

DIRECCION DE PROYECTOS Y PROGRAMACION DE INVERSIONES

**Distr.
LIMITADA**

LC/IP/L.95
30 de abril de 1994

ORIGINAL: ESPAÑOL

**GESTION Y VALORACION DE PROYECTOS
DE RECURSOS NATURALES ***

DIEGO AZQUETA **

- * Este documento es un extracto del libro titulado "**Análisis económico y gestión de recursos naturales**", cuyos editores son los señores profesores Diego Azqueta y Antonio Ferreiro. El libro fue publicado por Alianza Editorial (1994) de Madrid, España. La divulgación de este trabajo cuenta con la autorización oficial de Alianza Editorial.
- ** Profesor de la Universidad de Alcalá de Henares, Madrid, España. Las opiniones expresadas en este documento, el cual no ha sido sometido a revisión editorial, son de la exclusiva responsabilidad del autor y pueden no coincidir con las de la organización.

INDICE

Capítulo 1	1
LA PROBLEMATICA DE LA GESTION OPTIMA DE LOS RECURSOS NATURALES: ASPECTOS INSTITUCIONALES	1
1.1 EL PARADIGMA DE LOS DERECHOS DE PROPIEDAD	3
1.2 VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS RECURSOS NATURALES: MUCHOS PROBLEMAS POR RESOLVER	4
1.2.1 ¿Qué da valor a los recursos naturales?	5
1.2.3 ¿Cómo se expresan estos valores?	9
1.2.4 El problema de las generaciones futuras	13
1.3 EL ENFOQUE DEL EQUILIBRIO MATERIAL: EL BALANCE MATERIA-ENERGÍA	14
Referencias bibliográficas	17
 Capítulo 2	 19
APLICACION DEL ANALISIS COSTE-BENEFICIO A MODIFICACIONES EN LA CALIDAD DEL AGUA	 19
2.1 INTRODUCCIÓN AL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO	19
2.2 APLICACIÓN DEL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO AL PROYECTO DE CONSTRUCCION DE UNA PRESA: EL PROBLEMA DE LA IRREVERSIBILIDAD	 22
2.2.1 Principales beneficios sociales de la construcción de la presa	22
2.2.2 Valoración de los beneficios intangibles	24
2.2.3 Principales costes sociales de la construcción de la presa	27

2.3	APLICACION DEL ANALISIS COSTE-BENEFICIO A UN PROYECTO DE MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA	35
2.3.1	Economías domésticas	36
2.3.2	Empresas	37
2.3.3	Efecto multiplicador indirecto	37
2.3.4	Equilibrio ecológico	37
2.4	APLICACION DEL ANALISIS COSTE-BENEFICIO A LA MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL PUERTO DE BOSTON	38
2.5	CONCLUSIONES	46
	Referencias bibliográficas	47

Capítulo 1

LA PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN ÓPTIMA DE LOS RECURSOS NATURALES: ASPECTOS INSTITUCIONALES

La gestión de los recursos naturales, se apoya fundamentalmente en la conocida regla de Hotelling.

Recordando brevemente su punto más esencial podría afirmarse, en efecto, que el propietario de un recurso cualquiera, en la búsqueda de las opciones más rentables de inversión con respecto al mismo, se fija en dos elementos clave:

1. La rentabilidad que le proporcionaría la explotación del recurso.
2. El coste de oportunidad del capital inmovilizado en el mismo: la rentabilidad que obtendría realizando su valor (vendiéndolo) e invirtiendo lo así obtenido.

En cuanto al primero de ellos, dos son las fuentes de rentabilidad del recurso: el flujo de rendimientos monetarios que le proporciona la explotación del mismo y que depende, como es obvio, de los precios esperados del producto obtenido con él (extracción del mineral, tala de la madera...); y las posibles ganancias de capital (revalorización) que el stock considerado le proporcione. La gestión óptima es la que, finalmente, lleva a un punto de equilibrio en el que la tasa de rendimiento obtenida de la explotación del recurso se iguala a la tasa de interés de la economía, como reflejo del coste de oportunidad del capital (tasa de rendimiento promedio de la economía).

Planteado pues de esta forma, quizá excesivamente simple pero útil para nuestro propósito, el problema de la gestión de recursos naturales no muestra diferencias sustanciales con el que plantearía la gestión de un activo cualquiera.¹

Desgraciadamente, las cosas no son tan sencillas. Y ello por un triple motivo.

En primer lugar, debido al hecho de que muchos recursos naturales, por ser propiedad común y están caracterizados por el libre acceso, *carecen de precio*. Con ello, el primer requisito de una explotación óptima de los mismos está ausente: es difícil conocer cuál es su rentabilidad cuando ni siquiera tienen precio. A lo que hay que añadir que, dado el carácter de los mismos, el precio que se necesitaría sería el que reflejara el *valor* que estos recursos tienen para la *sociedad*, no exclusivamente para su propietario: las funciones del medio ambiente y los recursos naturales tienen, esencialmente, la propiedad de ser bienes colectivos. Esta ausencia de precio (que no de valor) lleva,

¹ Un análisis resumido, pero mucho más completo, de las distintas reglas de actuación ante diferentes supuestos alternativos se encuentra, por ejemplo, en Klaassen y Opschoor (1991).

naturalmente, a la sobreexplotación y degradación correspondiente: la teoría económica enseña que cuando un recurso es considerado gratuito (carente de precio), su utilización se lleva hasta el punto en el que la última unidad incorporada del mismo tiene una productividad marginal igual a cero. Más discutible es la razón por la que estos recursos carecen de precio y, sobre todo, la forma de superar esta deficiencia. La postura tradicional ha sostenido que la *ausencia de mercados*, por múltiples motivos, es la responsable de esta carencia. Más recientemente, sin embargo, y a partir de la aparición del llamado "Teorema de Coase", se ha puesto el énfasis en la ausencia de unos *derechos de propiedad* bien definidos y protegidos con respecto a los mismo. Volveremos en seguida sobre este punto.

En segundo lugar, no son los recursos naturales carentes de precio los únicos que plantean dificultades: un problema adicional aparece, en efecto, con aquellos recursos naturales, que aun teniendo precio (como los bosques privados, por ejemplo), generan una serie importante de *externalidades* positivas que no quedan reflejadas en él. Ya veremos cómo, para poner un ejemplo, los economistas no tardaron en descubrir que, desde un punto de vista *financiero*, si en la vieja ecuación de Faustmann (que proporciona la edad *biológica* óptima de tala) se introducen consideraciones relativas a los precios esperados de la madera, los tipos de interés y los riesgos naturales (incendios, por ejemplo), no es difícil que la pauta de comportamiento recomendada sea la de talar el bosque, invertir los beneficios en cualquier otro lado y no repoblar. Esto ocurre cuando la tasa esperada de crecimiento biológico del volumen de la madera, multiplicada por los precios esperados de la misma, es inferior a la tasa de interés de la economía (que refleja la rentabilidad de las inversiones alternativas).² La rentabilidad que obtiene el dueño de un bosque a partir de la explotación del mismo no recoge los beneficios que para la sociedad representa la existencia de dicho bosque y su conservación: una serie de externalidades positivas que, sin embargo, no quedan incluidas en su precio de mercado.

En tercer lugar tampoco puede decirse que haya habido mayor fortuna a la hora de contar con la información relativa a la tasa de interés. Y ello no porque no se cuente con este dato, sino porque, como recuerda Solow, aunque aceptáramos que dicho tipo de interés refleja adecuadamente el costo de oportunidad del capital en la economía, no hay ninguna razón para creer que representa, igualmente, la preferencia temporal de la sociedad: su valoración relativa del futuro con respecto al presente (la tasa de descuento del consumo, por ejemplo). Y ello, aunque no sea éste el lugar para una discusión a fondo del problema, es un requisito indispensable para poder encontrar el equilibrio intertemporal óptimo de la sociedad.

Parece pues necesario, para poder empezar a tratar el problema de la gestión óptima, y centrándonos en las dos primeras dificultades mencionadas, proceder a la *valoración* de los recursos naturales: ponerles un precio que refleje todos los beneficios que la sociedad obtiene de su existencia o de su explotación, a no ser que dejemos que sea el mercado, una vez creado, el que lo haga.

² La privatización, por tanto, de los recursos naturales, sobre todo de aquéllos de crecimiento lento, no sería una solución al problema, resultado al que también llegan, aunque en un contexto diferente (tierras comunales en países subdesarrollados), Larson y Bromley (1990).

1.1 EL PARADIGMA DE LOS DERECHOS DE PROPIEDAD

Mencionábamos más arriba la revolución que supuso, en el campo del tratamiento de las externalidades, la aparición en 1960 del llamado "teorema de Coase".³ Este tenía un doble significado, desde la perspectiva que ahora nos interesa:

- Por un lado, caracterizaba el problema de las externalidades en general (de las que el medio ambiente y algunos recursos naturales no serían sino un caso particular) como el resultado de la ausencia de una definición precisa de los derechos de propiedad sobre el bien en cuestión: lo que explicaría la ausencia de precio, y el problema subsiguiente. No olvidemos que, a este respecto, los precios de mercado han sido caracterizados como "los precios de los derechos de propiedad" (Burrows, 1980, pág. 47). Es decir, sólo tienen precio aquello sobre lo que se puede ejercer un derecho de exclusión con respecto a los demás (susceptibles por tanto de apropiación privada).
- Como consecuencia de lo anterior, bastaría con que el Estado definiera e hiciera respetar estos derechos de propiedad para que, en ausencia de costos de transacción, el problema quedara resuelto desde el punto de vista de *eficiencia económica*. El mercado que se crearía, una vez establecida esta definición, sería el encargado de determinar el precio.

La primera víctima del teorema, como es natural, fue la postura tradicional con respecto al problema de las externalidades, heredad del pensamiento de Pigou, y según la cual, la solución pasaba por una intervención del Estado que, a través de impuestos o subvenciones, obligara al agente generador de una externalidad a *internalizarla*, pagando los costos que su actuación infligía sobre los demás (o recibiendo la compensación correspondiente a los beneficios producidos). De esta forma, el costo *privado* quedaba igualado al costo *social*.

De acuerdo con Coase, y según lo que acabamos de apuntar, esta intervención del Estado ya no sería necesaria: bastaba con definir y proteger los derechos de propiedad sobre el bien en cuestión.

No cabe duda de que el teorema de Coase ha representado un hito fundamental en el terreno del tratamiento de las externalidades y, en particular, de los problemas del medio ambiente y los recursos naturales.

Sin embargo, desde el punto de vista de lo que puede considerarse su contribución esencial, el tiempo no ha ido sino arrojando serias dudas sobre la validez de la misma. No es éste el lugar más indicado para llevar a cabo una revisión exhaustiva de las crecientes críticas que se han ido presentando a la afirmación de que basta con definir claramente los derechos de propiedad (con independencia de la dirección en que esto se haga) para que el mercado conduzca a una solución

³ Teorema que nunca fue formulado como tal por su autor. Sin embargo, y a pesar de ello, existe un amplio consenso sobre su contenido: véase, por ejemplo, Cooter (1987).

económicamente eficiente. El hecho es, en cualquier caso, que toda una serie de autores, basándose en la "teoría de la perspectiva" de Kahneman y Tversky, así como en el "efecto titularidad" o "propiedad" ("endowment effect") de Thaler, han mostrado que la conclusión de Coase no es correcta. Una vez que el derecho sobre el bien se ha adjudicado en favor de una determinada persona, o grupo, la valoración que éste adquiere para su poseedor aumenta de forma muy notable.⁴ Lo que implica, desgraciadamente, que la decisión sobre quién es el titular de los derechos de uso y disfrute sobre el recurso condiciona el estado final del mismo.

Nos encontramos, por tanto, en el punto de partida: en la necesidad de valorar estos bienes que llamamos intangibles para tratar de mejorar su gestión.

1.2 VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS RECURSOS NATURALES: MUCHOS PROBLEMAS POR RESOLVER

Como señalaba David Pearce (1976) hace ya bastantes años, los recursos naturales, y el medio ambiente en general, cumplen al menos cuatro funciones que son valoradas positivamente en la sociedad:

1. Forman parte de la *función de la producción* de gran cantidad de bienes económicos (procesos productivos que consumen agua de una determinada calidad, aire, etc.).
2. Proporcionan *bienes naturales* (paisajes, parque, entornos naturales, etc.), cuyos servicios son demandados por la sociedad. Entran a formar parte, pues, de la *función de producción de utilidad* de las economías domésticas.
3. Actúan igualmente como un *receptor de residuos y desechos* de todas clases, producto tanto de la actividad productiva como consuntiva de la sociedad, gracias a su capacidad de asimilación. Hasta un cierto límite, el medio ambiente tiene la capacidad de absorber estos residuos (que de esta manera son liberados sin costo) y transformarlos en sustancias inocuas o, incluso, beneficiosas.

El problema de valorar económicamente estas funciones, como es obvio, dista de ser sencillo. Puede incluso que sea necesario hacer alguna puntualización previa sobre el sentido mismo de lo que se pretende hacer.

⁴ Fenómeno que ha sido utilizado por este autor para explicar, asimismo, la gran divergencia que aparece en los estudios empíricos entre la *disposición a pagar* por un cambio determinado y la *compensación exigida* para renunciar a él. Sobre el particular pueden consultarse: Azqueta (1993), Kahneman, Knetsch y Thaler (1990), Knetsch (1990), y Tversky y Kahneman (1991).

Valorar *económicamente* los recursos naturales significa poder contar con un indicador de su importancia en el bienestar de la sociedad que permita compararlos con otras posibilidades alternativas. Por tanto lo normal será utilizar para ello un denominador común, que permita sopesar unas cosas y otras, y que, en general, no es otro que el *dinero*. Para algunos autores esto constituye ya un anatema, una autodescalificación por parte de quien así obra, que justifica no seguir prestándole ningún tipo de atención, a no ser para alertar sobre la peligrosidad de quien anda por ahí proponiendo una valoración monetaria, crematística, de algo que, por definición, no tienen valor. Aunque algunos economistas también dan la impresión de compartir estos temores, este tipo de posturas se encuentra muy extendido entre los no economistas. Argumentar así, sin embargo, supone incurrir en una confusión de conceptos: valoración *monetaria* no quiere decir valoración *de mercado*. Supone, como decimos, la elección de un denominador común (ni siquiera de un numerario), que se considera conveniente para reflejar cambios heterogéneos en el *bienestar de la sociedad*, que es lo que realmente cuenta.⁵ Tendríamos que probar, para descalificar este tipo de medida del bienestar (la monetaria), que el denominador común elegido (el dinero) condiciona hasta hacerla inaceptable la función de bienestar social utilizada o las vías empleadas para obtenerla. El tema es pues bastante más complicado que lo que una descalificación apresurada invita a pensar. Esperamos que lo que sigue arroje alguna luz sobre el particular.

Veamos pues las disyuntivas que se presentan en este ejercicio de valoración y cómo tiende la economía a resolverlas.

1.2.1 ¿Qué da valor a los recursos naturales?

