático.

5.3 La valoración de los costes externos asociados al calentamiento global

Siguiendo la lógica señalada en el *capítulo 2*, pero reconociendo las especificidades de estos impactos frente a otras externalidades analizadas en los *capítulos 3 y 4*, cabría valorar estas externalidades siguiendo dos aproximaciones complementarias. Por una parte, uno podría preguntarse por el daño total (es decir, el valor de la pérdida de bienestar de la población mundial), asociado al aumento de la concentración de GEI (expresados en unidades de masa de CO₂e) en la atmósfera. Sería entonces un ejercicio de máximos. Alternativamente, uno podría realizar aproximaciones parciales planteándose no el daño total sino el coste de las medidas de

control o reducción de dichas emisiones y el coste de las medidas de mitigación de o adaptación al impacto.¹³ En este segundo caso, uno dejaría algunas pérdidas de bienestar que, sin duda, podrían llegar a evidenciarse, para centrarse en los esfuerzos asociados a que dicha pérdida no ocurra.

Dicho de otro modo, se podría valorar lo que supone a la sociedad, en términos de bienestar, a través de los impactos descritos, que esas sustancias (GEI) sean o no emitidas a la atmósfera y permanezcan en ella un tiempo determinado (el llamado *periodo de residencia*). Se estaría entonces valorando la compensación que la sociedad en su conjunto debería exigir para recuperar su situación inicial en términos de bienestar, es decir, para ver su bienestar inalterado. Alternativamente, es posible medir no la compensación que la sociedad podría reclamar por padecer dichos impactos, sino el esfuerzo que tendría que hacer para evitarlos (ver *epígrafe 3.1.2*, segundo párrafo).

Cuando se pretende estimar directamente el valor monetario de la pérdida de bienestar de una sociedad afectada por el calentamiento global toman relevancia cuestiones de equidad intergeneracional e intrageneracional implícitas en este proceso de degradación ambiental. Esto significa que las emisiones de una parte de las generaciones presentes y pasadas (de países desarrollados, en gran medida), repercutirán negativamente sobre el bienestar de las generaciones futuras, con mayor incidencia sobre los países en vías de desarrollo que sobre los desarrollados, según se desprende de las estimaciones de la distribución de los impactos físicos del calentamiento global (IPCC, 2007). Por ello, la estimación de estos costes externos pasa por el cálculo del valor actual (o actualizado) de los impactos futuros, ponderados con criterios de equidad de acuerdo con el principio de la utilidad marginal decreciente de la renta. De hecho, el valor final del coste externo calculado de esta manera, medido en US\$/tCO₂e, por ejemplo, dependerá en buena medida de los dos parámetros que controlan el reparto de los costes en el tiempo y en el espacio: la *tasa de descuento* (ver *epígrafe 3.3*) y la *elasticidad de la utilidad marginal de la renta*. ¿Qué significa ésta? En esencia, la elasticidad de la utilidad marginal de la renta mide la sensibilidad de la utilidad (satisfacción) del individuo a medida que aumenta su ingreso en una unidad. Como es lógico, ésta no será igual para un individuo cuya renta de partida sea muy alta (por ejemplo, alguien que perciba un peso cuando ya tiene diez millones), que para uno cuya renta de partida sea muy baja (quien perciba un peso que sumar a un ingreso previo de diez). El primero (el rico), habrá aumentado su renta en una diezmillonésima parte (de hecho, es posible que no se dé cuenta de ello). El segundo (el pobre), habrá visto como su renta crece una décima parte. Si la externalidad (como pérdida de bienestar) es valorada monetariamente, es obvio que uno y otro no verán su bienestar aumentar del mismo modo.

La primera de las aproximaciones (la valoración del daño total), excede las posibilidades de cualquier análisis de externalidades. Lo único que podría hacer el analista, en el mejor de los casos, es recurrir a valores publicados en diferentes meta-análisis desarrollados por autores con mucho prestigio en este campo, a partir de ejercicios de simulación: Pearce *et al.* (1996), Tol (1999), Roughgarden y Schneider (1999), Nordhaus y Boyer (2000), Tol y Downing (2000), Tol *et al.* (2001) y Pearce (2002) o el ampliamente mencionado informe Stern (HMT, 2006). Todos esos valores, no obstante, se han obtenido mediante modelos de simulación que predicen el daño ocurrido, año a año, en todo el planeta debido al calentamiento global, en sucesivas iteraciones. Sus limitaciones son numerosas y se deben fundamentalmente a la incertidumbre asociada a cualquier resultado, cuya varianza puede llegar a ser tan alta que invalide esos mismos valores (Tol, 2003). Pero también se deben a que están basados en un contexto de equilibrio parcial, de

¹³ Para América Latina, lo relevante sería conocer los costes de las medidas de adaptación a los efectos del calentamiento global o, en su caso, la renuncia a los ingresos que podrían derivarse a través de los mercados de créditos de carbono (fundamentalmente reflejados en el valor de las operaciones enmarcadas en el Mecanismo de Desarrollo Limpio).

manera que no contemplan los ajustes con los que el sistema económico se adaptará a las nuevas condiciones climáticas globales, lo que probablemente sobreestima el coste externo.

Parece más razonable (no mejor, desde un punto de vista conceptual, sino simplemente más pragmático), elegir la aproximación alternativa; es decir, aquella que permite aproximarse al coste marginal de una medida de adaptación al impacto o de una medida de reducción de esa emisión (reflejado a través del mercado internacional de créditos de carbono). Se obtendrán, en ese caso, estimaciones mucho menos inciertas pero que, sin duda, sólo ofrecen el límite inferior del valor real del coste externo (es decir, que subestiman el impacto). Todos estos esfuerzos deben referirse a un objetivo de reducción de emisiones, sea desde la perspectiva que sea; dicho de otro modo, se trata de analizar el esfuerzo que la sociedad debe hacer para protegerse, al menos, de una parte del impacto. Lo más sensato, más allá de los acuerdos recientes (junio de 2007) en la reunión del G8 o de compromisos previos en el ámbito de la Comisión Europea, es referir todo al Protocolo de Kioto. En ese sentido, son varias las posibilidades para valorar monetariamente los costes externos asociados al calentamiento global:

- Coste marginal de reducción de emisiones. ¿Cuál es la primera alternativa que revisará alguien obligado a reducir sus emisiones de GEI? Probablemente, alguna medida, de carácter tecnológico, que le permita evitar parte de las mismas. Esas medidas tendrán un coste total. Sin embargo, el coste asociado a la última unidad de CO₂e evitada, será el coste marginal de reducción, que podrá emplearse para valorar ese coste evitado. No es el caso de los países de América Latina y el Caribe, al menos con los compromisos actuales, pero esa información podrá servir de referencia.
- Precio de las reducciones de emisiones certificadas. El Protocolo de Kioto establece lo que da en llamar *mecanismos de flexibilidad*, como se señaló con anterioridad en esta guía. Estos mecanismos, que suponen una segunda alternativa para la consecución de un objetivo de reducción de emisiones, dan lugar a lo que podría denominarse como mercados (internacionales) de créditos de carbono. En este caso, ya existen precios de mercados para la tonelada equivalente de CO₂ que, de este modo, podrá emplearse como valor unitario para aproximarse al esfuerzo que la sociedad debe hacer para evitar al menos una parte del daño.
- Por último, siempre existe la posibilidad de recurrir al valor de mercado de la tCO₂e en mercados establecidos recientemente, como el European Union Emission Trading Écheme, si bien no parece la alternativa más justificada para emisiones evitadas en América Latina y el Caribe.

Por supuesto, como en el resto de los impactos, el análisis de los costes externos asociados al calentamiento global debe someterse a un análisis de incertidumbre y sensibilidad. ¿Cuál es la peculiaridad de los mismos? En este caso será necesario diseñar un conjunto de supuestos sobre los parámetros relevantes para la valoración sin disponer de información comprehensiva respecto a la incertidumbre asociada al valor exacto de dichos parámetros.

6. Algunas cuestiones clave para la toma de decisiones

6.1 Consideraciones respecto al ciclo de vida

Hay dos preguntas que cualquier decisor podría tener en mente en relación con el concepto de ciclo de vida que se ha empleado recurrentemente en esta guía. ¿Se comete un error grave si no se dispone de un inventario de emisiones o impactos referidos a todo el ciclo de vida?, ¿Debe realizarse un análisis completo del ciclo de vida para valorar externalidades? En realidad, ambas preguntas están estrechamente vinculadas y se podrían expresar de modo alternativo: ¿hay un sesgo importante si se ignora el ciclo de vida?, ¿Son mejores las decisiones tomadas sobre esta base?

Esas preguntas, sin embargo, en el contexto de América Latina y el Caribe, muchas veces están precedidas de otra, de orden práctico: ¿están disponibles los datos para todo el ciclo de vida de las actividades económicas a analizar? En esencia hay que afirmar que no. ¿Debe entonces abandonarse el intento? Posiblemente tampoco. Razonar en términos de ciclo de vida puede jugar precisamente un papel crucial al impulsar la investigación en este campo: dicho de otro modo, puede contribuir a dimensionar la necesidad de datos. Por otro lado, ignorar el ciclo de vida en las decisiones no quiere decir que el ciclo no tenga una repercusión cierta sobre el bienestar. Es decir, el ciclo de vida (y sus impactos asociados) existe, incluso aunque no se tenga datos sobre el mismo.