El primer interrogante al que hay que responder es, en efecto, elemental: Por qué tienen valor los recursos naturales? La respuesta, sin embargo, no es tan sencilla como a primera vista pudiera parecer, y el abanico de posibilidades existente lo demuestra claramente:

1. En uno de los extremos encontramos todas aquellas posturas derivadas de la *ética de la tierra* de Aldo Leopold, para las que la naturaleza no humana tiene un valor *intrínseco*, inherente, y posee por tanto derechos morales y naturales (Pearce y Turner, 1990, cap. 15). Es más, podría llegar a afirmarse que las cosas (incluida la vida humana) tienen valor, en tanto en cuanto contribuye a la integridad, estabilidad y belleza de la comunidad biótica. Esta nueva filosofía naturalista desemboca pues en el reconocimiento de los derechos de los animales y otros seres vivos, lo que plantea problemas filosóficos bastante serios, derivados de la necesidad de responder a la cuestión de *qué* es precisamente lo que les hace susceptibles de

⁵ Quizá el ejemplo más sencillo al respecto lo constituyan los distintos métodos propuestos para la *evaluación social de proyectos en países subdesarrollados*, y en concreto las *Pautas* de la ONUDI, debidas a Sen, Dasgupta y Marglin. En ellas se utiliza el dinero como denominador común para comparar los cambios en el bienestar social que supone un incremento del consumo, una mejora en la distribución de la renta, una mayor participación de la mujer en la fuerza de trabajo o un aumento de la independencia nacional... (Azqueta, 1985, cap. 2). No es ciertamente el mercado el que valora estos cambios en el método de Sen, Dasgupta y Marglin, ni estamos ante una valoración crematística de los mismos, aun cuando se expresen en una unidad monetaria.

poseer estos derechos: cuál de sus características es la que les confiere esta titularidad (Kneese y Schulze, 1985). En cualquier caso, para los defensores de esta postura, el medio natural y los recursos naturales tienen valor *en sí mismo*.⁶

2. En el otro extremo encontramos la *ética antropocéntrica*, para la que lo que confiere valor a las cosas es su relación con el ser humano: las cosas tienen valor en tanto en cuanto y en la medida en la que se lo den las personas.

Los economistas, en general, nos encontramos en la órbita de la segunda de estas opciones,⁷ aunque con algunas matizaciones. Compartimos lo que podría denominarse una *ética antropocéntrica extendida*, en la que la naturaleza tiene una serie de *valores instrumentales* para el ser humano, incluidas las generaciones futuras: valores de uso, de opción y de existencia. Este planteamiento, por otro lado, no resulta muy ajeno al de algunas de las propuestas *institucionalistas* (Swaney y Olson, 1992), y pretende garantizar una cierta equidad intergeneracional (Pearce y Turner, 1990).

Esta sería pues la primera de las opciones aludidas y la primera respuesta. Una postura antropocéntrica y no ecocéntrica: es el ser humano el que da valor a la naturaleza, a los recursos naturales y al medio ambiente en general.

1.2.2 ¿Quién expresa estos valores?

Admitido el punto anterior, la siguiente cuestión es obvia: ¿quién da valor a los recursos naturales? O, dicho de otra forma: ¿de quién son los recursos naturales y el medio ambiente en general?, podrían ser considerados, por poner un ejemplo, patrimonio nacional?

El tema es doblemente complicado en este terreno, ya que cada vez son más frecuentes los casos en los que la actividad nociva para el medio ambiente y los recursos naturales se origina en un

⁶ Para una versión más matizada de la obra de Leopold y su relación con los problemas medio-ambientales, puede consultarse Norton (1990).

⁷ Recientemente Colby (1991) caracterizaba cinco paradigmas diferentes en el estudio de la relación entre el hombre y la naturaleza:

- La economía de frontera,
- La protección ambiental,
- La administración de los recursos,
- El ecodesarrollo,
- La ecología profunda.

Pues bien, de estos cinco paradigmas, que cubrirían el espectro existente entre la economía neoclásica y las posiciones ecologistas extremas, los tres primeros serían antropocéntricos, el cuarto sería dudoso ("¿ecocéntrico?") y sólo el quinto resultaría, de acuerdo al autor, abiertamente biocéntrico. Las mismas conclusiones obtiene del análisis que sobre el particular presentan Pearce y Turner (1990, pág. 14).

grupo social determinado (un país, por ejemplo), mientras que buena parte de sus consecuencias negativas las padecen también otros:

-un caso bien conocido es el de la llamada contaminación transnacional (la lluvia ácida, por ejemplo) emanada de determinadas actividades productivas: un país o región disfruta de los beneficios (generación de energía eléctrica), mientras que otro paga las consecuencias.

-menor atención ha merecido en la literatura, sin ninguna razón objetiva para ello, el análisis de la responsabilidad que, en este estado de cosas, tienen determinados patrones de consumo (Swaney y Olson, 1992). El consumo generalizado, en los países desarrollados, de determinados productos originarios de los países subdesarrollados (carne, madera, petróleo, algunas drogas) está teniendo efectos devastadores para los bosques tropicales y para los grupos sociales y las culturas que tienen en ellos un habitat. Un fenómeno que se ve agravado por la presión que se ejerce sobre estos países para generar divisas con las que pagar la deuda externa que tienen contraída.⁸ Indonesia representa, en este sentido, un caso espectacular, aunque lejos de ser único. Las exportaciones de madera se han convertido recientemente en una de las principales fuentes de divisas del país. Sin embargo, si se incluyeran los costes medio ambientales que la explotación maderera conlleva, probablemente dejarían de ser económicamente rentables (Azqueta, 1992). A dicho país, desgraciadamente, no le resulta fácil prescindir de estas divisas: los beneficiarios de ello son los consumidores de los países desarrollados, que pueden obtener un producto barato sin tener que pagar directamente los costos medio ambientales que ello supone.

Pero volvamos a recoger el hilo del argumento que estábamos desarrollando.

En la reciente Cumbre de la Tierra, celebrada en Río de Janeiro en junio de 1992, se presentó una propuesta para considerar los bosques tropicales como *patrimonio de la humanidad*, propuesta que fue rechazada debido a la oposición de los países poseedores de un activo cada vez más escaso y valioso, no estaban dispuestos a hipotecar las posibilidades económicas que ello les confiere. Contaban, además, con el apoyo de algunos economistas: Swaney y Olson (1992), por ejemplo, que comparten la opinión de que si se concedieran derechos de propiedad sobre estos bosques a los pueblos indígenas que los habitan, la preservación del medio ambiente estaría garantizada, ya que no estarían dispuestos a cambiar por dinero su cultura, su modo de vida. Desgraciadamente, y a pesar de algunas experiencias en contrario (véase, por ejemplo, Chai, 1992), la historia reciente de algunos países subdesarrollados, que no han tenido inconveniente en alquilar parte de su territorio, incluso habitado (por algún grupo rival al detentador del poder), como botadero de basuras tóxicas y altamente contaminantes, no hace fácil compartir este optimismo. Estos colectivos poseen una estructura social muy vulnerable a las influencias externas, prácticamente

⁸ "Como un consumidor obligado a empeñar las joyas de su familia para pagar las tarjetas de crédito, los países en desarrollo están arrasando sus bosques, diezmando sus pesquerías y agotando sus fuentes de abastecimiento de agua, sin considerar las consecuencias en el largo plazo. Por desgracia no hay ningún usurero global que esté guardando esta herencia hasta que el mundo pueda rescatarla" (Brown, Postel y Flavin, (1992, pág. 254).

inevitables, y no está garantizado que sus mecanismos de poder y de toma de decisiones evite el aprovechamiento particular (individual o de grupo) del control de estos recursos.

El problema, sin embargo, es real: no parece justo que los países subdesarrollados poseedores de estos recursos naturales, y que son por definición los menos culpables de que las cosas hayan llegado al extremo al que lo han hecho, tengan que renunciar al disfrute de los rendimientos económicos que les podrían proporcionar (tremendamente necesarios, por otro lado); y ello porque se lo demandan, en nombre de la humanidad, quienes no tuvieron ningún reparo en acabar con los que les habían correspondido, en un proceso de enriquecimiento acelerado: los hoy países desarrollados. Recordemos la contradictoria postura al respecto de William S. Jevons.

La solución, no obstante, no tiene por qué ser la *nacionalización* de los recursos. Aceptando la propiedad colectiva de los mismos, y una responsabilidad compartida en su gestión, se podrían arbitrar fórmulas de compensación económica que permitieran preservar un patrimonio común, sin por ello reducir la posibilidades de desarrollo de los países más atrasados ⁹. Algunas de ellas ya han sido, incluso, puestas en práctica:

-Podría establecerse, por ejemplo, el pago de un precio (un "alquiler") por la preservación y el cuidado de estas zonas, acorde con los beneficios que el resto de la humanidad obtiene de las mismas. Algunos casos de canje de deuda por naturaleza, en la que países o grupos no gubernamentales han adquirido deuda pública de países subdesarrollados en el mercado secundario, para luego devolverla a los gobiernos emisores, a cambio de la preservación de determinadas zonas de selva o bosque tropical, constituyen un buen ejemplo en este sentido (Cartwright, 1989; Gómez, 1990).

-En segundo lugar, existe una posible aplicación de los instrumentos económicos derivados del teorema de Coase en el campo de la política medioambiental, planteada ya por algunos autores.¹⁰ Todo el mundo es consciente, por ejemplo, de la necesidad de reducir drásticamente las emisiones de CO a la atmósfera. El desacuerdo aparece a la hora de decidir el cómo (recordemos el "juego del ozono"). No parece justo, sin embargo, aplicar un tratamiento uniforme a todos los países, y obligarles a una misma reducción porcentual de sus emisiones, pongamos por caso, hasta alcanzar el objetivo fijado, sin atender por tanto al hecho de que no todos son igualmente responsables: las emisiones *per cápita* difieren de forma abrumadora entre los más industrializados y los más pobres. Para poner un ejemplo: mientras que en los EE.UU. las emisiones de gases que causan el efecto invernadero son de 4,2 Tm por persona y año, en Suecia esta cifra es de 1,7 y en china o la India de 0,3

⁹ Lo que constituye una aplicación elemental del *criterio de compensación* de Kaldor-Hicks, una vez que se reconoce que lo que ocurre con estos recursos naturales afecta a toda la población, y que una vez garantizada la eficiencia, la *equidad* obliga a compensar a los afectados negativamente por la preservación del entorno.

¹⁰ El origen de la propuesta parece estar en un trabajo de dos autores, Agarwal y Narain, del *Centre for Science and Environment* de Delhi (Martínez-Alier, 1992)

(Goodland y Daly, 1992, pág. 36) No sería más justo calcular el monto de emisiones que permita frenar el deterioro, traducirlo a términos *per cápita* y permitir a cada país emitir de acuerdo a este resultado? Así, algunos países, los más atrasados, tendrían una capacidad "sobrante", en tanto que otros, los industrializados, se verían obligados a reducir sus emisiones de forma dramática. Y aquí es donde podrían intervenir los instrumentos económicos derivados del teorema de Coase: si estas cuotas fueran transferibles, los países con "sobrante" podrían venderlas a los países obligados reducir sus emisiones, que estarían dispuestos a pagar por ellas, en el límite, los costos económicos a que la reducción les fuerza (introducción de nuevas tecnologías, cierre de empresas...). Se ha calculado que las transferencias que recibirían los países subdesarrollados por este motivo superarían con mucho el monto actual de la ayuda al desarrollo. Con una medida de este tipo, no sólo se reduciría la necesidad de ayuda extranjera, sino que se mejoraría la distribución internacional de la renta, se podría pagar la deuda externa del Tercer Mundo, se mejoraría la conservación de los bosques, se aceleraría la transición hacia las energías renovables...(Goodland y Daly, *ibíd.*)¹¹

En cualquier caso, y volviendo al tema objeto del interrogante planteado, es probable que la respuesta más aceptada entre los economistas sea la de que el medio ambiente, y algunos recursos naturales críticos, son propiedad de toda la humanidad, y es por tanto ella la que ha de expresar su valoración de los mismos. Incluyendo naturalmente la parte que todavía no está aquí para expresarse, lo que ya plantea un problema serio: el de las generaciones futuras.

1.2.3 ¿Cómo se expresan estos valores?

He aquí la tercera de las preguntas relevantes: ¿cómo expresa el ser humano el valor que confiere a estos recursos, propiedad de todos? ¿Qué mecanismo consideramos adecuado para la manifestación de estas preferencias?

Al igual que en los casos anteriores, son varias las posibilidades que se presentan:

a) *Vía preferencias individuales*

Es decir, dejando que el individuo exprese la consideración que le merecen dichos bienes o recursos naturales.

Esta posición se encuentra en la base de la mayoría de los métodos, tanto directos como indirectos, que proporciona la teoría económica para la valoración de intangibles. En efecto, se pretende con ellos descubrir cómo actuaría el individuo en presencia de un mercado hipotético en

¹¹ El problema, sin embargo, va algo más allá desde una perspectiva ética: a pesar de que soluciones como las contempladas parecen más aceptables que un tratamiento del problema que no contemple el distinto grado de responsabilidad en la gravedad del mismo, el hecho es que no toman en cuenta la responsabilidad *acumulada*, elemento que, sin duda, debería propiciar un tratamiento más favorable aún a los países subdesarrollados.

el que se ofreciera dicho bien (método de la *valoración contingente* por ejemplo) o cómo lo valora, indirectamente, a través del estudio de algún mercado subrogado (*funciones hedónicas, método del costo de viaje*). De esta forma, se busca obtener la misma información que proporciona el mercado con respecto a los bienes privados: un indicador de la intensidad de las preferencias individuales con respecto a ellos.

Vemos pues que estos métodos conducen a una valoración no sólo individual sino, además, *de mercado*: valoramos como lo haría un hipotético mercado. Muchas son, como es obvio, las críticas que se hacen a un planteamiento de esta naturaleza. Veamos brevemente las fundamentales.

En un mercado idealmente competitivo, como es bien sabido, confluyen una serie de agentes (consumidores y empresas) que, actuando de manera "racional" (es decir, tratando de maximizar unas funciones-objetivo, previamente definidas en el modelo), generan, a través de su interacción, unos *precios*. Estos precios, estas señales, son las que determina finalmente la solución al problema de la asignación de unos recursos escasos. En efecto, los consumidores muestran así sus preferencias (y la intensidad de las mismas) por una serie de bienes y servicios; muestran, idealmente, su *disposición a pagar* por ellos. Las empresas recogen esta información y organizan el proceso productivo en consecuencia. La competencia entre ellas, así como entre los propios consumidores, y entre los oferentes de los servicios de los factores productivos, garantiza en principio la optimalidad del resultado.

Aceptar sin embargo que sean los consumidores los que determinen la estructura productiva y distributiva de la sociedad supone aceptar como buenas, por lo menos, dos cosas:

1. En primer lugar, el *principio de la soberanía de consumidor*. Admitir, en otras palabras, que el individuo es el mejor juez sobre su propio bienestar, el que mejor sabe lo que le conviene o deja de convenir. Esto, sin embargo, no siempre es aceptado sin más por la sociedad. En numerosas ocasiones el Estado interviene precisamente porque creer lo contrario, sin que por ello sea tachado de no democrático o no representativo. Es el caso de los llamados "delitos sin víctima", como la penalización del consumo de estupefacientes, o para no adentrarnos en un tema tan espinoso, el hecho de que se nos obligue, bajo la amenaza de una multa, a llevar puesto el cinturón de seguridad en el automóvil o el casco en la moto.
2. En segundo lugar, hemos de aceptar como bueno, asimismo, el sistema de *democracia de mercado*. En él, sin embargo, no es de aplicación el principio de "una persona-un voto", sino que cada cual vota de acuerdo a su poder adquisitivo. Dado que las preferencias se recogen siempre y cuando vengan acompañadas de una disposición a pagar solvente por el bien o servicio en cuestión, sería más correcto hablar del principio de "una peseta-un voto". Y las pesetas, como es bien sabido, no están igualitariamente repartidas en la sociedad, de tal manera que cada uno de nosotros tiene un poder de voto diferente (nuestras preferencias no cuentan lo mismo) lo que puede plantear un problema de *equidad* con respecto a la solución del mercado (véase, por ejemplo, Azqueta, 1985, págs. 74-76).

Estos métodos de valoración de intangibles desemboca, por tanto, en un tipo de valoración económica muy discutible. Por ello han tendido a evitar los aspectos más negativos de la misma (sin lograrlo completamente) a través de dos matizaciones complementarias:

1. En primer lugar, y para evitar la excesiva dependencia de las valoraciones encontradas con respecto a la *distribución de la renta*, procediendo a normalizar con relación a esta variable el resultado de los estudios empíricos. Con ello se evita la conclusión de que, dado que un medio ambiente de mayor calidad es, desde un punto de vista económico, un bien superior, todas las medidas de mejora del mismo deberían concentrarse en zonas de alto poder adquisitivo (las que expresan una mayor disposición a pagar por ellas), mientras que el deterioro se concentraría en las más deprimidas.
2. En segundo lugar, combinando esta forma individualista de valoración, de expresión de preferencias, con una segunda posibilidad, de la que vamos a ocuparnos a continuación:

b) *Vía preferencias colectivas*

Existe, en efecto, toda una serie de cuestiones sobre el medio ambiente y los recursos naturales, cuya solución sería tremendamente arriesgado dejar en manos de un proceso de expresión de preferencias individuales, como el apuntado en el apartado anterior. Y ello, por ejemplo, porque involucran a otros colectivos que no pueden expresar su opinión: incluyendo, por supuesto, las generaciones futuras, ya mencionadas.

En este caso, en efecto, el mantenimiento del marco ético de referencia tradicional de la economía se hace complicado. Reposas éste, implícitamente, en lo que podríamos llamar el *utilitarismo neoclásico*: cada persona busca maximizar su propio bienestar y debemos aceptar este egoísmo porque, al actuar así, y *dada la distribución de la renta*, lleva a la sociedad a una situación óptima. Se trata por tanto de una adaptación del *utilitarismo benthamita* de la economía clásica (según el cual de lo que se trataba era de garantizar el mayor bienestar colectivo, suma de los niveles de bienestar individuales) a una situación en la que ya no se aceptan ni las comparaciones interpersonales de utilidad, ni que ésta se pueda medir cardinalmente (Kneese y Schulze, 1985). La aceptación de este principio, sin embargo, supone, con respecto a los grupos afectados pero sin poder de decisión, que sus intereses serán tenidos en cuenta, siempre y cuando su bienestar forme parte de la función de utilidad de los agentes que deciden y en la medida en que la afecten: es decir, en la medida en que los que deciden sean *altruistas*.

En este punto nos encontramos con un doble dilema:

Por un lado, si aceptáramos el supuesto de *independencia* de las preferencias individuales (mi bienestar no depende, ni para bien ni para mal, de lo que te ocurra), como tiende a hacer la teoría económica tradicional, no dejamos mucho sitio para una conducta altruista (ni envidiosa).

Puede, no obstante, que los individuos sean altruistas, y por tanto el modelo se haya equivocado al suponer esta independencia. En este caso tendríamos una posible vía de salida: como

el bienestar de los demás se toma en cuenta, sus intereses serán defendidos por aquellos que "votan" (que influyen sobre las decisiones finalmente adoptadas).

Por desgracia, es igualmente probable, por otro lado, que las circunstancias no permitan expresar este altruismo. El bienestar de los demás, bajo el supuesto del altruismo, forma parte de la función de utilidad individual. Ahora bien, como tal, el bienestar ajeno tiene el carácter de un *bien público*: es decir, cualquiera que sea el mecanismo a través del cual se eleva su nivel el individuo se siente mejor ¹². En el campo de los bienes públicos, sin embargo, surge con frecuencia el problema de lo que Sen denominó la *paradoja del aislamiento*, y que impide a las personas mostrar sus preferencias como miembros de un colectivo (altruistas), llevándoles a actuar de forma individualista (egoísta). Pongamos un ejemplo sencillo. La sociedad va tomando conciencia de los problemas que supone la utilización de gasolina con plomo: afecta a la salud de muchas personas y, en especial, de la población infantil. Supongamos que todos somos conscientes de ello y que, por consiguiente, *todos* desearíamos que se utilizara gasolina sin plomo. Supongamos, para facilitar el argumento, que reemplazar el coche por uno adaptado a la nueva gasolina no costara más que lo que estaríamos dispuestos a pagar para eliminar el problema. Es dudoso sin embargo, a pesar de que *todos* lo queremos, que lo hagamos. Simplemente, porque estamos dispuestos a colaborar en la solución del problema si el problema realmente se resuelve: *si todos lo hacemos*. El sistema de mercado, desgraciadamente, no puede garantizar esto. Usted cumple su parte, pero nadie le garantiza que los demás harán lo propio. Por eso es muy probable que, en esas condiciones, usted, al igual que todo el mundo, decida que no va a ser el único primo que se gaste el dinero para resolver un problema de todos. Esta es la "paradoja del aislamiento": aunque tengan unas funciones de utilidad altruistas, puede que las personas reflejen unas estrictamente individualistas.

No basta, por tanto, con saber si las preferencias personales son o no independientes y modelizar correctamente el comportamiento individual. se trata asimismo de comprobar hasta qué punto el sistema permite la expresión de estas preferencia altruistas, y puede que en muchos casos la respuesta sea negativa.

De ahí que hace ya muchos años, algunos autores distinguieran entre el comportamiento de la persona como *consumidor* (individualista) y su comportamiento como *ciudadano* (miembro de un grupo social). Este último canalizaría sus preferencias a través de las llamadas *normas sociales*. En este caso, no son los individuos como tales los que toman las decisiones, sino un colectivo que, aun con base en las preferencias de sus componentes, trasciende el individualismo más estricto ¹³. De

¹² No debe confundirse esta mejora del bienestar (me siento mejor cuando me entero de que se ha solucionado finalmente el problema de la vivienda de una familia sin recursos) con la que propociona la contribución personal a la solución del problema (me siento mejor cuando colaboro a solucionarlo) y que, según muchos autores, es independiente del problema que se resuelve (Kahneman y Knetsch, 1992).

¹³ Puede compararse lo anterior con la postura de la escuela neoinstitucionalista, por ejemplo, para la que la sociedad no es simplemente la suma de una serie de individuos, sino un todo orgánico cuyas necesidades trascienden la mera suma de las necesidades individuales (Swaney, 1987)

esta forma, cuestiones fundamentales para el proceso de valoración económica de algunos recursos naturales, tales como la equidad, tanto en su aspecto personal o especial (factores de ponderación distributivos) como en su aspecto temporal (tasa social de descuento), se abstraen de este proceso individualista y se contemplan bajo esta perspectiva de la normativa social. Y así, tanto los factores de ponderación distributivos como la tasa social de descuento se determinan atendiendo no a las preferencias individuales, como quiera que hayan sido expresadas, sino a la opinión de los representantes sociales.

Con estas dos matizaciones, los métodos económicos que hemos mencionado se han aplicado fundamentalmente a la valoración de los que podríamos llamar aspectos *recreativos* del medio ambiente y los recursos naturales (parques, áreas naturales, etc.). Es decir: a aquellos problemas en general caracterizados por el hecho de que *se puede elegir* entre distintos estados de la naturaleza. También se han producido algunas excursiones mucho más controvertidas al campo de la valoración de la vida humana (funciones hedónicas de los salarios, por ejemplo). El problema de fondo, sin embargo, sigue sin resolverse.

1.2.4 El problema de las generaciones futuras

En efecto, el problema planteado anteriormente, relativo a la defensa de los derechos de los grupos afectados pero que no pueden expresarse, no es exclusivamente técnico. No se trata únicamente de decidir si, finalmente, las preferencias individuales son altruistas o no y si, en su caso, se puede expresar este hipotético altruismo.

Supongamos que las preferencias individuales son altruistas y que no se produce ninguna variante de la paradoja del aislamiento. Con ello, sin embargo, seguimos engañados que las generaciones futuras sean sujetos de derecho: es la *generación presente* la que es titular de derechos, la que puede exigir que se respeten sus preferencias, aunque ahora da la casualidad de que esas preferencias incluyen el bienestar de las generaciones futuras. ¿Estaríamos dispuestos a aceptar esta situación como éticamente correcta? ¹⁴.

No es de extrañar, por tanto, que en este terreno al menos, la economía haya abandonado el decimonónico utilitarismo y haya explorado nuevos territorios.

Una posibilidad que goza de una creciente aceptación está basada en el trabajo de Rawls. Algunos autores, en efecto, han aplicado las teorías de Rawls al problema de la elección intertemporal. De acuerdo con esta regla, se le presentaría al individuo una información completa sobre las distintas alternativas contempladas: cómo son y pueden ser las cosas en el futuro, dependiendo de las acciones tomadas en el presente. El individuo, en base a esta información, ha de decidir lo que es más correcto, justo, *desconociendo en qué momento le va a tocar vivir*: "las

¹⁴ Obsérvese que la respuesta es totalmente independiente del resultado final de la forma de proceder de la generación presente. Al fin y al cabo, como recordaba irónicamente Solow (1974), la generación actual no puede quejarse en exceso si analiza su propia actuación y la compara con la de las generaciones que la precedieron.

personas no conocen, cuando toman la decisión, a qué generación pertenecen" (Kneese y Schulze, 1985). De esta forma parece que los derechos de las generaciones futuras quedarían garantizados a partir de una premisa de comportamiento ético aceptable. Lo que no elimina enteramente los problemas: al fin y al cabo, con ello, estamos sacrificando a la generación presente por defender los derechos de un ente que, por definición, es hoy por hoy inexistente. Vemos pues, en cualquier caso, que no estamos frente aun problema de fácil solución máxime teniendo en cuenta la polémica que han suscitado las tesis de Rawls y su posible aplicación a las reglas de elección colectiva.

En definitiva, este problema en el campo concreto de la gestión de recursos naturales afecta de forma determinante a la elección de la *tasa de descuento* apropiada para el cálculo de la rentabilidad de los mismos.

1.3 EL ENFOQUE DEL EQUILIBRIO MATERIAL: EL BALANCE MATERIA-ENERGÍA

Finalmente, algunos aspectos de la gestión óptima de los recursos naturales es probable que no puedan enfocarse con los métodos tradicionales de la economía (incluida la expresión de estas *preferencias sociales*).

Hemos visto, en efecto, cómo trata la economía de valorar lo que supone para el bienestar de la persona contar con una mejor gestión de los recursos naturales, un medio ambiente más atractivo y limpio. Con ello intenta proporcionar una información relevante (y por supuesto no excluyente), que puede ser de utilidad a la hora de asignar unos recursos escasos.

Ahora bien, utilizando la metáfora de Kenneth Boulding, es probable que los modelos económicos basados en la parábola del "lejano oeste"(ausencia de fronteras para el desarrollo del sistema) no resulten válidos para la "nave espacial tierra" (un sistema cerrado y autocontenido). Y, efectivamente, la economía en general, y no sólo la neoclásica, ha construido sus modelos como si se tratara de un sistema abierto en el que no existen limitaciones exteriores al crecimiento del mismo¹⁵. Progresivamente, sin embargo, ha ido tomando conciencia de las limitaciones que presenta un sistema de esta naturaleza y de los peligros de seguir trabajando como si los problemas no existieran: nos encontramos en un sistema cerrado, en el que existe un limitación al crecimiento. Precisamente de las limitaciones apuntadas arranca la llamada *economía ecológica* o la *ecología política*. Disciplina que, apoyándose en las leyes de la termodinámica, busca la consecución de la sostenibilidad del desarrollo económico, basándose en la necesidad de preservar unos modelos de equilibrio del balance material.

¹⁵ A pesar de los meritorios esfuerzos de autores como Martínez-Alier (1989), que buscan un entronque entre la *ecología política* y el marxismo, no creo que sea aventurado afirmar que la economía marxista también ha elaborado sus modelos con base en la economía del "cow-boy". Véase, por ejemplo, Colby (1991).

El aporte que la ecología ha proporcionado no solo a la comprensión y caracterización de los problemas medioambientales, sino a la toma de conciencia con respecto a los mimos, es indudable. Lo que probablemente tenga algo de artificial, sin embargo, es ese enfrentamiento que suele propiciarse entre la ecología y la economía en general. Es indudable que ecología y economía *neoclásica* son incompatibles. Es mucho más dudoso, sin embargo, que *toda* la reflexión económica sobre los problemas de la gestión óptima de los recursos naturales, y del medio ambiente en general, pueda catalogarse sin más como una aplicación del paradigma neoclásico al problema de las externalidades. No es éste el lugar para plantear un discusión metodológica, en absoluto sencilla a pesar de las caricaturas, sobre qué constituye, y qué no constituye, el paradigma neoclásico ¹⁶. Pero sí cabe señalar que varias de las características que, *a priori*, parecen formar parte del acervo neoclásico, no se encuentran indiscriminadamente en la rama de la economía que podríamos llamar la *economía ambiental* (Klaassen y Opschoor, 1991): entre ellas, la fe en el sistema de mercado como mecanismo más eficiente de asignación de unos recursos dados y de fijación de los objetivos sociales (soberanía del consumidor, democracia del mercado). Es más, en muchas ocasiones la *economía ambiental* ha sido un elemento esencial en la revisión de algunas de las premisas fundamentales de la economía neoclásica, como el caso, por ejemplo, de la función de utilidad del individuo o de las divergencias ya apuntadas entre *disposición a pagar y compensación exigida*. Por último, y como sus propios críticos reconocen, la economía ambiental tiene un fuerte componente experimental: característica diferencial para muchos autores de la *ecología* ¹⁷ (Shogren y Nowell, 1992).

Quizá el origen del problema resida en una confusión con respecto al papel que puede jugar en todo esto el *mercado*: la bestia negra (merecidamente) de muchas posiciones ecologistas. Posiciones que, sin embargo, tienden a mezclar de forma un tanto acrítica dinero, mercado y paradigma neoclásico, para, acto seguido, descalificar cualquier cosa que se aproxime, aunque sea tangencialmente a alguna de las tres. Ya vimos un primer ejemplo al tratar del problema de la valoración monetaria. Alcancemos ahora un segundo: el rechazo de cualquier papel que pueda jugar el mercado en la solución del problema de la valoración monetaria. Analicemos ahora un segundo: el rechazo de cualquier papel que pueda jugar el mercado en la solución del problema de la gestión de recursos naturales y del medio ambiente en general. Dado que la economía ambiental tiende a no descartar que el mercado pueda ayudar a la resolución de algunos problemas (ya vimos que en muchos casos la valoración de intangibles era una valoración de mercado), esta descalificación global del mismo la afecta de lleno.

El punto de partida de esta posición es aceptado por todos: ha sido precisamente el sistema de mercado, y el modelo de crecimiento y de sociedad que conlleva, el responsable fundamental del

¹⁶ Discusión que se hace más compleja, además, por la tendencia absorbente de la economía neoclásica en su afán por identificarse con "la" economía: como la única reflexión teórica sobre los problemas económicos digna del calificativo de científica.

¹⁷ Hasta el extremo de que la ecología ha sido definida por algunos de sus simpatizantes como un "compendio esencialmente descriptivo de correlaciones y anécdotas", y que "existe, desgraciadamente, totalmente al margen de la *teoría ecológica*" (Kareiva, citado en Shogren y Nowell, 1992).

problema. No tendría ningún sentido, por tanto, pedirle que lo solucione. Hasta aquí, casi todos de acuerdo ¹⁸.

El problema aparece, sin embargo, cuando dejamos que sea el sistema de mercado el que decida los objetivos sociales. Negarle este privilegio, no obstante, no supone negar sus indudables ventajas para la solución de determinados problemas. Por qué no analizar la posibilidad de conferirle un papel relevante en la resolución de algunos problemas del medio ambiente, de las contaminación en términos más precisos, una vez que los objetivos han sido fijados *por la sociedad*, de forma democrática y participativa? Al fin y al cabo, esto es lo que hay detrás de los instrumentos económicos, que introducen un mercado allí donde no existía, como forma más eficiente de conseguir unos objetivos ambientales *fijados previamente*. Vimos cómo, en el caso de la contaminación transnacional, este mercado de cuotas negociables, defendido por muchos autores poco sospechosos de simpatía hacia el paradigma neoclásico, podía ayudar a resolver no sólo el problema de la contaminación global, sino representar igualmente una muy importante transferencia de renta en favor de los países subdesarrollados. "Algunos de los principales grupos ecologistas... han terminado por reconocer las grandes posibilidades del mercado, convenientemente domeñado y dirigido, a la hora de alcanzar los objetivos ambientales" (Tietenberg, 1990). O, como afirma el conocido aforismo: el mercado es un mal amo, pero puede ser un excelente siervo.