Cabe recordar que la metodología empleada más aceptada para el cálculo de costes externos se construye, como se indicaba en capítulos previos, sobre la base de funciones de daño o rutas de impacto. La valoración, en ese contexto, parte del cálculo de emisiones (mediante la aplicación de métodos homogéneos que permitan comparaciones posteriores) para avanzar, posteriormente, en la estimación de la dispersión de los contaminantes en el medio (específicamente, el incremento de su concentración). Finalmente, se integran en el marco del análisis económico los resultados obtenidos en términos físicos, producidos a partir de la explotación de los datos de referencia por herramientas de análisis del ciclo de vida (ver *capítulo 7*), con el área de impacto (a partir de datos sobre la densidad y las características básicas de los diferentes medios receptores) para identificar exactamente aquellas categorías de impacto sobre las que habrán de centrarse los esfuerzos de valoración. En definitiva, este método (y sus

variaciones) identifica todos los daños producidos y los cuantifica en términos físicos, para asignar posteriormente valores en unidades monetarias y calcular el impacto real: la pérdida de bienestar.

Una consideración crítica tiene que ver con el hecho de que la elección del enfoque metodológico determina, en gran medida, el canal para transferir los resultados de la valoración en decisiones políticas concretas. Dicho de otra manera, esta elección no es trivial. Como puede suponerse, este tipo de decisiones está íntimamente relacionado con la elección de los métodos, como también lo estaría la decisión en torno al volumen total de energía a producir en un país o respecto al modo de transporte público a favorecer o el trasvase de agua desde zonas excedentarias a otras deficitarias.

El análisis económico, como se señalaba en el *capítulo 2*, justifica la necesidad de emplear como anclaje las consideraciones en torno al bienestar, de manera que el criterio para enfatizar sobre una u otra categoría de impacto se simplifica (en términos teóricos) aunque se haga más complejo (en términos prácticos). De esta manera, son susceptibles de análisis todos los impactos ambientales asociados a diferentes actividades económicas que repercuten de manera negativa sobre el bienestar social, aunque sean actividades necesarias (por su capacidad para producir bienes).

Es preciso insistir sobre la consideración de las categorías de impacto que se emplean en cualquier análisis del ciclo de vida. Como se señaló anteriormente, la información de base está constituida por datos de emisiones y consumo de recursos expresados en unidades físicas. Dicho de otra manera, se trata de información relevante para la primera de las etapas de la metodología de la ruta de impacto: el paso de emisiones a niveles de inmisión. El reto fundamental (ver *capítulo 4*), se plantea en la necesidad de trascender esta etapa para obtener datos en términos de daño (a través de funciones exposición-respuesta). Sólo la información sobre daños es susceptible de ser incorporada a un ejercicio de análisis económico cuyo objetivo no siempre será calcular la magnitud total de los costes externos de una actividad económica sino los costes marginales externos (es decir, el valor incremental del daño en términos de bienestar expresado en unidades monetarias), de la misma. Este aspecto se revisa en el *epígrafe 7.2*.

Existen dos consideraciones metodológicas clave relacionadas con la decisión previa en torno al enfoque metodológico a emplear. La primera se deriva de la disponibilidad de datos y la integración de la valoración monetaria con la metodología propia del análisis del ciclo de vida. En relación con la primera (disponibilidad) la información en términos físicos (a partir de las salidas de una herramienta de análisis del ciclo de vida), permite disponer de una serie de datos necesarios, aunque no suficientes, en términos de emisiones y consumo de recursos.

En segundo lugar, y aunque este problema puede tratarse satisfactoriamente a través del análisis de sensibilidad (ver *epígrafe 4.5*), existen numerosos retos asociados a la transferencia de resultados y funciones. Estas dificultades de transferencia no se producen únicamente a nivel de localización sino en términos temporales. Sin embargo, es preciso señalar que esta dificultad ni es insalvable ni puede tratarse de manera separada respecto a la tercera: el problema de la agregación (objeto del siguiente epígrafe).

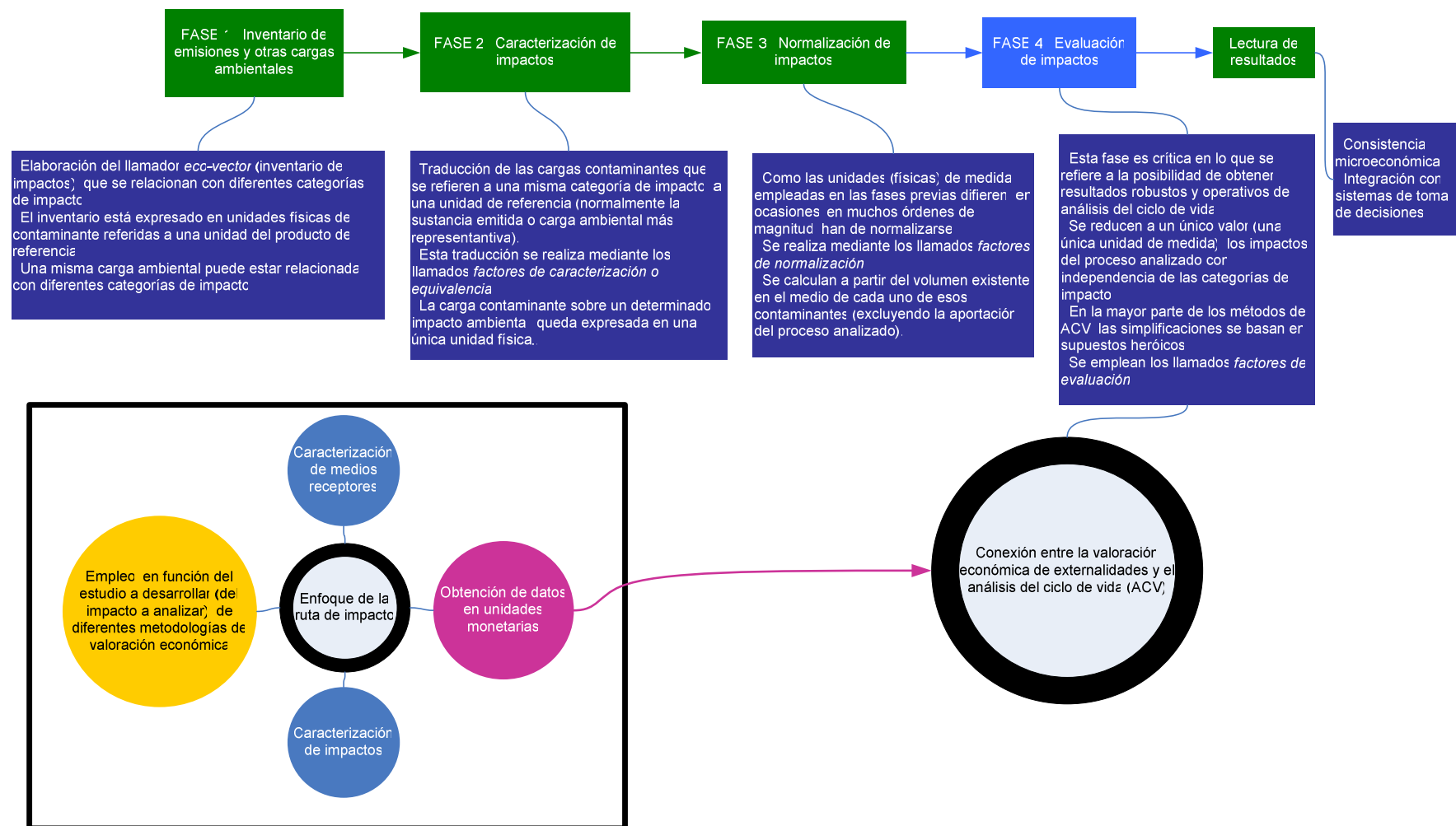
El análisis del ciclo de vida (ACV) identifica tanto las etapas por las que atraviesa un producto concreto (por ejemplo, un m^3 de agua para regadío, un kg cosechado de cebada, cualquier bien industrial de consumo, un kWh de energía eléctrica, un $kg \cdot km$, etc.), para llegar a satisfacer una determinada necesidad, como los impactos ambientales más relevantes que se producen en cada una de ellas. Cruzando ambas informaciones se establece una matriz de impactos que, una vez normalizados, proporcionan al analista una primera visión de conjunto de las consecuencias ambientales asociadas a cada bien o servicio. Para ello han de resolverse, no obstante, dos problemas no triviales. En primer lugar, y una vez identificadas las categorías de

impacto (en función, básicamente, de los medios receptores), se hace necesario expresar el impacto ambiental según los *factores de caracterización* correspondientes (ya mencionados en esta guía).¹⁴ En segundo lugar, y a efectos de comparación, el analista tendrá que ponderar los impactos sobre las categorías previamente identificadas (fase que se conoce como de *evaluación*). Cuando de lo que se trata es de comparar distintos productos (bienes o servicios) entre sí para ordenarlos en función de su impacto ambiental, este procedimiento, aun con un marcado carácter subjetivo (el que introducen los factores de evaluación), es asumible. Sin embargo, cuando el analista se enfrenta a la necesidad de cuantificar el efecto de esos impactos ambientales relativos sobre el bienestar social, no tiene más remedio que proceder a la valoración económica de cada uno de los impactos sobre los agentes receptores (ver *gráfico 7*).