El tema sigue siendo fuertemente debatido y no es uno de los menores argumentos en contra de estos instrumentos la posible *legitimación* de la actividad contaminadora que entrañan. En cualquier caso, y teniendo en cuenta que prácticamente toda actividad productiva, distributiva, e incluso consuntiva, es en último término contaminante de una u otra forma (sin que ello legitime la contaminación), es una posibilidad que merece seguir siendo explorada y analizada ¹⁹.

No tiene por qué existir, en definitiva, una incompatibilidad entre economía y ecología. Más bien lo que encontramos es la posibilidad de una colaboración muy fructífera. Como ya han señalado diversos autores, y a pesar del distanciamiento existente entre sus distintos puntos de partida, vale la pena hacer un esfuerzo para conjugar lo más positivo de ambas corrientes. Existen algunos precedentes ciertamente prometedores en este sentido, como el trabajo de Mäler en el campo de la *contabilidad medioambiental*, o el modelo de Fisher y Krutilla sobre el tratamiento de los problemas de la *irreversibilidad* en entornos naturales únicos. Al fin y al cabo, si es indudable que la ecología puede proporcionar una base esencial de conocimiento sobre la realidad con la que nos enfrentamos, sobre las relaciones entre el ecosistema y el subsistema económico y sus implicaciones, la *economía ambiental* puede introducir no sólo rigor en la construcción y tratamiento de esta información, sino también una panorámica más precisa de los costos, y de los perjudicados, así como de los beneficios, y de los beneficiarios, de las distintas medidas propuestas de solución del problema.

¹⁸ Las divergencias aparecen entre aquellos que tienden a considerar el problema como un resultado de los llamados "fallos" del mercado y quienes consideran que es el sistema como tal, con independencia de sus posibles fallos, el responsable del mismo (Bowers, 1990).

¹⁹ Véase, por ejemplo, Nicolaiesen *et al.* (1991) y Johansson (1992), pg. 88), para un análisis teórico sobre las ventajas de los instrumentos económicos, y Tietenberg (1990), para una evaluación empírica de las mismas.

Referencias bibliográficas

- Arrow, K.J., y Fisher, A.C. (1974). Environmental preservation, uncertainty and irreversibility, *Quarterly Journal of Economics*, 88, 312-319.
- Boulding, K.E. (1966). *The Economics of the Coming Spaceship Earth*, en H. Jarret (ed.) *Environmental Quality in a Growing Economy*, Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Clarke, H. R., y Reed, W.J. (1989). The tree cutting problem in a stochastic environment, *Journal of Economic Dynamics and Control*, 13, 569-595.
- Henry, C. (1974). Investment Decisions under Uncertainty: The Irreversibility Effect, *American Economic Review*, 64, 1006-1012.
- Kamien, M.I., y Swartz, N.L. (1991). *Dynamic Optimization: The Calculus of Variations and Optimal Control in Economics and Management* (2nd. ed.), North Holland, Nueva York.
- McDonald, R., y Siegel, D.R. (1986). The Value of Waiting to Invest, *Quarterly Journal of Economics*, 101, 707-727.
- Pindyck, R.S. (1991). Irreversibility, Uncertainty, and Investment, *Journal of Economic Literature*, 29, 1110-1148.
- Reed, W.J., y Clarke, H.R. (1990). Harvest decisions and asset valuation for biological resources exhibiting size-dependent stochastic growth, *International Economic Review*, 31, 147-169.
- Weisbrod, B.A. (1964). Collective-Consumption Services of Individual-Consumption Goods, *Quarterly Journal of Economics*, 78, 471-77.

Capítulo 2

APLICACION DEL ANALISIS COSTE-BENEFICIO A MODIFICACIONES EN LA CALIDAD DEL AGUA

El propósito de este capítulo no es otro que el de ilustrar, aunque sea de forma muy esquemática, la aplicación del análisis coste-beneficio al problema de la provisión de uno de los recursos naturales más importantes: el agua. Pretendemos mostrar la relevancia práctica de una serie de técnicas consideradas a menudo como excesivamente abstractas. Por ello, el lector no encontrará un estudio detallado de los problemas operativos de dicha aplicación: se trata más bien de dar una idea general de la problemática que se aborda y de las herramientas con que se hace. La bibliografía que acompaña al texto tiene un carácter complementario, ya que pretende orientar sobre por dónde proseguir el estudio de los problemas aquí tratados.

Comenzaremos la exposición presentando algunos elementos introductorios sobre el análisis coste-beneficio. A continuación, trazaremos las líneas maestras de aplicación de esta técnica, tal y como se llevaría a cabo en un contexto general, en el que el *suministro* de agua (cantidad) es el factor relevante. En la sección siguiente nos centraremos en el problema de la *calidad*: cómo valorar una mejora en la calidad del agua proporcionada a una serie de usuarios. Completaremos el capítulo ilustrando este último punto con una aplicación concreta del análisis coste-beneficio.

2.1 INTRODUCCIÓN AL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO

Comencemos haciendo referencia a algunas nociones elementales. El *análisis coste-beneficio* pretende, simplemente, informar sobre la *rentabilidad* de una determinada propuesta: proyecto, inversión, programa, etc. Es decir, sobre los beneficios netos que se derivarían en caso de llevarse ésta a cabo. Para ello, se requiere efectuar, al menos, las siguientes operaciones:

1. *Identificación*

En primer lugar, *identificar* los costes y los beneficios de la propuesta sometida a consideración, lo que supone, por supuesto, un conocimiento previo del objetivo o de los objetivos perseguidos por quien ha de tomar la decisión, así como, en este segundo caso, de la ponderación de cada uno de ellos en la función objetivo final.

2. Valoración

Una vez identificados costes y beneficios, se hace necesario *valorarlos*, en términos del objetivo previamente fijado, de forma que puedan ser comparados. Aquí es donde suele aparecer la valoración *monetaria* que discutíamos en el capítulo anterior.

3. Actualización

A pesar de que con esta información ya se podría tener una primera impresión sobre la rentabilidad del proyecto considerado,²⁰ dado que lo normal es que no se cuente con un único valor para costes y beneficios, sino con una *secuencia temporal* de los mismos, es conveniente *actualizar* las dos series, de forma que se pueda obtener el *valor presente* de cada una de ellas; máxime teniendo en cuenta que la decisión sobre la rentabilidad de una inversión concreta no debe tomarse con base en un único indicador, sino que deben ser sopesados varios de ellos. La tercera etapa sería, por tanto, la de la *actualización* de los costes y los beneficios.

4. Riesgo e incertidumbre

El análisis coste-beneficio, normalmente ha de pronunciarse sobre la rentabilidad de una propuesta, en función de lo que se supone va a ocurrir en el futuro. Se apoya, por consiguiente, en unas *predicciones*, en unas expectativas, que pueden o no cumplirse. Existe por tanto una *incertidumbre* con respecto a los resultados finales de la propuesta evaluada. Dado que los agentes económicos, en general, son adversos al riesgo, la varianza que afecta a estos resultados ha de ser tenida en cuenta a la hora de pronunciarse sobre la rentabilidad de una alternativa cualquiera.

5. Indicadores de rentabilidad

Finalmente, y con toda la información anterior en la mano, se hace necesario calcular una serie de *indicadores* (valor presente neto, tasa interna de rendimiento, relación beneficio-coste, etc.) que ayuden a tomar la decisión final.

Estas etapas, bien conocidas, son comunes en principio a cualquier tipo de evaluación: tanto a la evaluación *financiera* de la rentabilidad de la inversión, que informa sobre su rendimiento monetario punto de vista de un inversor privado, o maximizador de beneficios; como a la evaluación *social*, que informa de la rentabilidad de la inversión para toda la sociedad, y que es la que aquí interesa. No es la mecánica por tanto lo que diferencia una u otra forma de evaluación, sino el *objetivo* propuesto. Mientras que el inversor privado está interesado en una rentabilidad estrictamente *financiera* de la inversión, el administrador público, como representante de la sociedad, tiene como objetivo el *bienestar social*.

²⁰ Es posible, a partir de la misma, en efecto, calcular la *tasa interna de rendimiento (TIR)* de la inversión, que es uno de los criterios utilizados como reflejo de su rentabilidad.

Las imperfecciones del mercado, sin embargo, y entre ellas por supuesto, las derivadas de la ausencia de precios en el campo de los *intangibles*, impiden que las reglas de la evaluación *financiera* constituyan una guía adecuada para el cálculo de la rentabilidad *social* de una inversión, por lo que se hace necesario utilizar una metodología de evaluación que, partiendo de la *información* que ofrece el análisis financiero lleve a cabo las transformaciones necesarias para poder calcular la rentabilidad social. En este sentido, es el *contenido* de alguna de las etapas mencionadas lo que se modifica sustancialmente: la *información* de la que se parte y los *criterios* con los que se procesa.

En efecto, tanto la identificación como la valoración de los costes y beneficios sociales de la inversión se realizan con relación a un objetivo (*el bienestar social*) distinto al de la evaluación financiera (los respectivos flujos de caja). En la llamada *evaluación económica*,²¹ el criterio para identificar costes y beneficios viene dado, por el conjunto de posibilidades de consumo, en sentido amplio, de la sociedad: todo aquello que lo amplía es un beneficio, mientras que lo que lo reduce es un coste. El valor de estos costes y beneficios está dado, por lo que la gente está *dispuesta a pagar* por ello o por evitarlo. La introducción de este criterio obliga a efectuar, al menos, tres operaciones preliminares con respecto a la información que proporciona el estudio de la rentabilidad financiera de la inversión:

- Por un lado, *suprimir* todas aquellas partidas que, aunque suponen la materialización de un determinado flujo de caja, no modifican la cantidad total de bienes y servicios a disposición de la sociedad: impuestos pagados, subvenciones recibidas, intereses de los préstamos, etc. Se eliminan pues las partidas que suponen una *redistribución* de las posibilidades de consumo, pero no su alteración.
- Por otro, *añadir* todos aquellos elementos que, sin representar un coste o beneficio financiero, sin formar parte por tanto de la contabilidad privada, modifican el volumen total de bienes y servicios de que disfruta la sociedad: el valor de los que hemos denominado *intangibles*.
- Finalmente, los costes y beneficios que han pasado del estudio financiero al económico, tras la depuración correspondiente, están valorados atendiendo a unas señales posiblemente incorrectas: los precios de mercado. Se hace necesario por tanto revalorarlos a partir de unos criterios que cuantifiquen el impacto que dichos costes o beneficios tienen sobre el objetivo de bienestar social previamente definido. Este es el papel que cumplen los llamados *precios sombra, o precios de cuenta*.

²¹ Nos referimos a la *evaluación económica*, a aquella parte de la *evaluación social* que persigue garantizar, exclusivamente la *eficiencia* económica, reservando el adjetivo de *social* para la evaluación que introduce, asimismo, consideraciones redistributivas. Para una mayor información al respecto puede consultarse a Azqueta (1985).

Se trata por tanto de una serie de pasos, en gran medida intuitivos y que, a este nivel introductorio, no requieren mayor elaboración. Veamos ahora, a grandes rasgos, cómo se aplicaría este procedimiento en dos casos que tienen que ver con el tema central: el agua.

2.2 APLICACIÓN DEL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO AL PROYECTO DE CONSTRUCCION DE UNA PRESA: EL PROBLEMA DE LA IRREVERSIBILIDAD

Supongamos, por ejemplo, que se propone la construcción de una gran presa para la puesta en regadío de nuevas tierras y la producción de energía hidroeléctrica, en un entorno natural con unas características peculiares (recreativas, históricas, culturales, etc.). La construcción del proyecto, de llevarse a cabo, entrañaría la desaparición de dicho entorno. Con ello introducimos un elemento que complica bastante el problema, la *irreversibilidad* de las consecuencias de la decisión de llevar adelante el proyecto pero, como se sabe, no es ajena a la gestión de los recursos naturales.

¿Cómo se llevaría a cabo el análisis coste-beneficio de un proyecto de inversión de esta naturaleza? Supongamos que se cuenta para ello con el análisis que ha efectuado una firma consultora especializada sobre los costes de construcción y funcionamiento de la central. Se cuenta, asimismo, con una serie de proyecciones sobre la energía producida, su coste unitario, y los incrementos esperables en la producción agrícola, resultado de la puesta en regadío de nuevas tierras. Contamos pues con una información amplia pero, desgraciadamente, todavía insuficiente y que en todo caso hay que articular.

Comencemos para ello intentando, en una primera fase, identificar y valorar los costes y los beneficios que, *para la sociedad* representa la construcción propuesta. Dado que se trata en la mayoría de los casos de afectar bienes *intangibles*, mencionaremos en una segunda fase los principales métodos de valoración propuestos para ello en la literatura.

2.2.1 Principales beneficios sociales de la construcción de la presa

En el ejemplo propuesto, y dentro del capítulo de los beneficios, se incluirían, al menos, los siguientes:

1. *Producción de energía eléctrica*

El beneficio real de la inversión, sin embargo, no viene dado por la generación de energía: ésta se puede producir de muchas formas (termoeléctrica, nuclear, energías alternativas, etc.). El beneficio se deriva, por el contrario, de que la opción finalmente seleccionada debe ser la mejor de todas ellas, la que cuesta menos (incluyendo en el capítulo de los costes de todas ellas, por supuesto, las externalidades negativas generadas: su impacto ambiental). El beneficio social viene dado por este ahorro de costes que supone frente a la siguiente mejor alternativa. La valoración de este

beneficio, no parece, desde un punto teórico excesivamente complicada si, como decimos, se tiene buen cuidado en computar y valorar *todos* los costes de producción y transporte de la energía en cada una de las alternativas contempladas.

2. *Producción agrícola*

El aumento de la producción agrícola que posibilita la mejora en la productividad de las tierras puestas en regadío constituye otro de los argumentos en favor del proyecto. De nuevo encontramos un beneficio cuya valoración no resulta, en principio, excesivamente complicada. Es de señalar, sin embargo, que este aumento de la producción ha de ser valorado en términos *económicos*, no financieros: es decir, como apuntábamos más arriba, descontando todo tipo de impuestos, subvenciones, precios de sustentación, etc. Se trata de encontrar lo que para el bienestar de la sociedad, no para el de los agricultores exclusivamente, representa el incremento de producción inducido.²²

3. *Control de Riadas*

En tercer lugar, y aunque no había sido mencionado explícitamente, el hecho es que el proyecto posibilita un mejor control de riadas e inundaciones. Con ello se evita una pérdida de bienes muebles, bienes inmuebles y daños a las personas (incluyendo pérdida de vidas humanas). Los primeros tienen un valor de mercado que puede ayudar a su cuantificación. Más complicada parece la valoración de las vidas humanas salvadas, y del sufrimiento evitado, de la que enseguida nos ocuparemos.

4. *Actividades recreativas*

Debemos computar, igualmente, los beneficios derivados de la puesta en marcha de una serie de *actividades recreativas* en el embalse (pesca, navegación deportiva, segunda residencia ...). Se ha creado, de hecho, un nuevo recurso natural que puede proporcionar toda una serie de servicios recreativos. En seguida nos ocuparemos de los métodos que se podrían utilizar para valorar la mejora en el bienestar que supone poder contar con estos servicios, pero no cabe duda de que han de ser incluidos junto a los beneficios más tangibles del proyecto.

²² Con respecto a la diferencia entre la valoración económica y valoración financiera puede consultarse, por ejemplo, Azqueta (1985), Starrett (1988). Un excelente ejemplo de lo diferente que puede resultar la valoración en ambos casos, relativo a la explotación de un recurso natural, viene recogido en Hanley (1988).

5. *Efecto multiplicador directo*

A pesar de que probablemente sea uno de los argumentos más utilizados *en favor de este tipo de proyectos, no debe incluirse* entre los beneficios del mismo el *efecto multiplicador* que la inversión supondrá para la zona: generación de empleos, aumento de la actividad para las empresas, etc. Y ello por una razón muy sencilla: si esta propuesta no se lleva a cabo, lo normal es que los fondos previstos se utilicen para financiar otras. Y *toda* inversión tiene un efecto multiplicador.²³

Y estos serían, a grandes rasgos, los principales beneficios que obtendría la sociedad de la construcción del embalse. Es probable que hayamos dejado algunos en el tintero, sobre todo si descendemos al análisis de cada caso concreto, pero los anteriores sirven para ilustrar sobre el criterio de identificación de los mismos.

2.2.2 Valoración de los beneficios intangibles

Ahora bien, por lo menos dos de los grupos de beneficios mencionados se presentan como de difícil valoración, dado su carácter de intangibles: el ahorro de vidas y sufrimientos y el disponer de unos nuevos servicios recreativos.

Comencemos por el primero de ellos.

La teoría económica proporciona para valorar el bienestar que suponen estos cambios en las tasas de mortalidad y/o morbilidad de la población, al menos, tres métodos:

- a) El basado en la aplicación de la *función hedónica de los salarios*, para cambios en la tasa de mortalidad. Con este curioso nombre se recoge un hecho muy simple. La teoría nos indica, en efecto, que el precio de oferta de un trabajador es una función de muchas variables: capital humano (nivel de educación, experiencia, edad, etc.); las características del puesto de trabajo (salubridad situación geográfica, nivel de riesgo, etc.); presencia de sindicatos, nivel de afiliación, etc., si pudiéramos estimar una expresión en la que el salario quedara especificado en función de todas estas características (identificadas, y calculado el peso

²³ Podría argumentarse que si bien esto es cierto, nada garantiza que la inversión alternativa genere el efecto multiplicador en el mismo sitio: puede aparecer en el otro extremo del país. Con independencia de la simpatía que uno pueda sentir por quien defiende este tipo de posturas (máxime si se pone en el lugar de los responsables locales), lo cierto es que no puede sostenerse desde la perspectiva de la evaluación *económica*. Si la inversión tiene un efecto multiplicador análogo, aumenta en la misma cuantía las posibilidades de consumo de la sociedad, se produzca donde se produzca. Preferir que esto ocurra en una zona determinada supone introducir un objetivo de *redistribución*, además del ya mencionado de aumento de consumo, con lo que no sólo se hace necesario el cálculo de unos parámetros de valoración redistributivos, sino que se trasciende el campo de la evaluación *económica* para entrar en el de la evaluación *social* (Azqueta, 1985).

específico de cada una de ellas), habríamos obtenido la función hedónica del salario, y la derivada parcial de la misma con respecto a cualquiera de sus argumentos indicaría la disposición marginal a pagar (a través de la aceptación de un salario mayor o menor), por disponer de una unidad adicional de dicha característica o argumento. Ahora bien, si la característica escogida es el *riesgo*, tenemos un dato que nos permite descubrir cómo se valora, en la práctica, la pérdida de una «vida estadística». En efecto, supongamos que para asumir un riesgo mensual de muerte de un 1 por mil en un determinado puesto de trabajo, se demanda una compensación salarial de x ptas. mensuales. Nos guste o no, si mil trabajadores aceptan este riesgo, con las compensaciones correspondientes, la estadística nos dice que uno de ellos morirá. Luego, de acuerdo con esta teoría, la valoración *ex ante* que hace el colectivo afectado de la vida de uno de sus miembros, que se sabe que se va a perder aunque se desconoce quién va a ser el afectado (de ahí el eufemismo de una vida *estadística*), es de 1.000 por x ptas/mensuales. Y ésta es la base de la valoración que de la vida humana hace el método basado en la *función hedónica de los salarios*. Puede encontrarse un excelente resumen de este método, acompañado de los cálculos correspondientes, en Marin y Psacharopoulos (1982).

- b) El basado en el cálculo del *coste de la enfermedad*, para cambios en la tasa de morbilidad. En efecto, cuando lo que se reduce es la *morbilidad* de la población afectada (menos enfermedades y trastornos no mortales), el método que se recomienda aplicar es el llamado del *coste de la enfermedad*, una vez conocidas, al igual que en el caso anterior, las funciones *dosis-respuesta correspondientes*: es decir, la incidencia del proyecto en la tasa de morbilidad de la zona. A partir de esta primera información el método valora el perjuicio causado por la enfermedad (o el beneficio originado por la reducción de su incidencia), sumando los costes de tratamiento médico de la misma, los costes de hospitalización y los días de trabajo perdidos (valorados por el salario), o de «actividad restringida», (valorados como una fracción del salario). Desgraciadamente los costes de *tratamiento* no son equivalente a los costes de *la enfermedad*, ya que no incluyen el sufrimiento que la enfermedad supone (tanto para la persona afectada como para amigos y familiares), o el hecho de no poder disfrutar del tiempo libre. Es pues, en el mejor de los casos, una subestimación del coste en el que se incurre. Ostro (1983, y 1990) constituye una excelente referencia para familiarizarse con el método y sus limitaciones, mientras que Gerkin y Stanley (1986) presentan una interesante aplicación del mismo.
- c) El método de la *valoración contingente*, tanto para cambios en la tasa de mortalidad como en la tasa de morbilidad. Se basa este método, en tratar de averiguar el valor que las personas dan a lo que va a ocurrir (un cambio positivo en cuanto al riesgo de un accidente grave, o mortal, en este caso), preguntándose a los afectados. Como es obvio, diseñar adecuadamente el cuestionario, para obtener una respuesta informada y honesta, aplicarlo y procesarlo, suele ser bastante complicado y caro. Sobre el método de la valoración contingente quizá el tratamiento más completo pueda encontrarse en Mitchell y Carson (1989), mientras que un buen ejemplo de aplicación al caso de la vida humana lo constituye el trabajo de Jones-Lee, Hammerton y Philips (1985). No deja de ser curioso que, partiendo de premisas tan distintas, el trabajo de Jones-Lee y sus compañeros arroje una valoración de la vida humana estadística sensiblemente igual a la obtenida por Marin Psacharopoulos, a

partir de los salarios hedónicos: alrededor de 600.000 libras esterlinas de 1975, aproximadamente. Por su parte, el MOPT utiliza una cifra de 25 millones de pesetas para el caso de pérdida de vidas humanas en accidentes de tráfico, obtenida a partir de la extrapolación de datos de países de nuestro entorno.

Como es natural, y dado el tema objeto de discusión, los tres métodos de valoración, aplicados al caso de la vida humana, han sido objeto de un acalorado debate, centrado más bien en la propia legitimidad de llevar a cabo esta valoración. Desgraciadamente, y a pesar de las reticencias que levanta valorar en términos económicos la pérdida o el ahorro de vidas humanas, lo cierto es que podemos, si lo preferimos, volver la vista hacia otro lado, pero ello no evitará que, implícitamente, la valoración se siga llevando a cabo. Porque o bien la vida *estadística* (es decir, cuando se desconoce quién va a resultar afectado) tiene un valor infinito, y entonces la valoración ya está hecha, o bien tiene un valor *finito*, y entonces es mejor conocerlo para obrar en consecuencia. Ahora bien, si se sostiene que la vida tiene un valor infinito, ¿cómo es que existen pasos a nivel, aeropuertos sin radar de superficie, cruces de peatones, carreteras sin desdoblarse, etc.? Dado que en todos estos casos existe el riesgo de un accidente mortal, por pequeño que sea, si el valor del daño es infinito, también lo es su esperanza matemática, y se justificaría cualquier inversión que lo suprimiera.²⁴

Con respecto al segundo grupo de beneficios mencionado, los derivados del hecho de contar con un nuevo centro de actividades recreativas, dos son los métodos tradicionalmente utilizados en la literatura, un vez que el análisis de los cambios generados en las *tasas de participación* permiten cuantificar el impacto probable de la medida (el número de personas que se van a beneficiar):

- d) *El método del coste de viaje.* La persona que disfruta de estos nuevos servicios, como decimos, no tiene que pagar por ello (se trata de un bien público), pero es probable que tenga que incurrir en una serie de costes para poder acceder a dichos servicios: tendrá que desplazarse (lo que consume tiempo, que tiene un valor) y adquirir los medios necesarios para ello (gasolina, billete de autobús, etc.). Si su *función de producción de utilidad* tiene unas determinadas características, la persona puede manifestar su preferencia por el bien público considerado (los servicios recreativos del pantano) a través de su demanda de bienes que sí tienen un precio (y por tanto observable). Este es el fundamento en el que se basa el llamado método del coste de viaje, y que, a partir de unos supuestos claves sobre la función de utilidad del individuo, y la relación de complementariedad que guardan en ella ciertos bienes públicos y privados, trata de derivar la curva de demanda del bien público analizado. Para una mayor información sobre este método puede consultarse, por ejemplo, McConnell (1985).
- e) *La función hedónica* del precio de las viviendas, o de los terrenos, que rodean el pantano. En efecto, la construcción de la presa, y los servicios recreativos que aparecen con ella, hará aumentar la demanda de terrenos y viviendas en sus proximidades, lo que se traducirá en la

²⁴ El relación a la polémica sobre si realmente tiene sentido valorar la vida "estadística" como algo distinto de la vida sin más, puede consultarse Ulph (1982). Para una mayor información sobre este método puede consultarse, por ejemplo, McConell (1985).

correspondiente subida de precios. La estimación de la función hedónica del precio de las viviendas tiene por objeto, al igual que en el caso de los salarios, permitir deslindar el porcentaje del mismo que se explica por esta característica en particular: la de estar en las cercanías de un entorno natural agradable. Sobre el método de las funciones hedónicas, y sus limitaciones, puede consultarse por ejemplo Freeman (1985)

Contamos pues con una serie de métodos que, con las limitaciones del caso, permiten una primera aproximación a la valoración de estos beneficios intangibles. Centrémonos ahora en el otro lado de la moneda: los costes de llevar a cabo el proyecto de construcción de la presa.

2.2.3 Principales costes sociales de la construcción de la presa

En cuanto al apartado de los *costes*, éstos tendrán que incluir no sólo los de construcción y mantenimiento de la central, ya recogidos en el anteproyecto presentado por la empresa de ingeniería correspondiente (y que tendrían que ser depurados en la línea de lo apuntado más arriba), sino que habría que incluir también los siguientes:

1. *Producción perdida*

Es el coste de oportunidad de las tierras anegadas (cosechas perdidas, por ejemplo), en términos *económicos*. Los costes de *expropiación* de las propiedades anegadas, por tanto, no deberían ser incluidos en un apartado distinto, ya que el hacerlo supondría una doble contabilización. Es probable, además, que estos costes *infravaloren* el perjuicio sufrido por los afectados, ya que normalmente las indemnizaciones recibidas, basadas en el valor de mercado de las propiedades, no incluyen el excedente del consumidor de sus propietarios.

2. *Realojo de población*

Son los costes de reasentamiento de las familias afectadas, incluida la necesaria construcción de nuevas viviendas y equipamientos sociales. En este capítulo se incluiría el perjuicio causado a los habitantes desalojados de su lugar de residencia habitual, y que no vienen compensados por la entrega de una nueva vivienda: la diferencia entre el precio de mercado de la vivienda desalojada y lo que el dueño habría demandado para abandonarla. El método de la valoración contingente, con una cuidadosa formulación de las preguntas, es el que nos permitiría conocer el montante de esta *compensación requerida*.

3. *El efecto barrera*

La construcción de un embalse separa comunidades tradicionalmente relacionadas entre sí, lo que supone una indudable pérdida de bienestar para los grupos sociales afectados, que ven cómo se dificultan sus relaciones sociales, comerciales y de toda índole, al tiempo que pueden hacerse más costosos los desplazamientos. Se trata de un impacto que puede ser importante, aunque de difícil medida. El método de la valoración contingente parecería ser, de nuevo, el más indicado.

4. Presión sobre los equipamientos sociales de la zona

Si por cualquier motivo, se incluye el efecto multiplicador directo ya mencionado entre los beneficios de la construcción (porque se trata de una zona prioritaria, por ejemplo), entonces también debería incluirse el efecto negativo originado en la presión que ejerce la población atraída por la creación de puestos de trabajo en la fase de construcción sobre unos equipamientos sociales limitados: vivienda, escuelas, atención médica, seguridad ciudadana, etc., así como las consecuencias negativas que puede tener sobre el entorno, el abandono de la población atraída durante la fase de la construcción, una vez concluida ésta, y que generó la aparición de toda una economía nucleada alrededor de la misma. En el lado positivo habría que incluir los equipamientos proporcionados por la central, los impuestos municipales pagados, etc.

5. Costes ecológicos

Se incluirán aquí, en general, los derivados del impacto ambiental negativo de un proyecto de esta naturaleza.²⁵

Y nos quedaría el hecho de que el proyecto de inversión considerado, tal y como ha sido planteado este ejemplo hipotético, tiene unas consecuencias *irreversibles*, y no sólo para la generación presente, ya que se pierde un paraje singular, *único*. Centrémonos pues, por un momento, en que podría decirse con respecto a este coste social.

Supongamos que se ha llegado a la etapa de la evaluación en la que ya se han identificado todos los costes y beneficios mencionados (salvo este último) y que, por tanto, se ha podido derivar una expresión del *valor presente neto*, *VPN* de la inversión tal como:

(2.1)

$$VPN = \int_0^{\infty} (B_t - C_t) e^{-\delta t} dt,$$

en la que *B* representa los beneficios de la inversión propuesta; *C* son los costes (excluido el de acabar con un entorno singular); y δ es la tasa anual (constante) de descuento.

²⁵ Un excelente inventario de los mismos, desde un punto de vista no exclusivamente físico, puede encontrarse en las guías que publica el MOPT al respecto: véanse, por ejemplo, las *Guías Metodológicas para la elaboración de estudios de impacto ambiental*, publicadas por Dirección General del Medio Ambiente, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, y en particular el volumen 3, relativo a grandes presas (Madrid, 1989)

¿Hasta qué punto modificaría la rentabilidad de la inversión, así calculada, el hecho de que se pierda un entorno único?

Es probable que el desarrollo de la teoría económica, en el terreno de la valoración de intangibles, no permita dar una respuesta precisa a este interrogante, tal y como está planteado: un bien de importancia singular, unánimemente reconocida. De otra forma, el método del *coste de viaje* o, en última instancia, la *valoración contingente*, podrían ayudarnos en esta tarea.

Sin embargo, aún en este caso sería posible avanzar algo más, planteando la pregunta en sentido inverso:

¿Qué valor mínimo de este recurso haría no rentable la inversión propuesta?

Esta es una pregunta de mucho más fácil respuesta, y que no deja de ser una ayuda considerable a la hora de tomar una decisión. Se trata, en efecto, de encontrar el *valor crítico mínimo* que haría negativo el valor presente neto de la inversión propuesta: si hay razones para creer que el recurso tiene un valor histórico, artístico, o sociocultural, que supera dicho umbral, aunque se desconozca cuál es en términos precisos, la inversión deja de estar justificada.