El ACV es una herramienta de gestión ambiental utilizada, ya desde los años setenta, para identificar, clasificar y aproximarse a la cuantificación de los diferentes impactos ambientales que son producidos durante todo el ciclo de vida de un determinado producto o servicio, es decir, desde la extracción de todos los materiales necesarios para su fabricación, transformación, uso y posterior tratamiento final del producto, ya como residuo, así como la contabilidad de los flujos de energía y materia utilizados. En el contexto de los sistemas de transporte urbano, por ejemplo, el análisis suele ser útil para poder comparar los diferentes modos disponibles (automóvil privado, transportes colectivos, bicicletas, etc.), y poder optar por el más «limpio» o por la combinación óptima. Para ello se tienen en cuenta los diferentes momentos del ciclo de vida de los diferentes medios de transporte.

¹⁴ El factor de caracterización es una proporción de equivalencia que permite convertir una unidad de una sustancia contaminante concreta a otra unidad de otra sustancia contaminante que se emplea como unidad de referencia para un impacto específico.

GRÁFICO 7
FASES DEL ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA (ACV) Y CONEXIÓN CON EL ANÁLISIS ECONÓMICO



Fuente: Elaboración propia.

En síntesis, es importante entender que un análisis económico de externalidades no es equivalente a un análisis *del* ciclo de vida sino a un análisis *sobre* el ciclo de vida de las actividades económicas a evaluar.

6.2 La agregación y la comparación de resultados

A modo de aclaración conviene responder a una pregunta concreta y muy relevante para la toma de decisiones. ¿De qué coste hablamos? Coste externo sí, pero ¿cuál? El lector, en este punto, quizás se sienta confundido. ¿Acaso hay varios tipos de coste?

No es el objetivo de este epígrafe profundizar sobre aspectos de análisis microeconómico que podrá resolver con ayuda de cualquier manual intermedio (Varian, 1992, por ejemplo). Sin embargo, conviene detenerse brevemente en este matiz.

En economía, el coste de algo es la oportunidad mejor valorada que es necesario dejar para disfrutar la que resulta de nuestra elección. La utilidad del concepto de coste es una implicación lógica de la decisión entre opciones disponibles. Uno elige y, al elegir, renuncia, es decir, asume un coste. Sólo si no hay alternativas posibles o si la cantidad de los recursos estuviese más allá de los deseos de todos, de modo que todos los bienes fuesen gratuitos, serían irrelevantes los conceptos de coste y decisión (elección).

Se requiere tiempo para producir cualquier bien o servicio. De ese modo, cualquier nivel de conversión de un recurso energético en energía eléctrica, o el transporte de productos agrícolas hasta sus mercados de destino, por mencionar dos casos, debe basarse en un periodo reconocido de tiempo. Y lo que es más importante: los costes en los que el transportista o el productor de electricidad incurre varían a lo largo del mismo. Es imprescindible, por lo tanto, ser preciso en relación con el periodo temporal al que se refieren los costes. Por convención, no obstante, en teoría económica uno suele referirse no tanto al número de meses necesarios para recuperar dichos costes como a la posibilidad de que los mismos varíen a lo largo del tiempo. A largo plazo, todos los costes pueden variar; a corto plazo, la empresa o el individuo tienen escaso control sobre los mismos.

Recorramos estos conceptos recurriendo al ejemplo del transportista. El corto plazo es el periodo en el que uno o más recursos (es decir, uno o más componentes del coste de producción), no pueden variar (es decir, crecer o disminuir). Los **costes a corto plazo** pueden ser fijos o variables. Un coste fijo es cualquier coste que, en total, no varía con el nivel de producción. Estos **costes fijos** permanecen constantes tanto si la empresa de transporte permanece ociosa (no se transporta nada) como si trabaja al máximo de su capacidad (es decir, con toda su flota de vehículos y durante todas las horas de cada día). En la medida en que una empresa se enfrenta a un coste fijo (por ejemplo, el pago de una licencia de actividad económica o la propia adquisición de los vehículos), está operando en el corto plazo.

Un **coste variable**, por el contrario, es un coste que varía con el nivel de producción. De hecho, el coste variable total aumenta con el nivel de producción. De ese modo, el coste total de cualquier actividad económica es la suma de un componente fijo y uno variable para cada nivel de producción o actividad.

La estructura de costes de una empresa, no obstante, es el resultado de cuatro medidas adicionales del coste: coste marginal, coste medio fijo, coste medio variable y coste medio total. En sentido estricto, la estructura de costes de una empresa es la forma en que estas cuatro medidas del coste varían con el nivel de producción. Estas cuatro medidas cubren todos los costes asociados con la actividad económica en cuestión, incluyendo el coste del riesgo y el coste de oportunidad.

El primero de ellos (coste marginal), que ya se indicó en el texto, es el coste de producir una unidad adicional. Por extensión, el coste marginal también puede definirse como el cambio en el coste total cuando se añade esa unidad. Dado que, por definición, el cambio en el coste total se debe únicamente al cambio en su parte variable, el coste marginal puede definirse como el cambio en el coste (variable) total por unidad. El coste medio es mucho más sencillo de entender, conceptualmente, puesto que refleja el cociente entre el coste total y la producción (por ejemplo, el número de *pasajero-km* desplazados). Dicho de otro modo, sería lo que, en promedio, costaría transportar a una persona.

Cuando se habla genéricamente de una externalidad (o coste externo) se está cometiendo un leve error por omisión, puesto que debería mencionarse si dicho coste es un coste *marginal* externo o un coste *medio* externo. Este matiz es todavía más importante cuando se trata de agregar; dicho de otro modo, en muchas ocasiones, si uno desea estimar el coste externo asociado al transporte urbano de personas, por ejemplo, tendrá que agregar diferentes impactos (los derivados de la contaminación acústica, emisiones de sustancias contaminantes a la atmósfera, etc.). Es posible, en ese caso, que cada uno de esos impactos, en función de la metodología empleada para calcularlos, esté expresado como coste medio o como coste marginal. Sumarlos no sería correcto. Podría ser el caso igualmente de la comparación entre el coste privado y el coste externo, para dimensionar el coste social (la suma de ambos). En ese caso, podría darse el caso, de que el coste privado estuviese expresado como coste medio (como es el caso del coste de generar un *kWh* de energía eléctrica), y los costes externos se calculasen, siguiendo la metodología de los modelos del mundo uniforme, como costes marginales. Ambos estarían expresados en unidades monetarias por *kWh*, pero no deberían agregarse.

Hay más contextos en los que el decisor debería detenerse a reflexionar sobre la agregación de costes. Cabe pensar, por un momento, en la estimación de costes externos asociados a la generación de energía eléctrica. El enfoque propuesto en esta guía está basado en la importación de datos de un inventario y en el análisis de una serie de casos específicos (plantas de biomasa, explotaciones de ciclo combinado, etcétera). Este enfoque, útil para obtener estimaciones precisas, causa algunos problemas para la agregación de costes externos en el conjunto del sector eléctrico. En primer lugar, por el débil desarrollo de los estudios sobre los ciclos de combustible de las hidroeléctricas y las nucleares que hacen de esa información no siempre fiable (aunque abundante) y difícilmente transferible a la situación de América Latina y el Caribe. En segundo lugar, porque aunque la estimación de daños de una planta concreta de generación de energía eléctrica a partir de combustibles fósiles no es tan compleja, la suma de los daños causados por diferentes plantas sí lo sería (debido a las interrelaciones). Es evidente, por lo tanto, que transferir resultados de una planta a todo el sector eléctrico parece desaconsejable. Se impondría, entonces, la necesidad de transferir resultados específicos sólo a las plantas más cercanas (controlando así los supuestos en torno a la exposición al impacto), para obtener resultados expresados en unidades monetarias por tonelada (*US\$/t*, por ejemplo) de contaminante emitido, garantizando así la independencia del tipo de combustible y la tecnología. De esta manera, se podría aspirar a obtener los datos por *kWh* para todas las tecnologías de generación contempladas.

Hay una cuestión adicional que el decisor no debiera ignorar, específicamente a la hora de presentar resultados o integrar los mismos en una decisión de planificación. ¿Son comparables? Si se estiman las externalidades asociadas a diferentes modos de transporte, o a diferentes prácticas de cultivo, o a medidas alternativas orientadas a la mejora de la calidad de las aguas, o a la generación de energía, etc. ¿Podrán establecerse comparaciones legítimas? ¿En qué condiciones?

Normalmente, la mayor parte de los estudios aplicados tiende a concentrarse en impactos ambientales que tienen su origen en un conjunto reducido de contaminantes, que ocasionan

pérdidas de bienestar a través de su dispersión en la atmósfera y que, en general, se emiten durante fases muy concretas (la quema de combustibles en los motores de los automóviles, la generación de energía eléctrica, la fertilización de determinados cultivos, etc.). Entre dichos impactos, además, casi con carácter general se observa que los que ocasionan el volumen más importante de daños son los que afectan a la salud humana a través de la exposición directa de las personas afectadas. Contaminación atmosférica y salud humana parece, por lo tanto, un binomio clave a la hora de hablar de externalidades, como se refleja en la estructura de esta guía.

Entre las razones que explican que estos daños (externalidades), hayan sido objeto de mayor atención por parte de la literatura científica juega, sin duda, un papel destacado el hecho de que los impactos que los generan están bien documentados, cuentan con metodologías adecuadas para resolver los problemas técnicos asociados a la medición de los mismos y a su valoración económica y, en general, existe un amplio consenso sobre la posibilidad de obtener estimaciones adecuadas, con niveles aceptables de confianza a un coste de información no prohibitivo. ¿Se pueden tomar decisiones sobre esa base? Sin duda, hacerlo será mejor que ignorar todos los costes externos pero, al mismo tiempo, uno debe ser consciente del sesgo en que incurre. Al emplear un enfoque de ciclo de vida, sin embargo, se amplían considerablemente las cargas ambientales consideradas que, aunque en su mayor parte se refieren a emisiones a la atmósfera, van más allá de las emisiones que se producen solamente en las fases mencionadas. Uno contempla el ciclo completo, siquiera conceptualmente, y sus decisiones se enriquecen. Y es importante reflexionar sobre algo más. Supongamos que su preocupación se centra la contaminación atmosférica de su ciudad, como resultado del tráfico rodado. Si opta por centrarse única y exclusivamente en la fase de emisión de determinadas sustancias contaminantes (es decir, la que se asocia a la quema de una determinada mezcla de combustibles en los motores de la flota automotriz de su ciudad), quizás llegue a conclusiones sesgadas al ignorar otras fases del ciclo de vida (en este caso, del bien *km·pasajero* recorrido). Las diferentes cargas ambientales (sean emisiones o no), habrán de imputarse a un kilómetro recorrido por cada uno de los automóviles. Imagine, por un momento, que para reducir los niveles de congestión (causantes en gran medida del aumento de la concentración en la atmósfera de algunos contaminantes en determinadas zonas de la ciudad), opta por construir numerosas vías alternativas. ¿Está seguro de que esa solución reducirá a largo plazo los niveles de congestión? ¿Podría asegurar que la construcción de esas nuevas vías no atraerá nuevos vehículos de personas que ahora optan por el vehículo privado cuando antes nunca se lo hubieran planteado? Y lo que es más importante, ¿podría afirmar que la construcción per se de las nuevas vías no impone cargas ambientales sobre la sociedad en su conjunto? Sean pequeñas o no, ¿no cree que deberían contabilizarse?

6.3 La valoración de daños sobre ecosistemas y su diversidad biológica

6.3.1 El concepto de diversidad funcional

Lo cierto es que la integración de beneficios ambientales (costes externos evitados, en muchos casos), en procesos de toma de decisión, en presencia de la información disponible, resulta compleja y, en muchos casos, si los estudios están mal desarrollados, irrelevante. Esto es especialmente cierto para una categoría de impacto que, en lo sucesivo, podría llegar a tener un peso muy relevante: el daño asociado la degradación o desaparición de ecosistemas. Las dificultades en este caso no proceden, o no sólo, para ser precisos, de las limitaciones del análisis económico para estimar valores económicos asociados, por ejemplo, a los servicios ecológicos de un ecosistema fluvial.

A partir de la descripción de la estructura del un río, por citar un ejemplo pertinente, (entendiendo por tal la definición de sus redes bióticas o abióticas, es decir del tipo de vegetación ribereña o de las características del suelo) podrían establecerse algunos criterios para importar valores vía transferencia de resultados (ver *epígrafe 3.2*). Sin embargo, la consideración de la estructura del río sólo permite acceder a una parte de dichos beneficios potenciales de la mejora en la calidad de las aguas. El analista deberá atender asimismo a cuestiones relativas a los procesos en el seno de los ecosistemas fluviales (es decir, a la dinámica de transformación de materia o energía). El interés de un economista, como tal, en este tipo de procesos sólo deriva de la convicción de que los mismos determinan el desarrollo y el mantenimiento de la estructura del ecosistema y, en última instancia, garantizan la continuidad en la provisión de bienes y servicios. En este sentido, desde la perspectiva del análisis económico, quizás el interés en analizar los valores ambientales asociados a la conservación de determinados ecosistemas no reside tanto en la concepción tradicional de la diversidad biológica (como variedad de especies, riqueza genética y diversidad de ecosistemas) sino en el concepto de *diversidad funcional*. En él resulta posible la integración de consideraciones en torno al valor económico de los servicios del ecosistema en un contexto en el que lo verdaderamente importante es la contribución de las diferentes funciones ecológicas (entendidas como la interacción entre estructura y procesos), al bienestar de la sociedad.

La valoración económica de los beneficios asociados a una mejora del ecosistema fluvial exige, en todo caso, acceder a la estructura de preferencias de los individuos, es decir, a lo que la gente percibe (subjetivamente, como es obvio) respecto al impacto que la existencia de esas funciones tiene sobre su bienestar. Señalar esto no es trivial, como se indicó en el *capítulo 2*. Una débil disposición a pagar por la conservación de este tipo de funciones ecológicas podría significar, ciertamente, que las mismas tuviesen un peso menor en cuanto a la consideración de los beneficios ambientales de un plan de medidas concreto para mantener la calidad de las aguas, por ejemplo. Un elemento clave, de hecho, tiene que ver con la asimetría de información: los ciudadanos no disponen de información precisa respecto a este tipo de servicios de los ecosistemas, lo que hace que ignoren, en gran medida, el impacto de los mismos (o su deterioro), sobre el bienestar y, consecuentemente, sobre su disposición a pagar por conservarlos.

En realidad, lo que se pone de manifiesto es el reto metodológico de establecer un vínculo suficientemente explícito entre la caracterización ecológica del río (o del ecosistema en cuestión) y la valoración económica, dicho de otra manera, entre las funciones del ecosistema y los valores asociados a las mismas.

Si bien esta perspectiva ‘funcional’ parece la vía más adecuada para identificar con precisión el vínculo entre el ecosistema y la valoración económica es preciso alertar respecto al riesgo de doble contabilidad de algunos valores (en la medida en que cada bien o servicio proporcionado por el ecosistema fluvial será identificado de manera separada y luego atribuido a una función concreta del mismo).

El reto de la integración de variables físicas (asociadas a la descripción precisa de los diferentes activos y de los servicios susceptibles de valoración) y variables económicas es preciso asumirlo, muchas veces, en un contexto de equilibrio general, que excede los límites de esta guía para decisores. Piense el lector, por ejemplo, en otro de los posibles usos de la valoración económica de activos naturales: la estimación de daños ambientales asociados a accidentes (vertidos accidentales, por ejemplo).

Reflexionemos sobre uno de esos accidentes: el vertido de grandes cantidades de petróleo sobre el medio marino ocasiona una serie de impactos físicos sobre el entorno natural entre los que destaca la pérdida de individuos de especies silvestres (especialmente de aves y peces) y la degradación (en diferente medida) de playas y costas. Los ciudadanos perciben dichos impactos

físicos en la medida en que afectan a su función de utilidad, como ocurre en el caso de los pescadores que experimentan restricciones (siquiera temporales) al desarrollo de su actividad o los turistas que ven afectada de alguna manera su capacidad de disfrute de los valores recreativos de las zonas afectadas.

Para evaluar la dimensión de los daños asociados a un accidente de estas características, el análisis económico recurre a una serie de herramientas para estimar el valor de la pérdida de bienestar de la población (humana) afectada por el vertido. Esta información resulta relevante desde el momento en que toda ella aparece expresada en unidades homogéneas, permitiendo de esta forma, la posibilidad de establecer comparaciones entre los distintos impactos e incluso, entre dichos impactos y otras variables económicas relevantes, por ejemplo, para el diseño de políticas (costes de reducción de la contaminación, compensación por daños, inversiones en restauración, etcétera).

La población experimenta una pérdida de bienestar por la imposibilidad de consumir una serie de bienes y servicios que consumía en el momento anterior al vertido de petróleo. La forma en que la población perciba dichos impactos determinará el volumen total del daño asociado al vertido. Por lo general, la sociedad percibe de forma más patente aquellos daños sufridos en el corto plazo, es decir de forma más o menos inmediata (como pueda ser la eventual reducción de rentas en el caso del sector pesquero y turístico o la pérdida experimentada por los turistas por el deterioro ambiental de los espacios naturales afectados). Sin embargo, todas estas pérdidas están directamente relacionadas con la pérdida de capital natural asociada al vertido: la contaminación del medio marino y el deterioro de la franja costera. Para tener una imagen completa, por lo tanto, de la verdadera repercusión del vertido, es necesario atender a las consideraciones tanto de flujo (disminución de rentas o consumo a lo largo de un tiempo), como de capital (incluyendo, por supuesto, el capital natural).

6.3.2 La caracterización de ecosistemas: la valoración de servicios ecológicos

¿Cómo puede enfrentarse la estimación de externalidades asociadas a daños sobre ecosistemas? Lo primero que cabe decir es que, si se piensa en términos de contaminación atmosférica, por ejemplo, las repercusiones sobre ecosistemas vendrán asociadas fundamentalmente a procesos de eutrofización y acidificación. Ahora bien, las líneas que siguen permiten pensar en un enfoque más general, donde no sólo se atiende a impactos asociados a la contaminación atmosférica.

Lo relevante en todo caso es entender que la desaparición de un ecosistema o, en el mejor de los casos, su degradación, implica la pérdida de capacidad del mismo para proveer determinados bienes y prestar determinados servicios. Estos son mucho más importantes de lo que tiende a creerse.

Con carácter genérico, uno podría pensar en la siguiente tipología de ecosistemas:

- Ecosistemas marinos, que se dividen en (1) océano abierto y plataforma continental (incluyendo en esta última los sistemas bentónico y pelágico, es decir, el fondo marino, los arrecifes de coral, bivalvos, etc.), y (2) zona costera (playas, franja costera urbanizada, costa sin playa, estuarios, deltas, marismas, salinas, albuferas, etc.).
- Ecosistemas terrestres, que a su vez son divididos en (3) bosques, (4) aguas continentales (que incluyen ríos u otros cursos de agua, lagos, humedales y otras zonas húmedas), y (5) suelo agrícola y pastos (incluyendo monte bajo, tierras marginales, etc.)