Veamos este planteamiento en un contexto algo más formalizado. Elegiremos para ello el modelo de Fisher y Krutilla (1985), que permite, asimismo, introducir algunas consideraciones de gran interés con relación a la tasa de descuento que justificaría la inversión.²⁶

Comencemos por normalizar la presentación anterior, haciéndola algo más sencilla. Supongamos, con este propósito, que la inversión tiene un coste (que incluye todos los mencionados más arriba, excepto el relativo a la pérdida de un entorno único), igual a una unidad monetaria, y que se desembolsa en el período inicial. Los beneficios, por otro lado, vienen representados por una anualidad constante de valor B . En estas condiciones, la expresión (2.1) toma la forma:

$$VPN = -1 + \int_0^{\infty} B e^{-\delta t} dt$$

(2.2)

²⁶ El modelo se basa en un trabajo anterior de los autores y se halla muy bien resumido en Porter (1982). Puede encontrarse una muy interesante aplicación del mismo al análisis de la rentabilidad de los programas de reforestación de zonas de Escocia, en Hanley y Craig (1991).

o lo que es lo mismo, suponiendo que B y δ permanecen constantes a lo largo del tiempo:

(2.3)

$$VPN = -1 + \frac{B}{\delta},$$

cuya representación en la figura 2.1 viene dada por la curva AA .

En dicha figura vemos, en efecto, como el VPN de la inversión propuesta (medido en el eje vertical) depende de la tasa de descuento utilizada (medida en el eje horizontal). Para tasas de descuento inferiores a δ^* , la inversión presenta un VPN positivo, y desde este punto de vista exclusivamente, estaría justificada. El valor δ^* no es otro que la *tasa interna de rendimiento (TIR)* de la inversión.²⁷ Supongamos que el analista ha sido informado de que la *tasa social de descuento* utilizada por el sector público es δ_0 : la inversión sería económicamente rentable.

Podemos ahora introducir el hecho de que el paraje anegado tiene un valor alternativo. Supongamos, para simplificar, que este carácter (único se traduce en que el entorno proporciona a la comunidad un flujo de servicios anual, que ésta valora en P unidades monetarias («preservación»), cuya cuantía, sin embargo, se desconoce.

Introduciendo el valor de la preservación en la expresión (2.2), ésta quedaría:

(2.4)

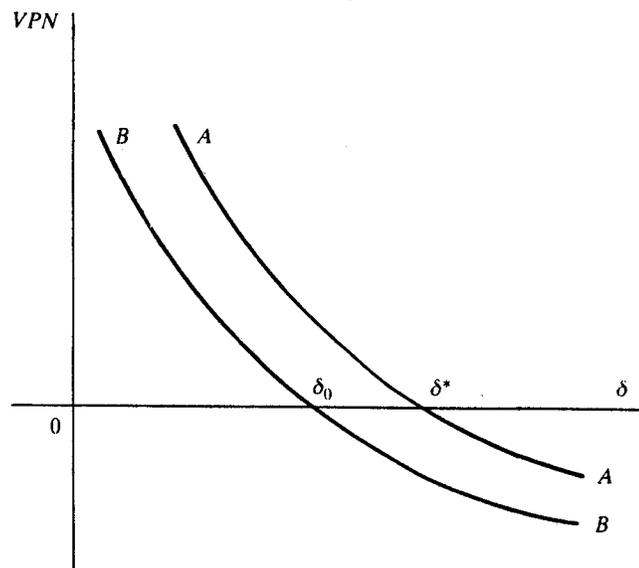
$$VPN = -1 + \int_0^{\infty} B e^{-\delta t} dt - \int_0^{\infty} P e^{-\delta t} dt,$$

lo que se traduce, sencillamente, en que la curva AA de la figura 2.1, se traslada hacia el origen (BB), reduciendo la TIR de la inversión y, por lo tanto, el rango de valores de la tasa de descuento que generan un VPN positivo.

²⁷ Los supuestos que hemos efectuado garantizan la existencia de una TIR única.

Puede que, como decimos, sea imposible saber cuál es ese valor P que la sociedad otorga a las características que hacen del entorno estudiado algo único e irrepetible, pero no deja de ser asimismo cierto que es bien sencillo el cálculo de cuál es el valor de P que haría no rentable la inversión: el valor que trasladaría la curva de la figura 2.1 hacia el origen, hasta cortar el eje horizontal en δ_0 , arrojando para esta tasa de descuento un VPN igual a cero (haciendo por tanto, la TIR de la inversión igual a δ_0). Una vez llegados a este punto, la discusión se puede plantear en un terreno algo más fructífero: la preservación de dichas características, en efecto, *¿vale, por lo menos, P pesetas anuales?* *¿se está gastando la sociedad cantidades equivalentes en proyectos similares en la conservación y restauración de monumentos histórico-artísticos, o en la protección de espacios naturales semejantes?* Si la respuesta es afirmativa, la inversión analizada no estaría justificada desde una perspectiva social.

Figura 2.1



VPN en función de δ

No es éste, sin embargo, el único aspecto de interés que un proyecto de esta naturaleza, con consecuencias irreversibles, obliga a plantear.

El hecho de que los efectos de la construcción, por este carácter de irreversibilidad, se prolonguen indefinidamente en el futuro, obliga a analizar la *evolución temporal* tanto de los costes de la inversión como de sus beneficios. Fisher y Krutilla completan su análisis introduciendo algunas consideraciones de interés en este sentido:

Suponen, en primer lugar, que el valor de los beneficios que generaría la preservación del entorno amenazado (recreativos, culturales, de investigación, etc.), crece con el paso del tiempo. Y ello, al menos, por dos motivos.

-Porque los bienes a que se refieren estos servicios son en la mayoría de los casos, bienes superiores, con una elasticidad renta, por tanto, mayor que la unidad. Es de esperar pues que su demanda crezca en el futuro,

-Por sus propias características, la oferta de los mismos recorre el camino inverso: tiende a hacerse cada vez más pequeña.

Estas dos razones hacen pues que, con toda probabilidad, el valor que la sociedad otorga a estos recursos aumente con el paso del tiempo. Supongamos que este aumento de valor se produce a una tasa constante σ , de forma que:

$$P_t = P_0 e^{\sigma t} \quad (2.5)$$

Asimismo, de acuerdo a Krutilla y Fisher, el valor de los beneficios que genera la inversión propuesta (diferencial de costes en la generación de energía eléctrica, aumento de la producción agrícola) es probable que tampoco permanezca constante a lo largo del tiempo. El supuesto que hacen estos autores es que el valor de los beneficios *decrece*, debido al progreso tecnológico, que probablemente permitirá encontrar formas más eficientes y baratas de generar energía, o de aumentar la producción agrícola (no se olvide que nos estamos refiriendo al largo plazo) ²⁸.

Si esto es así, y suponemos, al igual que en el caso anterior, que el decrecimiento del valor de los beneficios se produce a una tasa constante μ , tendríamos:

$$B_t = B_0 e^{-\mu t} \quad (2.6)$$

Llevando (2.5) y (2.6) a (2.4), ésta quedaría ahora:

²⁸ ¿Y que decir, por ejemplo, si la inversión se llevara a cabo para poder irrigar nuevas tierras, en un país donde la agricultura es excedentaria en casi todas sus líneas (como es el caso de prácticamente todos los de la OCDE), y el Estado tiene que subvencionar y/o proteger la producción de excedentes?

$$VPN = -1 + \int_0^{\infty} B e^{-(\delta+\mu)t} dt - \int_0^{\infty} P e^{-(\delta-\sigma)t} dt$$

o, lo que es lo mismo, dado el valor constante de todos los parámetros: (2.7)

$$VPN = -1 + \frac{B}{\delta + \mu} - \frac{P}{\delta - \sigma}$$

(2.8)

El cambio introducido es fundamental.

Como se puede comprobar en la figura 2.2, el VPN de la inversión es positiva (si lo es), para valores de la tasa de descuento que se encuentran en un rango acotado: $\delta_0 < \delta < \delta_1$

- para tasas de descuento bajas ($\delta < \delta_0$), la inversión no alcanza un VPN positiva, debido a que los costes de no preservar el entorno (P) adquieren una relevancia muy grande: se prolongan hasta el infinito, y su valor presente es alto, al ser poco descontados.

-para tasas de descuento altas ($\delta > \delta_1$), el VPN no alcanza a ser positivo debido a que, aunque los costes de no preservar ya no son altos, el valor de los beneficios también se hace muy pequeño, al parecer en el futuro, y ser fuertemente descontados. Resultado que, entre paréntesis, contradice la opinión generalizada de que, para preservar el futuro, es necesario utilizar tasas de descuento muy bajas.

De todas formas el VPN podría haber sido negativo para *cualquier* tasa de descuento, como muestra la curva BB de la figura 2.2 si, como señala Porter (1982), no se cumple la siguiente condición:

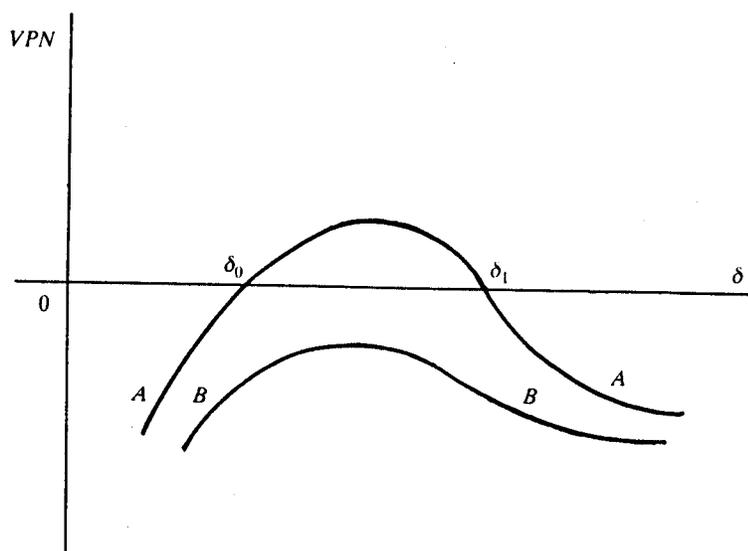
$$\sqrt{B} > (\sqrt{P} + \sqrt{M + \sigma})$$

(2.9)

El modelo presentado es, por supuesto, discutible. Dada la sencillez de su planteamiento, y los supuestos simplificadores que en él se efectúan, presenta algunos problemas teóricos obvios. Sirve, sin embargo, para ilustrar uno de los problemas más complejos de la valoración de externalidades y bienes públicos: el del tratamiento del futuro, el del bienestar de las generaciones venideras.

Este último punto sirve, finalmente, para resaltar un extremo de gran importancia, que tiende a pasarse por alto.

Figura 2.2

VPN en función de δ

En efecto, del inventario que hemos hecho más arriba de los costes y los beneficios del proyecto se desprende fácilmente que el grado de acuerdo que despierta cada uno de ellos (tanto en lo relativo a su identificación como a su valoración) dista mucho de ser uniforme. Es probable, por ejemplo, que la valoración de los costes de construcción de la obra civil, o de la producción agrícola perdida, generen pocas controversias. Hacia el otro extremo, muchos de los intangibles mencionados (los que tienen que ver con los servicios recreativos del pantano, el efecto barrera, etc.) normalmente despertarán una mayor polémica. Cuando llegamos a los beneficios derivados del ahorro de vidas humanas, la polémica se multiplica. Y finalmente, tenemos toda una serie de costes y beneficios que no se pueden valorar: únicamente calcular su *valor crítico*.

Por ello, no tendría mucho sentido aplicarles un tratamiento uniforme. Se recomienda, por el contrario, llevar a cabo una presentación escalonada de todos ellos: de menor a mayor controversia o dificultad en cuanto a su identificación y valoración (Desvousges y Smith, 1983, pág. 2-2). Así, por ejemplo, podría comenzarse con una primera fila de costes y beneficios fácilmente monetizables y sobre los que no hay prácticamente discusión. En un segundo grupo entrarían aquellos para los que la polémica ya comienza a ser sustancial, y así sucesivamente, hasta llegar al bloque en el que se encontrarían aquellos que únicamente pueden ser descritos. De esta forma se puede ordenar y aislar de manera más eficiente la discrepancia, e introducir de forma sistemática el análisis de sensibilidad (tanto más importante cuanto mayor el grado de desacuerdo). Si finalmente no se consigue la reducción a un único valor de todos los distintos costes y beneficios de la inversión (disciplina unidimensional del método), siempre es posible acudir a las técnicas de decisión multicriterio, con un número de variables más reducido que el que habría resultado sin este paso intermedio. Es probable, asimismo, que se eliminen algunas polémicas, importantes desde un punto de vista técnico, pero irrelevante en la práctica: cuando cualquiera que sea el valor que se le dé a un coste o beneficio concreto (dentro del rango de los sensatamente aceptables), el signo final de la evaluación no cambia.

Hechas pues estas matizaciones, podemos ya pasar a analizar otro posible caso de empleo del análisis coste-beneficio, también el campo de los recursos hídricos.

2.3 APLICACION DEL ANALISIS COSTE-BENEFICIO A UN PROYECTO DE MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA

Supongamos ahora, alternativamente, que se contempla mejorar la calidad del agua de un río a su paso por una ciudad, actuando sobre los vertidos de aguas residuales de los núcleos urbanos e industriales del tramo relevante anterior. Se pretende con ello reducir la presencia de sustancias contaminantes: coliformes, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), sólidos en suspensión, aceites y grasas, metales pesados y tóxicos, etc. Con este propósito se están analizando distintas medidas, con su correspondiente incidencia, pero se duda sobre cual de ellas elegir, dada la disparidad de costes. En otras palabras, no se está seguro de hasta donde llegar: si los beneficios realmente justifican la inversión, y en qué cuantía.

Una observación superficial muestra que en el río se desarrollan varios tipos de actividades que podrían verse afectadas por la mejora en la calidad del agua:

- Actividades recreativas: personas que disfrutan de algunas playas situadas en la orilla; que reman, hacen vela o salen a pasear en pequeños barcos; que se dedican a la pesca, etc.
- Actividades comerciales: fundamentalmente relacionadas con la pesca, como puede ser el caso de las piscifactorías y captaciones de agua para uso industrial.

- Captaciones del agua para el suministro urbano.²⁹

Cruzando por tanto los posibles afectados por la mejora, con los distintos tipos de efectos que reciben, podríamos llegar a una tipología de beneficios del proyecto, que incluiría, al menos, los cuatro tipos siguientes:

2.3.1 Economías domésticas

Para las que existirían, al menos, dos tipos de beneficios claros:

1. *Recreativos*

a) En primer lugar, aquellos que implican un uso directo del recurso (pesca, remo, natación, etc.). Como ya mencionábamos en la sección anterior, el método del coste de viaje sería el más indicado para valorarlos, una vez que el estudio de las *tasas de participación* de la población afectada en las actividades mencionadas informe sobre los probables cambios en la demanda que se producirán (Desvousges y Smith, 1983, cap. 3). Alternativamente, puede acudirse asimismo al método de la valoración contingente.

b) En segundo lugar, los que no implican tal uso directo en el momento presente: el disfrute del *valor estético* del río (uso indirecto); el *valor de opción* del mismo (la posibilidad de utilizar sus servicios directamente en un futuro, uso potencial, que no debe confundirse con el *valor de cuasi-opción* y que hace referencia al valor de posponer una decisión); y el propio *valor de existencia* (no uso). El beneficio que se deriva de la contemplación de un cauce de agua estéticamente mejorado, a su paso por la ciudad, es probable que podemos computarlo analizando la función hedónica del precio de las viviendas, o de los terrenos, que lo rodean. Con respecto a los beneficios que se derivan del valor de opción, y de los *valores de no uso* (existencia, herencia), el único método aplicable es el de la valoración contingente, ya mencionado. Y ello siempre y cuando no nos estemos refiriendo a un bien único que corra el peligro de ser degradado irreversiblemente. En este caso, nos remitiríamos a lo apuntado en la sección anterior.