Esta clasificación, que aplica las categorías globales definidas en el trabajo de Costanza et al. (1997), podría cumplir de entrada con esos requisitos (quizás añadiendo zonas rocosas y de alta montaña o ecosistemas de sabana). Sin embargo, adolece, como cualquier otra clasificación que intente estandarizar la complejidad de un espacio geográfico complejo y de gran tamaño (como el de América Latina y el Caribe), de una percepción detallada de la realidad que analiza. Teniendo en mente los criterios mencionados anteriormente, se hace necesario seguir profundizando en la definición de los activos naturales al menos en una dirección: la tipología de ecosistemas propuesta requiere progresar en cómo considerar los ecotonos (fronteras marcadas por la acumulación de una serie de discontinuidades en los parámetros biofísicos que definen, a una determinada escala, un tipo de ecosistema).

¿Y qué servicios ecológicos son susceptibles de analizar? También en este caso puede adoptarse como base el trabajo de Costanza et al. (ibid.) para determinar los bienes y servicios ambientales que cada uno de esos ecosistemas puede aportar al bienestar de la sociedad. Se incluirían, por tanto, las siguientes categorías:

- Regulación de gases (regulación de la composición química de la atmósfera): equilibrio CO_2/O_2 , O_3 para la protección ultravioleta y niveles de SO_x .
- Regulación del clima (regulación de la temperatura global, precipitaciones y otros procesos climáticos): regulación de gases de efecto invernadero, producción de dimetil sulfuro (DMS) que afecta a la creación de nubes.
- Regulación de perturbaciones (capacidad e integridad del ecosistema en respuesta a variaciones ambientales): protección frente a tormentas, control de inundaciones, recuperación tras sequías y otros aspectos de la respuesta de los hábitats a la variabilidad ambiental, principalmente controlados por la estructura de la vegetación.
- Regulación hídrica (regulación de flujos hidrológicos): provisión de agua para la agricultura (regadíos), la industria o el transporte.
- Oferta de agua (al por mayor): almacenaje y retención de agua (provisión de agua desde humedales, acuíferos y embalses).
- Control de la erosión y retención de sedimentos (retención de suelo en un ecosistema): prevención de la pérdida de suelo por viento, escorrentía u otros procesos erosivos así como almacenamiento de sedimentos en lagos y humedales.
- Formación de suelo (procesos de formación de suelo): acumulación de material orgánico y recubrimiento de la roca.
- Ciclo de nutrientes (almacenamiento, ciclo interno, procesamiento y adquisición de nutrientes): fijación de nitrógeno, fósforo y otros ciclos de nutrientes básicos.
- Tratamiento de residuos (recuperación de nutrientes móviles y eliminación de nutrientes y componentes en exceso o xénicos): tratamiento de residuos, control de la contaminación y detoxificación.
- Polinización (movimiento de gametos de flora): provisión de polinizadores para la producción de poblaciones de flora.
- Control biológico (regulación trófica-dinámica de poblaciones): control de depredadores clave de especies de presa, reducción de herbívoros por depredadores superiores.
- Refugios (hábitat para poblaciones residentes o en tránsito).

- Producción de alimentos (proporción de producción primaria bruta susceptible de ser empleada como alimento): producción de pescado, cultivos, frutos, hongos, caza, etc.
- Materias primas (proporción de la producción primaria bruta que se emplea como materia prima): madera, combustibles, forraje, corcho.
- Recreo (oportunidades para actividades recreativas): ecoturismo, pesca deportiva y otras actividades de ocio al aire libre.
- Cultural (oportunidades para usos no comerciales): valores estético, artístico, educativo, espiritual y otros valores científicos de los ecosistemas.

7. Software y algunos antecedentes

Como se afirma en el *capítulo 1*, no puede ser la intención de esta guía capacitar al lector (decisor, analista o, simplemente, persona interesada en el tema), en el análisis económico de externalidades, hasta convertirle en un experto. Si esta guía cumple sus objetivos más básicos, en este punto el lector debería sentirse ya familiarizado con los conceptos esenciales del análisis económico de externalidades ambientales y quizás sea capaz de interpretar con criterio un estudio sobre externalidades que, hasta el momento, le hubiese resultado opaco, inaccesible. Por otro lado, si bien un único documento no puede cubrir en profundidad todo el espectro de temas que sería preciso conocer (a nivel de experto), para poder desarrollar un estudio de esas características, esta guía nace con la vocación de proporcionar al mismo tiempo caminos que permitan identificar por dónde se podría seguir trabajando.

La mayor parte de las fases de un análisis de costes externos como el que se ha presentado aquí, de modo secuencial, se ha ido sofisticando a lo largo de décadas de modo más que notable. La microeconomía, que proporciona los principales fundamentos conceptuales de esta metodología, emplea instrumental matemático para sus desarrollos analíticos, especialmente por la influencia reciente de la econometría (microeconometría, se dice en este caso), en el análisis económico. Por otro lado, los dos pilares específicos del análisis de externalidades, tal y como fueron presentados en el *capítulo 3* de esta guía (enfoque de la ruta de impacto y análisis del ciclo de vida), también van acompañados de un instrumental analítico más o menos complejo: modelos, software específico, etc.

Este capítulo pretende, sin vocación de exhaustividad, proporcionar alguna información de interés respecto a las herramientas más destacadas en este campo, ofreciendo de este modo un ‘menú’ de posibilidades cuyo uso el decisor o el analista habrán de ponderar en cada caso.

Es importante indicar, en este sentido, que tanto la CEPAL como el autor de este documento no tienen interés comercial alguno en las herramientas señaladas en este capítulo ni su investigación ha sido financiada en sentido alguno por quienes ostentan las patentes industriales o los derechos de propiedad intelectual de los modelos o el software destacados. Cabe insistir, por otro lado, en el hecho de que no se aconseja la adquisición de estas herramientas de software, pero tampoco se desaconseja. El énfasis debe residir en mostrar su potencial analítico e identificarlas como referencias de eventual interés.

7.1 Desarrollos posteriores al proyecto ExternE

La Comisión Europea ha venido apoyando (y liderando a nivel mundial), durante los últimos 15 años, el desarrollo y la aplicación de un marco de análisis para evaluar los costes externos asociados a la producción y consumo de energía. El proyecto ExternE (Externalities of Energy) que, en realidad, tiene entidad de programa de investigación (si bien se llevó a cabo en el marco del programa JOULE: Joint Opportunities for Unconventional or Long-term Energy supply), desarrolló la metodología de la ruta de impacto pero, desde el final del proyecto inicial, ésta ha sido continuamente mejorada y aplicada en diversos ámbitos (como las actividades del sector transporte o la producción térmica).

ExternE fue originalmente (en 1991) un proyecto de la Comisión Europea en colaboración con el Departamento de Energía de EEUU (US DOE), en el que se dio en llamar “EC/US Fuel Cycles Study” (Estudio sobre ciclos de combustible en la Comunidad Europea y EEUU). Entre 1994 y 1995 se publicó un serie de estudios (ver EC, 2005, para más detalles) que permitieron cubrir los primeros ciclos de generación eléctrica (la combustión de lignito y hulla o antracita, la combustión de derivados del petróleo y el gas natural, la fisión nuclear, la energía eólica y la hidroeléctrica). Pese a que es posible encontrar algunos estudios posteriores desarrollados en EEUU, lo cierto es que el esfuerzo sistemático sólo se mantuvo en Europa, dando continuidad al trabajo del equipo europeo durante los años 1996 y 1997. Todos los países que en aquel momento conformaban la Unión Europea (a excepción de Luxemburgo), fueron incluidos en el análisis (además de integrarse a Noruega, como país externo a la UE). Al final de esta segunda fase, se incluyeron una actualización de la metodología (en 1998) y análisis específicos de los impactos asociados al calentamiento global, otras tecnologías de generación de electricidad (a partir de residuos sólidos, con tecnología solar fotovoltaica o con nuevas tecnologías de generación) y, al mismo tiempo, se produjeron resultados para todos los países analizados.

Desde entonces (hace ya casi diez años), los avances se han producido ya en el contexto de nuevos proyectos de investigación, como se indica en este epígrafe. Una de las debilidades originales de la metodología ExternE tenía que ver con su énfasis en la contaminación atmosférica, ofreciéndose un tratamiento mucho más ligero de las emisiones al agua o el suelo. Desde 1998 se ha ampliado el enfoque de la ruta de impacto para ampliar la cobertura del medio físico y se ha profundizado en la categoría de impacto donde se concentra la mayor parte del daño: la salud humana. Igualmente, la ampliación de ExternE ha desarrollado trabajos en la modelización de los impactos del cambio climático y, al mismo tiempo, se ha beneficiado de algunos otros desarrollos metodológicos, como se indicará convenientemente, tanto en el contexto de la caracterización de los impactos del calentamiento global como de la valoración económica de impactos.

NEWEXT¹⁵ | ExternE desarrolló un enfoque desagregado sobre el concepto de la ruta de impacto o función de daño, para estimar los costes externos ambientales de la generación eléctrica en términos de impactos sobre la salud humana, pérdida de cultivos, daños a activos materiales y calentamiento global. Pese a que ya son numerosas las aplicaciones de este marco de análisis en diferentes lugares (ver CEPAL, 2005, para una aplicación al caso de la generación termoeléctrica en México), lo cierto es que las áreas susceptibles de mejora son numerosas. Desde esa convicción, NEWEXT (1998-2002), avanzó fundamentalmente en dos campos: las incertidumbres asociadas a la valoración económica del aumento de la tasa de mortalidad prematura y la omisión de ciertos impactos sobre ecosistemas (asociados a la eutrofización, la acidificación y el calentamiento global) (Friedrich *et al.*, 2004). No sólo se trabajó en esos

¹⁵ New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies.

aspectos, no obstante; NEWEXT analizó algunos impactos a largo plazo vinculados a la acumulación de ciertas sustancias tóxicas, así como el tratamiento sesgado de algunos eventos accidentales severos frente a otros.

Para ampliar información: <http://www.ier.uni-stuttgart.de/newext/>.

EXTERNE-POL¹⁶ | Este proyecto (2002-2004), cuyos resultados pueden consultarse en Rabl y Spadaro (2005), estaba orientado a validar y ampliar la metodología de ExternE e integrarla en el proceso de toma de decisiones. Como resultado del mismo, se analizaron nuevos sistemas y tecnologías de generación de energía eléctrica y se aplicó la metodología en los países de nuevo acceso de la UE (aquellos países de Europa del Este que dieron lugar a la mayor ampliación hasta el momento de la UE): en concreto, en la República Checa (electricidad y transporte), Hungría (electricidad) y Polonia (electricidad). EXTERNE-POL avanzó de manera significativa en la metodología de ExternE, desarrollando nuevas funciones dosis-respuesta para efectos sobre la morbilidad, la mortalidad y los impactos sobre cultivos, al tiempo que se enfatizó sobre la valoración monetaria de la bronquitis crónica, la visibilidad (a través del llamado ‘smog’ fotoquímico), los daños al patrimonio histórico-cultural y la seguridad en el suministro eléctrico. Adicionalmente, este proyecto proporciona una mejora en la comprensión del ciclo de vida, especialmente de las fases previas y posteriores a la generación de un kWh. Un aspecto que resulta especialmente interesante es la actualización del inventario de emisiones de partida, para ofrecer una imagen más fiel a la realidad de la generación eléctrica en 2000 (por ejemplo, incorporando datos para tecnologías mejoradas de generación solar fotovoltaica).

Para ampliar información: <http://www.externe.info/externpol.html>.

MAXIMA¹⁷ | Como esfuerzo complementario al proyecto inicial (ExternE) y los proyectos NEWEXT y EXTERNE-POL, se desarrolló el proyecto MAXIMA (2004-2005). Éste fue concebido para la divulgación de los costes externos de la generación de energía eléctrica, es decir, para facilitar la comprensión y la participación de los responsables de diseñar políticas y los diferentes agentes afectados por las externalidades. Merece la pena mencionar el punto de partida de MAXIMA: la convicción era que, si bien el avance en la estimación de externalidades había sido notable, la internalización de costes externos no había experimentado el mismo progreso debido, entre otras razones, a la falta de información sobre los ejercicios de estimación y las dificultades para transmitir sus resultados. MAXIMA sirvió, por lo tanto, para ‘socializar’ la incertidumbre asociada a estos cálculos, para consensuar supuestos, para hacer el marco de análisis más robusto y aceptado. En el contexto del proyecto, se desarrollaron algunos análisis sobre diferentes mecanismos de internalización.

Para ampliar información: <http://maxima.ier.uni-stuttgart.de/>.

NEEDS¹⁸ | Éste es quizás el proyecto más ambicioso desde el final de ExternE y sus resultados todavía no pueden evaluarse de manera completa. NEEDS (2002-2006) se ha desarrollado como un proyecto integrado para evaluar todos los costes y beneficios (tanto privados como externos) de las políticas energéticas en general y de los sistemas energéticos futuros. Es, en ese sentido, no sólo un ejercicio analítico sino más sino también un esfuerzo de prospectiva, tanto a nivel de países concretos como de la UE ampliada. NEEDS refina la metodología actualizada de ExternE y desarrolla nuevos enfoques metodológicos para evaluar la validez de ExternE y la sostenibilidad a largo plazo de diferentes políticas y tecnologías energéticas. NEEDS se beneficia de algunos de los desarrollos metodológicos incluidos en el

¹⁶ Energía de externalidades: Extension of accounting framework and y aplicación de políticas.

¹⁷ Divulgación de los costes externos del abastecimiento de electricidad – Dando a conocer los costes externos de la electricidad a los creadores de políticas.

¹⁸ Desarrollo de externalidades de nuevas energías para la sustentabilidad.

capítulo 4 de esta guía que permiten avanzar desde el inventario de emisiones a los datos sobre inmisiones sin necesidad de un modelo completo de dispersión.

Para ampliar información: <http://www.needs-project.org/>.

A día de hoy (es decir, en el momento de redactar esta guía), ExternE es una red de investigación a nivel europeo que implica o ha implicado a más de 50 equipos de investigación en 20 países. El proyecto ExternE que, por lo tanto, no puede darse como concluido, en sentido estricto, es el primer esfuerzo comprehensivo para desarrollar una metodología desagregada orientada a evaluar los costes externos asociados a una gama de diferentes ciclos de generación y a las actividades de transporte. Todo nació a partir de cinco equipos europeos en 1991, cuando la cooperación con EEUU en este campo era un hecho, y ha alcanzado un valor de cinco millones de Euros en su tercera fase.

7.2 Herramientas de análisis del ciclo de vida

Como se señaló en los *capítulos 3 y 4* de esta guía, una fase especialmente crítica (en la medida en que resulta extremadamente exigente en términos de información primaria), es la que se refiere a la elaboración del inventario de emisiones contaminantes a aire, agua y suelo como resultado de diferentes actividades económicas. El procedimiento correcto, como se justificó previamente, consiste en considerar todo el ciclo de vida del bien en cuya producción o consumo se generan las externalidades. Ese esfuerzo demanda herramientas de análisis bastante complejas capaces de unir al menos dos elementos: bases de datos respecto a los flujos de energía y materia de los diferentes procesos e información suficiente respecto a medios receptores y criterios de evaluación de dichos impactos o cargas ambientales.

Son varias las herramientas disponibles en el mercado. Casi todas ellas, especialmente las mejores, son privadas y sólo pueden emplearse mediante el pago de una licencia, pero en esta guía se ha querido destacar el software SimaPro. Esta herramienta profesional es diseñada por la empresa de consultoría de los Países Bajos llamada PRè Consultants.

La séptima versión de SimaPro (SimaPro 7.0) fue recientemente lanzada [URL: <http://www.pre.nl/simapro/>]. Este software permite analizar el desempeño ambiental de diferentes bienes y servicios. Su ventaja fundamental reside en que permite modelizar, de modo relativamente sencillo, complejos ciclos de vida, todo ello con un alto grado de transparencia (siguiendo las indicaciones de la norma ISO 14040). SimaPro, que no guarda relación alguna con el proyecto ExternE pero puede ser empleada con el enfoque de ruta de impacto, fue desarrollado en la década de los 1990. Su valor añadido no reside exclusivamente en su relativa sencillez (su interfaz es muy intuitivo) y transparencia, sino que lleva incorporado un catálogo muy completo de bases de datos de inventario de numerosos procesos así como de los métodos de análisis del ciclo de vida más importantes.

Entre las bases de datos de inventarios de ACV (análisis del ciclo de vida) que SimaPro 7.0 incluye, están las bases de datos Ecoinvent v.1 y Ecoinvent v.2, las tablas insumo-producto de EEUU, Dinamarca y los Países Bajos, datos sobre industrias, ACV de diferentes alimentos, la base de datos sobre generación eléctrica ETH-ESU 96, BUWAL 250, IDEMAT 2001, etc. Respecto a los métodos de evaluación del ciclo de vida, se incluyen los sólidos Eco-indicator 95 y 99, los métodos CML 1992 y 2000, el método EDIP/UMIP, el EPS 2000, el enfoque para el cálculo de los llamados *ecopuntos* (Ecopoints 97), el Impact 2002+, el TRACI y los métodos de evaluación de emisiones de gases de efecto invernadero desarrollados por el IPCC.

A nuestro entender, el interés fundamental de emplear Sima Pro reside en la posibilidad de disponer de datos de inventario (eso sí, obtenidos en muchas ocasiones para actividades económicas desarrolladas en EEUU y la UE), y factores de caracterización. Los primeros siempre vienen expresados en unidades físicas (por ejemplo, *kg* de contaminante por *TJ* generado o $\mu\text{g/kWh}$, en los datos de inventario de emisiones asociadas a la generación de electricidad, o *kg/km-pasajero*, por ejemplo, en las bases de datos sobre transporte). Respecto a los factores de caracterización, no son más que factores de equivalencia que permiten convertir diferentes emisiones o cargas ambientales a una unidad común de referencia: por ejemplo, en el ámbito de las emisiones de GEI, los factores de caracterización hacen referencia al potencial de calentamiento global y se expresan en unidades de CO_2e (dióxido de carbono equivalente).

7.3 Modelos de dispersión de contaminantes

Son muchos los modelos dedicados a caracterizar la dispersión de contaminantes en diferentes medios. Casi todos ellos comparten un rasgo esencial: son complejos, demasiado complejos, de modo que prácticamente no podrían ser empleados en América Latina en el momento actual (no tanto por carencias de capital humano, ni mucho menos, sino de recursos materiales para invertir en ese tipo de información).