2. *Salud*

Aunque se derive en gran medida de lo apuntado en el apartado anterior, es conveniente separarlo a efectos de análisis. Es el beneficio que produce el reducir la incidencia de las enfermedades y molestias que supone la contaminación del agua para los bañistas (picores, irritaciones de la piel, etc.) y para los consumidores de agua no tratada. Cuando lo que se reduce es la *morbilidad* de la población afectada (menos enfermedades y trastornos no mortales), el método que se recomienda aplicar es, como ya dijimos, el llamado del *coste de la enfermedad*, una vez

²⁹ Estamos ampliando artificialmente quizá el abanico de beneficios para dar un carácter más general al ejemplo.

conocidas las funciones *dosis-respuesta* correspondientes: ¿qué reducción porcentual en la incidencia de estas enfermedades supone la mejora en la calidad del agua? En el caso en el que lo que se evita es la pérdida de una vida (causada por una intoxicación grave, por ejemplo), el *método* anterior ya no es aplicable. El valor de una vida humana *estadística*, objeto de acalorados debates como ya vimos en la sección anterior, se aproxima, en general, con ayuda de la función hedónica de los salarios; o del método de la valoración contingente.

2.3.2 Empresas

En este caso serían las relacionadas con la pesca comercial, las piscifactorias y las plantas que utilizan el agua para usos industriales. Para ellas, la limpieza del agua se traduce en que mejora uno de los insumos del proceso productivo (lo que supone una mayor cantidad de peces capturados, una mejor calidad de los mismos, la no necesidad de depurar o tratar el agua utilizada, etc.). Lo mismo podría decirse de la mejora de la calidad del agua para multitud de usos que suponen su captación y no su utilización *in situ*: agrícola, industrial, abastecimiento urbano, etc. Una mejora de su calidad repercute sobre uno de los insumos utilizados en la producción de bienes y servicios o en la producción de utilidad (consumo humano). En este caso más general, el método utilizado tradicionalmente para valorar la mejora es el de los *costes evitados*. Es decir, utilizando de nuevo las funciones dosis-respuesta, calcular el ahorro de costes (tratamiento, por ejemplo), o el aumento de beneficios (mayor rendimiento de los cultivos), que supone, la mejora de la calidad del agua. Algunas aplicaciones del método de los costes evitados, así como reflexiones teóricas sobre su validez, se encuentra en Adams, *et al.* (1982); García *et al.* (1986) y Huang (1990).

2.3.3 Efecto multiplicador indirecto

Mencionábamos con anterioridad que, a pesar de ser uno de los argumentos más frecuentes en favor de multitud de proyectos de inversión, *el efecto multiplicador directo* de la misma no ha de ser tenido en cuenta salvo en circunstancias muy excepcionales. No es éste, sin embargo, el impacto que nos ocupa ahora. El efecto multiplicador al que hacemos referencia en este epígrafe es distinto: es un impacto multiplicador *indirecto*, derivado del hecho de que la inversión puede hacer viables una serie de actividades económicas (pesca, cría de moluscos y peces, servicios turísticos, etc), que hubieran sido imposibles de no realizarse el proyecto, y que tienen este efecto sobre las rentas y el empleo de la zona. La creación de puestos de trabajo (y de renta) que supone el que puedan desarrollarse ahora una serie de actividades productivas es un beneficio indudable de la depuración de las aguas. Debería computarse, por tanto, el valor neto de la producción añadida en términos *económicos*, y en cuanto a los puestos de trabajo creados, aplicarles el *salario de cuenta social* atendiendo al grupo de rentas que lo recibe (Azqueta, 1985).

2.3.4 Equilibrio ecológico

Podría darse el caso, finalmente, de que el río cumpla una función específica en un determinado espacio ecológico, o constituya en sí mismo un habitat singular, y la depuración del agua preserve este aspecto. Nos encontramos aquí, sin embargo, en esa zona del análisis caracterizada por el desconocimiento, la incertidumbre y la posible irreversibilidad, no aconsejan la aplicación de las herramientas tradicionales de la teoría económica. En este sentido, es probable que la actitud más

prudente sea la de no intentar una valoración de este impacto y contentarse con describirlo, sin que ello suponga, por supuesto, una minusvaloración del mismo. Si es necesario, también puede acudir a calcular *el valor crítico* que justificaría la inversión.

Y con ello tendríamos completo un posible inventario (por supuesto no cerrado) tanto de los beneficios y beneficiarios como de los métodos más utilizados para valorarlos.

Puede que al lector todo esto le parezca atractivo quizá, pero ciertamente quimérico. Para intentar despejar algunas dudas sobre la aplicabilidad de un ejercicio de esta naturaleza, vamos a concluir el capítulo haciendo referencia a un trabajo elaborado hace ya algunos años por una prestigiosa consultora norteamericana, para la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) de los Estados Unidos, y en el que se intentaba mostrar que, efectivamente, es posible llevar a cabo tal ejercicio de valoración.

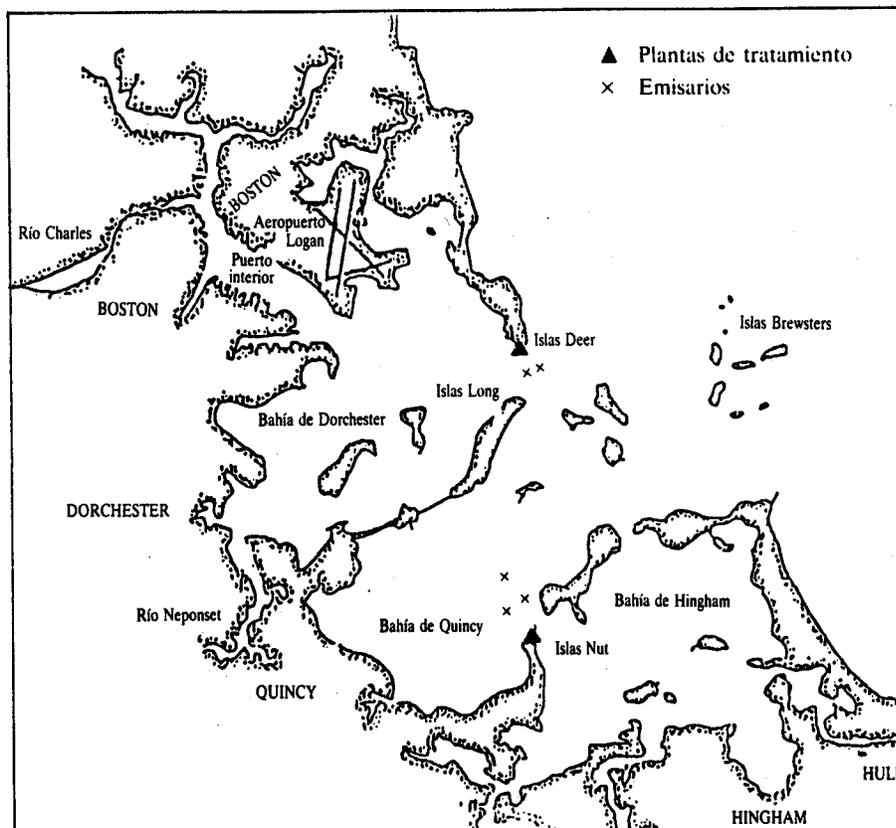
2.4 APLICACION DEL ANALISIS COSTE-BENEFICIO A LA MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL PUERTO DE BOSTON

Presentaremos para ello, a grandes rasgos, el trabajo efectuado por *Meta Systems* para la EPA (*Environmental Protection Agency*), sobre una serie de propuestas para mejorar la calidad del agua de la bahía de Massachusetts, en la que se encuentra el área metropolitana de Boston (EPA, 1985). Aunque se trata de una propuesta de elaboración de lo que sería una evaluación coste-beneficio, lo detallado de la misma, así como la utilización de datos reales, la hacen tremendamente útil para nuestro propósito.

La *Massachusetts Metropolitan District Commission* se planteó, a comienzos de los años setenta, una serie de actuaciones encaminadas a mejorar el funcionamiento de los sistemas de alcantarillado, saneamiento y tratamiento de aguas residuales en el área metropolitana de Boston, cuya configuración a grandes rasgos puede verse en la figura 2.3. Ello tendría como consecuencia una mejora sustancial en la calidad del agua de la bahía al reducirse el vertido de sustancias contaminantes.

La primera medida contemplada era una revisión y reparación a fondo tanto del sistema existente de recogida y transporte de las aguas residuales, alcantarillado y colectores como del funcionamiento de las dos plantas de tratamiento primario de las mismas. Con ello se pretendía, por un lado, evitar los bloqueos y desbordamientos consiguientes que terminaban con las aguas residuales directamente en la bahía; por otro, conseguir que las plantas de tratamiento, instaladas en dos de las islas de la misma (Nut Island y Deer Island), vertieran el agua y los lodos resultantes, con las especificaciones para las que estaban diseñadas, y en el momento conveniente: cuando la marea está bajando, en el caso de los lodos. Con estas medidas se conseguiría una mejora sustancial. Considerándolas insuficientes, sin embargo, se contemplaba la adopción de una serie de actuaciones adicionales, teniendo en cuenta que en el entorno de la bahía, además de localizarse el puerto de la ciudad, se desarrollaban una gran cantidad de actividades recreativas, comerciales, etc.

Figura 2.3

*Bahía de Massachusetts*

De todas las alternativas presentadas para llevar a cabo estas medidas adicionales, el estudio se centró en el análisis comparativo de dos de ellas, sin que por supuesto esta preselección indicara algún tipo de preferencia frente a las demás. Se trataba únicamente de elegir para su estudio aquellas que, por ser más representativas, permitieran ilustrar mejor el papel de análisis coste-beneficio. Las dos propuestas seleccionadas fueron:

- *Alternativa 1:* mejora de las dos plantas existentes, dotándolas de tratamiento secundario. Se añadía por tanto al tratamiento primario (filtrado, sedimentación y clorización de las aguas residuales), una mayor reducción de DBO_5 y sólidos en suspensión.
- *Alternativa 2:* prolongar el emisario submarino existente 12 kms. mar adentro, manteniendo las características de dichas plantas de tratamiento, una vez efectuadas las reparaciones aludidas. De esta forma tanto los lodos como las aguas residuales se verterían directamente en el océano mediante un difusor a una profundidad de 30 metros.

Como es natural, estas dos alternativas adicionales difieren tanto en lo relativo a los costes de cada una de ellas como en cuanto a los resultados obtenidos: la primera de ellas (introducción del tratamiento secundario) era más costosa, pero también, aunque no linealmente, más eficaz: de hecho *reducida* la carga contaminante de las aguas residuales vertidas mientras que la segunda (prolongación del emisor) únicamente la *trasladaba*.

El cuadro 1 presenta, a grandes rasgos, los costes comparativos de las tres medidas objeto de análisis: la reparación de la red existente y las dos alternativas adicionales contempladas. Podemos observar en él que la introducción del tratamiento secundario en las plantas depuradoras era sustancialmente más costoso que la prolongación del emisario submarino (sobre todo en lo relativo a los costes de operación y mantenimiento), mientras que la inversión que cualquiera de estas dos alternativas requería superaba, con mucho, la que demandaba la reparación de la red existente. No es de extrañar, por ello, que fuera allí donde se concentrara el análisis coste-beneficio, en una doble perspectiva: ¿se justificaba esta inversión adicional, a la vista de los costes, y de los eventuales beneficios? Si es así, ¿cuál de las dos alternativas debería adoptarse?

Los cuadros 1 y 2 por otro lado, informan sobre los resultados que se esperaban conseguir con las medidas propuestas tanto desde un punto de vista de los contaminantes eliminados como de las principales zonas afectadas.

El dilema planteado era pues obvio: una mayor calidad global del agua (mayores porcentajes de eliminación de sustancias contaminantes) suponía un mayor coste. El análisis coste-beneficio podía suponer, por tanto, una fuente muy valiosa de información (por supuesto no la única) con respecto a la urgencia de la primera de las medidas (la reparación de la red existente) y las ventajas y desventajas relativas de las dos actuaciones adicionales objeto de estudio.

Cuadro 1

Costes analizados comparativos de las distintas alternativas propuestas
(millones de dólares de 1982)

Propuesta	Costes de capital	Costes de operación y mantenimiento	Total costes
0) Reparación red existente.....	29,39	4,00	33,39
1) Tratamiento secundario.....	85,80	45,20	131,00
2) Emisario oceánico.....	74,90	22,00	96,9

Cuadro 2

Comparación de las distintas alternativas: porcentaje de reducción de la contaminación del agua

	Reparación red existente	Emisario oceánico	Tratamiento secundario
DBO 5.....	29	28	81
TSS.....	55	47	81
Cadmio.....	15	15	25
Cromo.....	16	16	38
Cobre.....	39	39	70
Plomo.....	19	19	34
Mercurio.....	21	21	28
Niquel.....	72	72	80
Cinc.....	33	33	60

Fuente: EPA (1985, págs. 2-13)

Para ello se hacía necesario computar en términos monetarios los beneficios sociales de cada una de ellas. Con este propósito, se comenzó subdividiendo el área de análisis en subzonas, atendiendo no sólo a las características de la contaminación, sino a los usos más comunes del agua en cada una de ellas. A partir de allí, y con ayuda de un modelo de dispersión elaborado por el *Massachusetts Institute of Technologie, MIT* (DISPER), se intentaron simular los cambios en la calidad del agua que supondrían las medidas analizadas, teniendo en cuenta tanto los cambios en los afluentes como las corrientes, mareas, estado del clima, etc. Como señalan los autores, debido a todos estos actores de incertidumbre, ésta era probablemente la fase más delicada del estudio, y sus resultados han de tomarse con las cautelas correspondientes.

Los beneficios resultantes de la adopción de estas medidas eran sustanciales, aunque no alcanzaban a cubrir los costes de las mismas. Podemos comentarlos brevemente siguiendo a los propios autores del informe.

1. *Recreativos*

Resultaron ser los más importantes cuantitativamente, lo que no es sorprendente teniendo en cuenta las características de un área metropolitana como la de Boston y su demanda de servicios de ocio y recreo. Para estimarlos se utilizaron estudios previos sobre tasas de participación, que permitieron predecir como cambiarían éstas ante la mejora de la calidad del agua. La metodología seguida era bastante sencilla: calculada la «capacidad» de cada playa (el número de bañistas que podrían normalmente disfrutar de sus servicios, sin aglomeraciones, en un momento dado) se comparó con el número promedio de personas que la frecuentaban durante la temporada. La diferencia entre el número de personas que utilizaban la playa y el de las que la podrían utilizar se atribuyó a la mala

calidad del agua, dado que la población circundante cubría de sobra esta ocupación potencial, teniendo en cuenta, en cualquier caso, que (únicamente se consideran días «hábiles» para la comparación aquellos en que la temperatura del aire y del agua superaba unos umbrales mínimos. Se supuso, por tanto, que si se llevaba a cabo la limpieza del agua, las tasas de participación aumentarían hasta donde la superficie de la playa y las instalaciones auxiliares (como plazas de aparcamiento, por ejemplo) permitieran. Aplicando a continuación el método del coste de viaje, se intentó estimar la *disposición a pagar* por cada uno de estos días adicionales de playa ganados. El resultado final arrojaba unos beneficios, para las actividades relacionadas con la natación, de aproximadamente 15 millones de dólares, debidos a la mejora en el estado y funcionamiento de los colectores y plantas de tratamiento; a los que se añadirían otros 3 millones en el caso de la alternativa 1, ó 4 millones para la alternativa 2.

Los beneficios derivados de la navegación y la pesca recreativa (teniendo en cuenta que, en este caso, la mejora en la calidad del agua permite aumentar las capturas) se calcularon siguiendo la metodología anterior, aunque en este caso a partir de unos datos más insatisfactorios. En total sumaban entre 12 y 15 millones de dólares, también para todo el puerto de Boston, y dependiendo de la alternativa seleccionada como complemento a la reparación de la red existente (se hacía imposible discriminar más los beneficios).

Finalmente, habría que incluir también en este epígrafe los beneficios derivados de las actividades turísticas generados alrededor de algunas islas de la bahía, islas visitadas por un promedio de 265.000 personas por temporada, pero que podrían recibir hasta 560.000 visitantes. De nuevo se hizo uso de los estudios basados en los cambios esperados en las tasas de participación, y en el valor de un día de excursión (de acuerdo al método del coste de viaje), para llegar a un resultado que oscilaba entre 1 y 3 millones de dólares.

Cuadro 3

Comparación de las distintas alternativas: porcentaje de eliminación de la contaminación del agua en distintas zonas, en %.

	Reparación red existente	Emisario oceánico	Tratamiento secundario
Playa Constitución.....	50-80	5-10	0-5
Bahía de Dorchester.....	60-90	10-25	5-15
Bahía de Quincy.....	60-90	10-20	10-20
Bahía de Hingham.....		15-40	15-40
Islas puerto exterior.....		60-90	30-80
Islas Brewsters.....		(10)-(15)*	30-40
Playa Nantasket.....		(5)-(10)*	0-5
Bahía de Massachusetts.....		(35)-(45)*	15-20
Río Charles.....	50-80		

Fuente: EPA (1985, págs. 1-16).

* Los valores entre paréntesis indican magnitudes negativas.

2. Salud

En este caso se comenzó estimando las funciones dosis-respuesta referentes a la calidad del agua y su incidencia en las enfermedades y molestias de los nadadores (afecciones dermatológicas, gastroenteritis, hepatitis infecciosa). Se complementó la práctica tradicional de utilizar la cantidad de coliformes fecales como una medida de la calidad del agua (indicador utilizado en el caso anterior, por ejemplo), con un estudio paralelo de la presencia en ella de *enterococos*, que proporcionaban una información más precisa sobre la incidencia de la calidad del agua en los trastornos más serios (hepatitis). La población expuesta al riesgo de contraer una enfermedad se estimó a partir de los datos sobre visitas a las distintas playas, y sobre el porcentaje de visitantes que de hecho se bañaban (un 49% según el estudio), teniendo en cuenta que cuando la cantidad de coliformes en el agua excede un determinado umbral, o la temperatura del agua y del aire quedan por debajo de los mínimos ya mencionados, la gente no se baña. Esto en cuanto a la incidencia de la calidad del agua sobre la salud de los bañistas.

El segundo impacto beneficioso en este contexto se desprende de la reducción de morbilidad resultante de la mejora en el estado de peces y moluscos capturados. Ante la imposibilidad de contar con funciones dosis-respuesta similares para el posible consumo de productos contaminados, que hubieran sido necesarias para estimar la incidencia de la mejora, se supuso que se produciría una reducción directamente proporcional a la mejora en la calidad del agua.

Estimando de esta doble forma la reducción en el número y gravedad de las personas afectadas por estas dos causas, se aplicó seguidamente el procedimiento basado en el *coste de la enfermedad*, mencionado con anterioridad, para llegar a una cifra de 1,5 millones de dólares como suma de los beneficios resultantes de la reparación de la red existente, concentrados en las playas de Quincy/Wollarston, que son las que soportan una mayor afluencia de público, y se encuentran en las proximidades del colector de Quincy.

3. Pesca comercial

La depuración del agua del puerto de Boston se traducía, según los estudios previos, en que el 60% de los viveros de almejas, que se encontraban gravemente contaminados y cerrados a la explotación comercial, pasaran a ser catalogados como moderadamente contaminados y susceptibles de explotación bajo licencia, siempre y cuando se añadiera un tratamiento posterior de depuración y limpieza del producto. Se supuso que el 40% restante, que se encontraba catalogado como moderadamente contaminado, no experimentaría un cambio sustancial en su situación. Se calculó que este aumento de las explotaciones en funcionamiento se traduciría finalmente en un incremento de la oferta total de aproximadamente un 6%. Ahora bien, el beneficio que de ello se deriva depende de las elasticidades respectivas de la oferta y la demanda del producto: si el precio tiende a mantenerse estable, es el productor el que se beneficia en mayor medida del cambio. Si, por el contrario, de resulta de la baja elasticidad de demanda, el incremento de la oferta se traduce en una caída de los precios, son los consumidores los beneficiados. En el caso de la bahía de Boston, se partía de unas curvas de demanda muy rígidas, por lo que se estimó que el grueso de los beneficios generados por la depuración del agua revertiría en los consumidores en forma de menores precios. El monto total de los beneficios (incremento en el excedente de los consumidores principalmente) representaba una cifra en cualquier caso modesta: alrededor de 60.000 dólares anuales.

4. *Beneficios intrínsecos*

Son los derivados de los *valores de no uso* que el recurso puede tener para muchas personas: valor de opción, valor de herencia, valor de existencia, etc. Como señalábamos en el epígrafe correspondiente, estos valores suelen cuantificarse con ayuda del método de la *valoración contingente*. Este, sin embargo, es un método complejo que requiere una gran cantidad de recursos, tanto humanos como financieros. Dado el carácter piloto del trabajo comentado, que no justificaba la realización en profundidad de dicha encuesta, los autores optaron por suponer que los beneficios de no-uso derivados de la existencia del recurso eran, aproximadamente, *la mitad* de los beneficios de uso recreativo del mismo.

5. *Efecto multiplicador indirecto*

La estimación de este beneficio secundario, producto del hecho de que se posibilitaba la reacción de una serie de actividades económicas en la zona (explotación comercial de mariscos y moluscos y actividades turísticas de visita a las islas de la bahía), se realizó a partir de los *multiplicadores* de las tablas insumo-producto correspondientes. Los autores calculaban a partir de ahí el impacto correspondiente en la actividad económica de la zona, pero no lo incluyeron en el cuadro final de beneficios, dados los problemas metodológicos que supondría considerarlos como tales, sin un estudio en profundidad previo sobre la situación de los mercados de factores productivos, y fundamentalmente de trabajo. Prefirieron por tanto considerarlo como un *efecto* de la inversión, antes que como uno de sus *beneficios*, razón por la que tampoco incluimos en este resumen su cuantificación.

6. *Impacto ecológico*

Finalmente, los autores incluyeron una columna en la que se *describía* el posible impacto ecológico, tanto positivo como negativo (en el caso del emisario marino), que tenían las alternativas contempladas. El impacto fundamental de todas estas medidas se refiere a las marismas que rodean el puerto de Boston, y que constituyen el habitat de gran cantidad de peces, animales, pájaros e invertebrados. Tanto la reparación de la red existente como la introducción del tratamiento secundario tienen un efecto positivo neto sobre ellas. Sin embargo, la prolongación del emisario submarino afectaría negativamente a la calidad del agua en la bahía de Massachusetts y a las especies que viven en ella o que la utilizan como ruta migratoria (las ballenas).

Y éstos son, a grandes rasgos, los beneficios computados tanto de las operaciones de reparación del sistema de recogida y tratamiento de aguas residuales como de las dos alternativas adicionales contempladas. Como vemos, se trata de una información que, por embrionaria y discutible que sea en muchos de sus aspectos, es de gran utilidad. Es de señalar, por ejemplo, que los costes de reparación de la red (33,39 millones anualizados) superan fácilmente los beneficios anuales computados en el área de referencia (alrededor de 15 millones). La inclusión de otras zonas que también se benefician de la medida (Quincy Bay) añade otros 7 millones al cómputo total. Con respecto a las dos alternativas adicionales consideradas, cuyo coste es apreciablemente superior (97 millones en el caso del emisor y 131 en el de la introducción del tratamiento secundario), los beneficios resultantes quedan también por debajo de estas cifras (55 y 58 millones, respectivamente).

Sin embargo, quedan todavía algunos beneficios por cuantificar, que no han sido incluidos por falta de datos: pesca comercial de otras especies también importantes, el efecto multiplicador indirecto, etc. Un estudio en profundidad contaría con los recursos no solo para valorarlos, sino para tratar con mayor rigor algunos de los ya computados: beneficios sobre la salud de quienes consumen productos potencialmente contaminados y valor intrínseco del recurso. De esta manera, podríamos terminar por encontrarnos en una situación en la que los beneficios contabilizados permitieran justificar la inversión y, en su caso, elegir una de las alternativas adicionales; o bien en la que queda todavía un trecho por recorrer. En este segundo caso, adquiere toda su relevancia el *valor crítico* de los impactos ecológicos mencionados, pero no cuantificados. Conoceríamos el valor que tendrían que alcanzar estos impactos, en términos de un mayor bienestar social, para que la inversión quedara justificada. Cabe señalar, asimismo, la importancia de los supuestos realizados para anualizar los costes de capital de la inversión (ya que si consideramos únicamente los de operación y funcionamiento, el panorama cambia de forma sustancial); y los períodos de tiempo contemplados tanto en este proceso de anualización como para el horizonte de los beneficios (con el problema obvio de la tasa de descuento utilizada).

Por supuesto, contar con esta información no garantiza el acuerdo entre las distintas partes afectadas, pero es probable que permita ir reduciendo el campo de las discrepancias, despojándolo de aspectos no sustanciales, y centrándolo en aquello que realmente importa.

2.5 CONCLUSIONES

Constituye un lugar común en la literatura sobre la economía de recursos naturales el afirmar que la práctica *tradicional* del análisis coste-beneficio no puede llevar sino a conclusiones erróneas sobre la rentabilidad de proyectos de inversión que tienen alguna incidencia sobre los mismos, siendo por tanto inútiles o, en el peor de los casos, contraproducentes. Esta afirmación, sin embargo, tiene mucho o bien de tautológica o bien de incompleta:

Si por *tradicional* entendemos el análisis coste-beneficio *mal hecho*, es decir, el que no tiene en cuenta sino aquello que tiene un valor estrictamente financiero, ignorando por tanto las externalidades; que valora los costes y beneficios utilizando sin más los precios de mercado; que ignora el impacto que repercute sobre las generaciones futuras, o utiliza la tasa de interés de mercado para descontarlos... entonces estamos ante una pura tautología: la proposición es necesariamente verdadera, por lo que no ofrece ninguna información de interés. Nada impide, sin embargo, tratar de hacer las cosas bien, y en este sentido el *análisis coste-beneficio* puede proporcionar un marco de referencia muy adecuado para conseguir una información relevante en el proceso de toma de decisiones. Y ello por varios motivos:

-En primer lugar, porque obliga a una reflexión en profundidad sobre los efectos de cualquier medida, y no sólo en el ámbito estrictamente económico, de forma que sea correcta la identificación de costes y beneficios. En este proceso no sólo van quedando patentes los intereses en conflicto y los distintos grupos sociales afectados, sino que se van decantando con mayor precisión las opciones entre las que hay que elegir y el coste de hacerlo por una determinada. Puede decirse, pues, que fuerza a buscar una información relevante.

-En segundo lugar, es cierto que el proceso de valoración de los costes y beneficios ya identificados, sobre todo en lo relativo a las externalidades, se mueve en un terreno en el que impera la polémica: es natural que así sea en un campo en el que los juicios de valor subyacentes implícitos en cada criterio aparecen prácticamente en la superficie. Pero no deja de ser igualmente cierto que el análisis coste-beneficio permite, precisamente, ir despojando a la polémica de sus componentes más triviales, para centrar el desacuerdo en los más sustanciales: si un determinado aspecto de lo que va a ocurrir, o está ya ocurriendo, ha de ser computado como un coste social (o un beneficio); para quién y cómo ha de ser valorado. Es posible, en muchos casos, ir desbrozando los distintos argumentos en favor y en contra de una determinada opción hasta llegar a encontrar el *valor crítico* de un determinado impacto, o varios, y dejarla planteada en dichos términos. Y no cabe duda de que esto constituye una ayuda apreciable.

Alcanzar una solución óptima al problema de la gestión de los recursos naturales dista de ser una tarea sencilla: entre otras cosas, porque óptimo no quiere decir lo mismo para todo el mundo. El análisis coste-beneficio no es, en este contexto, sino una pieza de información adicional que puede ayudar en el proceso de toma de decisiones, porque permite situar en un marco operativo una dimensión esencial de la gestión de estos recursos: la de quienes resultan beneficiados, y por qué, y la de quienes resultan perjudicados, y por qué. En si mismo, el análisis coste-beneficio no puede, ni debería, resolver el problema planteado, pero no por ello deja de proporcionar una información de gran utilidad.

Referencias bibliográficas

- Adams, R. M.; Crocker, T. D., y Thanabibulchai, N. (1982). An Economic Assessment of Air Pollution Damages to Selected Annual Crops in Southern California. *Journal of Environmental Economics and Management*, 9, 46-62.
- Azqueta, D. (1985). *Teoría de los precios sociales*. Biblioteca Básica de la Administración Pública. INAP, Madrid, 1985.
- Desvousges, W. H., y Smith, V. K. (1983). *Benefit-Cost Assessment Handbook for Water Programs*, vol. I, Research Triangle Institute para la EPA, Washington DC, abril de 1983.
- EPA, (1985). A Methodological Approach to an Economic Analysis of the Beneficial Outcomes of Water Quality: Improvements from Sewage Treatment Plant Upgradation and Combined Sewer Overflow Controls. EPA, *Environmental Benefits Analysis Series*, 230-11-85-017, Washington.
- Fisher, A. C., y Krutilla, J. V. (1985). Economics of Nature Preservation, en Kneese, A. V. y Sweeney, J. L. (eds.), *Handbook of Natural Resources and Energy Economics*, vol. 1. Handbook in Economics, 6. North Holland.
- Freeman, A. M. (1985). Methods for Assessing the Benefits of Environmental Programs, en Kneese, A. V. y Sweeney, J. L. (eds.), *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, vol. 1. Handbook in Economics, 6. North Holland.
- García, P.; Dixon, B. L.; Mjelde, J. W., y Adams, R. M. (1986). Measuring the Benefits of Environmental Change Using a Duality Approach: The Case of Ozone and Illinois Cash Grain Farms. *Journal of Environmental Economics and Management*, 13, 69-80.
- Gerkin, S., y Stanley, L. R. (1986). An Economic Analysis of Air Pollution and Health: The Case of St. Louis. *Review of Economics and Statistics*, XVIII, 115-121.
- Hanley, N. (1988). Using contingent valuation to value environmental improvements. *Applied Economics*, 20, 541-549.
- Hanley, N. y Craig, S. (1991). Wilderness development decisions and the Krutilla-Fisher model: the case of Scotland's «flow country». *Ecological Economics*, 4, 165-164.
- Huang, C.-H. (1990). Economic valuation of underground water and man-induced land subsidence in aquaculture. *Applied Economics Journal*, 95, 49-72.
- Jones-Lee, M. W.; Hammerton, M., y Philips, P. R. (1985). The value of Safety : Results of a National Sample Survey. *The Economic Journal*, 95, 49-72.

- Marin, A., y Psacharopoulos, G. (1982). The Reward for Risk in the labor Market: Evidence from the United Kingdom and a Reconciliation with other Studies. *Journal of Political Economy*, 90, 827-853.
- McConnell, K.E. (1985). The Economics of Outdoor Recreation, en Kneese, A.V., y Sweeney, J.L. (eds.), *Handbook of natural Resource and Energy Economics*, vol.2. *Handbook in Economics*, North Holland.
- Mitchell, R.C., y Carson, R.T. (1989). Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. *Resources for the Future*, Washington D.C.
- Ostro, B.D. (1983). The Effects of Air Pollution on Work Loss and Morbidity. *Journal of Environmental Economics and management*, 10, 371-382.
- (1990). Transferring Air Pollution Health Effect Across European Borders: Issues of Measurement and Efficiency. Documento presentado en la Conferencia Europea de Environmental Economics and Natural Resources, Venecia, abril de 1990.
- Porter, R.C. (1982). The New Approach to Wilderness Preservation through Benefit-Cost analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, 9, 63-80.
- Starret, D. (1980). *Foundations of Public Economics*. Cambridge University Press.
- Ulph, A. (1982). THE Role of Ex Ante and Ex Post Decisions in the Valuation of Life . *Journal of Public Economics*, 18, 265-276.