Como se ha indicado a lo largo de la guía, las dos principales referencias provienen de EEUU y UE, si bien quizás con un desarrollo superior en esta última por el impulso del proyecto ExternE. A nivel europeo, de hecho, existen distintos modelos de dispersión de contaminantes atmosféricos, dentro de los que destacan los dos que han sido incorporados en el software EcoSense (a todos los efectos un módulo para la interpretación de modelos más que un modelo en sentido estricto). EcoSense, como se verá a continuación, es la plataforma de programación que permite implementar la metodología ExternE y, más concretamente, evaluar los impactos ambientales y los costes externos ocasionados por las plantas de generación de energía eléctrica o las actividades de transporte en Europa. EcoSense incluye, entre otras cosas, dos modelos de transporte atmosférico de la contaminación que analizan diferentes contaminantes a diferentes escalas. El primero de ellos es el **ISC** (*Industrial Source Complex Model*).

Este modelo fue diseñado para simular la contaminación atmosférica ocasionada en una planta industrial, tomando en cuenta con precisión el efecto de las chimeneas en el comportamiento de lo que se da en llamar, de modo metafórico, la *pluma* del contaminante. Se trata de un complejo modelo construido sobre la base de numerosos supuestos y que permite computar la deposición seca (recuerde que eso significa, según se indicó en el *capítulo 4*, por gravedad). El programa tiene dos versiones: una a largo plazo (ISCLT) que estima los valores de concentración media en un área de algunos kilómetros cuadrados durante un periodo relativamente largo (normalmente un año), sobre la base de datos meteorológicos. La versión a corto plazo (ISCST) mide, sin embargo, la mediana de los valores de concentración en un periodo muy corto: una o dos horas.

El ISC es, por lo tanto, un modelo de pluma Gaussiana (éste es el nombre técnico que recibe), desarrollado originalmente EPA estadounidense (Brode y Wang, 1992), y que permite estudiar la dispersión de contaminantes atmosféricos primarios a escala local. Dada la escala (10-50 km de la planta), precisamente, en este modelo no se consideran los procesos de transformación química de los contaminantes primarios, pero sí la difusión de los mismos en la atmósfera más próxima.

Para ampliar información: <http://www.ess.co.at/GAIA/models/isc.htm>.

Adicionalmente, completando al ISC en el módulo y software EcoSense, el proyecto ExternE incluyó el modelo **WTM** (*Windrose Trajectory Model*). El WTM es un modelo que utiliza los diagramas meteorológicos representativos de la distribución, dirección y velocidad del viento en cada localización durante un período de tiempo concreto, para obtener variaciones en los niveles de concentración de contaminantes a escala regional. Este modelo, inspirado en el *Modelo de trayectorias de Hartwell* (Derwent *et al.*, 1988), considera no solamente la difusión de contaminantes, sino también sus procesos de transformación química y deposición, tanto de contaminantes primarios como secundarios, en una escala europea.

La utilización de los mencionados modelos exige una definición precisa de las características de cada una de las fuentes móviles y fijas en que se generan las emisiones contaminantes. Estas características incluyen, por ejemplo, el tipo de combustible utilizado, la localización exacta de la planta en un sistema de coordenadas, la altura de las chimeneas y los flujos de gases dependiendo del nivel de actividad de la planta. Los resultados que se obtienen de la aplicación de los modelos consisten en una información detallada sobre los cambios en la concentración de contaminantes. Esta información es la que debe cruzarse posteriormente con la base de datos de sistemas receptores y, a través de las funciones exposición-respuesta (ver *epígrafe 4.2*), permite obtener los impactos ambientales que resultan de la generación de energía eléctrica en una localización y en unas condiciones concretas.

Sin embargo, por diferentes razones, tales modelos de dispersión podrían llegar a ser inasumibles en un estudio desarrollado en América Latina y el Caribe, habitualmente con una restricción presupuestaria más evidente. Por otro lado, como se señalaba en el *capítulo 6*, sus resultados dependen estrechamente de la localización específica de la fuente de las emisiones mientras que, en muchas ocasiones, las decisiones de planificación del sector transporte o de la generación de energía, por citar los dos ejemplos más importantes, podría requerir un análisis estrictamente generalizable.

EcoSense [URL: <http://externe.jrc.es/Method+EcoSense.htm>], no obstante va mucho más allá. Se trata del software elaborado específicamente en el contexto del proyecto ExternE. En la práctica no es un modelo (mucho menos de dispersión) en el mismo sentido en que podrían serlo ISC o WTM, sino un módulo integrado para la evaluación del impacto ambiental de diferentes actividades económicas. Técnicamente, EcoSense permite calcular costes marginales externos específicos de la localización, concretamente para fuentes estacionarias de contaminación. En muchos sentidos, EcoSense puede ser considerado como un ‘cuadro de control’ en el que el usuario puede modificar diferentes parámetros sin excesiva complejidad. Recientemente se ha desarrollado WATSON, para jugar un papel similar a EcoSense pero en la evaluación de impactos sobre el agua y el suelo. Hay diferentes versiones de EcoSense: EcoSenseLE es una versión parametrizada (es decir, simplificada) de EcoSense. Con esa versión (accesible *online*), es posible obtener datos en unidades monetarias por unidad de impacto, para las emisiones anuales de NO_x, SO₂, PM₁₀, componentes orgánicos, CO₂, N₂O y CH₄. EcoSense, por otro lado, dispone de una versión específica desarrollada para Brasil y en la que sus autores (también de la Universidad de Stuttgart, Alemania), ajustaron algunos parámetros que permitirían pensar en una posible aplicación en otros países de la región, eso sí, en el contexto de estudios ambiciosos, puesto que sería preciso corregir numerosos supuestos [URL: <http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2001/915/index.html>].

Ahora bien, en el contexto de los modelos del mundo uniforme, señalados en el *capítulo 4*, se desarrolló igualmente otra herramienta informática para hacer efectiva la aplicación de dichos modelos. **RiskPoll** nació así como una aplicación de 32 bits, compatible, como los anteriores, con el sistema operativo Microsoft Windows®. RiskPoll permite calcular aproximaciones de impactos (y, ocasionalmente, costes), asociados a diferentes fuentes de emisiones. Los requisitos mínimos de información que el modelo necesita son los datos de tasa de

emisión y de deposición, así como la densidad de población en un área entre 500 y 1000 kilómetros en torno a la fuente de emisión. RiskPoll trabaja con las emisiones de SO₂, NO_x, CO, PM, sulfatos, nitratos y metales pesados. Este modelo ha sido adoptado por la Agencia Internacional de la Energía Atómica (IAEA, en inglés), como parte de su software de análisis energético, económico y ambiental, llamado SIMPACTS (Simplified Approach for Estimating Impacts of Electricity Generation).

Bibliografía

- Arrow, K., Solow, R. Portney, P. R., Leamer, E. E., Radner, R. y Schuman H. (1993), “Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation”, Federal Register, Vol. 58, No 10: 4601-4614.
- Azqueta, D. (2007), *Introducción a la Economía Ambiental*. McGraw Hill / Interamericana de España, segunda edición.
- Becker, G. (1983), “A theory of competition among pressure groups for political influence”, *Quarterly Journal of Economics* 97: 371-400.
- Boyle, K.J. y Bishop, R.C. (1988), “Welfare Measurements Using Contingent Valuation: A Comparison of Techniques”, *American Journal of Agricultural Economics*, 70: 20-28.
- Briscoe, J. (1996), *Water as an economic good: the idea and what it means in practice*, World Bank, Washington D.C.
- Brode, R.W. y Wang, J. (1992), *User’s Guide for the Industrial Source Complex (ISC2) Dispersion Models Volumes I-III*. EPA-450/4-92-008a. EPA-450/4-92-008b. EPA-450/4-92-008c. U.S. Environmental Protection Agency, 1992, Research Triangle Park, North Carolina 27711.
- Brouwer, R. (2000), “Environmental value transfer: state of the art and future prospects”, *Ecological Economics*, 32, 137–152.
- Carson, R. T, Mitchell, R. C., Hanemann, W. M., Kopps, R. J., Presser, S. y Ruud, P. A. (1992), *A contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill*, Report to the Attorney General of the State of Alaska
- Clawson, M. y Knetsch, J.L. (1966), *Economics of outdoor recreation*. Resources for the future, Inc., Washington D.C. (2nd edition 1969).
- Costanza, R. (1998), “The value of ecosystem services. Introduction. Special section: forum on valuation of ecosystem services”. *Ecological Economics*, 25(1): 1–2.
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R.V., Parulelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. y van den Belt, M. (1997), “The value of the world’s ecosystem services and natural capital”, *Nature*, Vol. 387: 253-260.
- Court, A. T. (1939), “Hedonic Price Indexes with Automotive Examples” *The Dynamics of Automobile Demand*, New York: General Motors Corp, pp. 99-117.
- Curtiss, P. S. y Rabl, A. (1996), “Impacts of air pollution: general relationships and site dependence”, *Atmospheric Environment*, 30 (19): 3331-3347.

- Davis, R. (1963). *The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine Woods*, PhD thesis, Harvard University.
- Derwent, R.G., Dollard, G.J., y Metcalfe, S.E. (1988), “On the nitrogen budget for the United Kingdom and north-west Europe”. *Q. J. R. Meteorol. Soc.*, 114: 1127-1152.
- Dockery, D. y Pope, C. (1994), “Acute respiratory effects of particulate air pollution”, *Annual Rev. Public Health* 15, 107-132.
- EC (1995b) “ExternE: Externalities of Energy”, Vol. 2. Methodology. ETSU and Metroeconomica, U.K.
- _____. (1998), “ExternE: Externalities of energy. New results. ExternE Program of the European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development”.
- _____. (2003), “External costs. Research results on socio-environmental damages due to electricity and transport”. Directorate-General for Research.
- _____. (2005), “Externalities of energy. Methodology update 2005”. Edited by Peter Bickel and Rainer Friedrich, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung — IER, Universität Stuttgart, Germany.
- _____. (European Commission) (1995a), “Externalities of fuel cycles “ExternE” Project. Report 1, Summary”. DGXII, Science, Research and Development, JOULE
- Gouveia, N. y Fletcher, T. (2000), “Time series analysis of air pollution and mortality: effects by cause, age and socioeconomic status”, *Epidemiol. Community Health* 54: 750-755.
- Griliches, Z. (1967), “Hedonic Price Indexes Revisited: Some Notes on the State of the Art”, *Proceedings of the Business and Economic Statistics Section*, 324-332.
- Griliches, Z. (ed.) (1971), *Price Indexes and Quality Change*, Cambridge: Cambridge University Press. Hanemann (1984)
- Hanemann, W.M. (1991), “Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ” *American Economic Review*, 81: 635-647.
- Hanley, N., Wright, R.E., y Adamowicz, W. (1998) “Using choice experiments to value the environment”, *Environmental and Resource Economics* 11(3-4): 413-428.
- Hanley, N., Wright, R.E., y Alvarez-Farizo, B. (2006), “Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the Water Framework Directive”, *Journal of Environmental Management* 78, 183–193.
- HMT (2006), *The Economics of Climate Change. The Stern Review*. Nicholas Stern. Cabinet Office – HM Treasury, Cambridge University Press.
- IPCC (2007), *Fourth Assessment Report (AR4)*. International Panel for Climate Change (IPCC), United Nations.
- Kirchhoff, S. Colby, B.G., y LaFrance, J.T. (1997) “Evaluating the Performance of Benefit Transfer: An Empirical Inquiry”. *Journal of Environmental Economics and Management*, 33: 75-93.
- Lipfert, F. W. (1994), *Air pollution and community health: a critical review and data sourcebook*, Van Nostrand Reinhold. New York.
- McConnell, K. (1977), “Congestion and Willingness to Pay: A Study of Beach Use”, *Land Economics*, 53: 185-195.
- _____. (1985), “The Economics of Outdoor Recreation” en Kneese and Sweeney (ed.): *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, vol. II. Elsevier Publishers: Amsterdam.
- Mitchell, R. C. y Carson, R. T. (1989), *Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method*, Resources for the Future.
- Noll, R.G. (1998), “The economics and politics of the slowdown in regulatory reform”. En: R.W. Hahn, Editor, *Reviving Regulatory Reform: A Global Perspective*, Cambridge Univ. Press/AEI Press, New York.
- Nordhaus, W.D. y Boyer, J. (2000), *Warming the World: Economic Models of Global Warming*, Cambridge, Mass: MIT Press.

- Pearce, D.W. (2002), The social cost of carbon and its policy implications.
- Pearce, D.W., Cline, W.R., Achanta, A.N., Fankhauser, S., Pachauri, R.K., Tol, R.S.J. y Vellinga, P. (1996) “The Social Costs of Climate Change: Greenhouse Damage and the Benefits of Control”, en Bruce, J.P., Lee, H. y Haites, E.F. (eds.) *Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions -- Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 179-224. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rabl, A. y Spadaro, J.V. (2000) “Public health impact of air pollution and implications for the energy system”, *Annu. Rev. Energy Environ.* 25: 601-627.
- Ready, R. y Navrud, S. (2006) “International benefit transfer: methods and validity tests”, *Ecological Economics*, 60, 2: 429-434.
- Rosen, S. (1974), “Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition”, *Journal of Political Economy*, Vol. 82: 34-55.
- Roughgarden, T y Schneider, S. (1999), “Climate change policy: quantifying uncertainties for damages and optimal carbon taxes”, *Energy Policy*, 27, 415-429.
- Spadaro, J.V. y Rabl, A. (1999a), *Air pollution damage estimates: the cost per kg of pollutant*. Ecole des Mines. París.
- _____. (1999b), “Estimates of real damage from air pollution: site dependence and simple impact indices for LCA”, *International Journal of Life Cycle Analysis*, 4(4): 229-243.
- Tol, R.S.J. (1999), “The Marginal Costs of Greenhouse Gas Emissions”, *Energy Journal*; 20 (1): 61-81.
- _____. (2003) “Is the uncertainty about climate change too large for expected cost-benefit analysis?”, *Climatic Change*, 56: 265-289.
- Tol, R.S.J. and Downing, T.E. (2000), *The marginal costs of climate changing emissions*, Institute for Environmental Studies, Amsterdam.
- Tol, R.S.J., Downing, T.E., Fankhauser, S., Richels, R.G. y Smith, J.B. (2001) “Progress in estimating the marginal costs of greenhouse gas emissions”, Working Paper SCG-4 Research Unit Sustainability and Global Change Centre for Marine and Climate Research, Hamburg University.
- Turner, R.K., Georgiou, S., Brouwer, R., Bateman, I.J. y Langford, I.J. (2003) “Towards an integrated environmental assessment for wetland and catchment management”, *The Geographical Journal* 169 (2): 99-116.
- Varian, H. R. (1992), *Análisis microeconómico*, Antoni Bosch editor, 3ª edición. [Also available in English as *Microeconomic analysis*, W.W: Norton & Co.].
- Viscusi, W. K. (1993), “The value of risks to life and health”, *Journal of Economic Literature*, 31: 1912-1946.
- WHO (World Health Organization) (2004). *International Classification of Diseases and other related health problems*. Volume 2, second edition.
- Wilson, R. and Spengler, J.D. (eds.) (1996), *Particles in our air: concentrations and health effects*. Harvard University Press, Cambridge, CA
- Zuidema, T. y Nentjes, A. (1997) “Health Damage of Air Pollution: An Estimate of a Dose-Response Relationship for the Netherlands”, *Environmental and Resource Economics*, 9(3): 291-308.

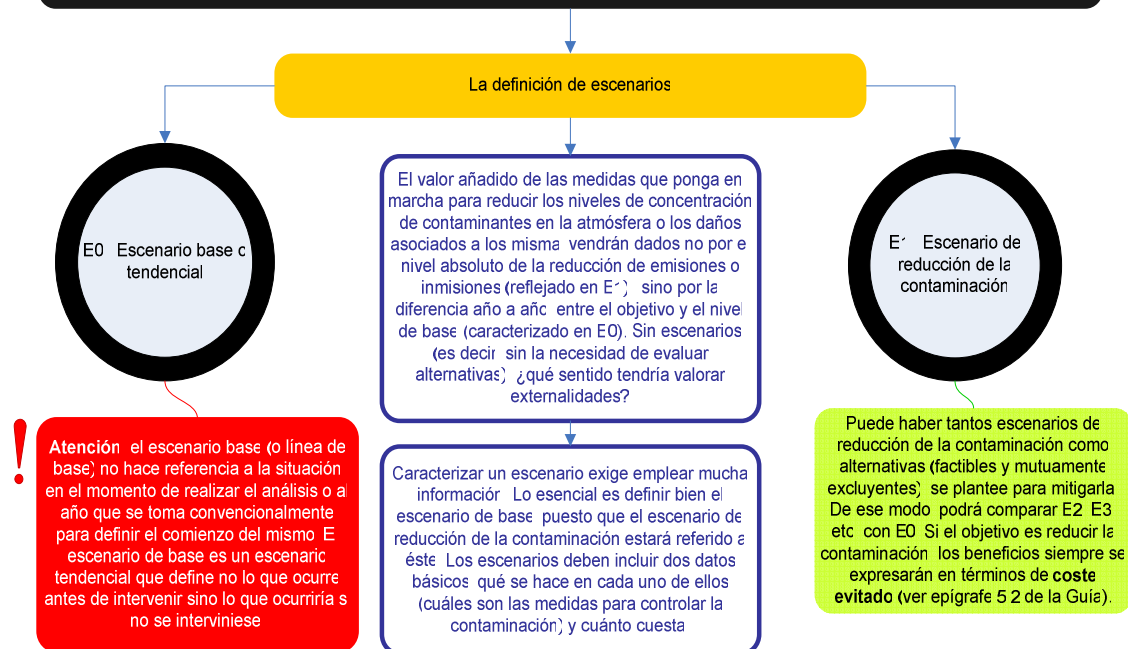
ANEXO

El análisis económico de externalidades a partir de una serie de preguntas

La contaminación atmosférica asociada al transporte rodado urbano

La relación entre las actividades de transporte urbano (de personas y mercancías) y los daños que la misma causa (fundamentalmente pero no sólo a través del aumento de la contaminación atmosférica) ha sido ampliamente analizada en la literatura científica [ver Gráfico 4 de esta Guía]. Lo relevante es que es posible calcular el cambio en dichos daños (o externalidades) a partir de cualquier modificación en las propias actividades de transporte (como resultado o no de la intervención pública). De igual modo es posible estimar el coste (o daño) unitario en relación a cada kilómetro recorrido por diferentes modos de transporte para favorecer la comparación y contribuir a reducir la discrecionalidad de las decisiones. Desde un punto de vista económico, el coste del transporte debería reflejar los costes marginales externos. Conocer las externalidades de cada medio de transporte es clave por lo tanto para ajustar el coste del transporte mediante instrumentos económicos (impuestos, subsidios, etc.) o para adoptar mejores decisiones.

PREGUNTA 1 ¿Cuál será la contribución de su decisión de reducir la contaminación atmosférica asociada al transporte rodado urbano?
¿Cuál es el valor añadido de la misma en relación a lo que ya viene haciendo?



PREGUNTA 2 ¿Qué desea estimar (valorar monetariamente) exactamente?

