

#### IV. PROBLEMAS DE VALORACIÓN Y CRITERIOS DE DECISIÓN

##### EL CONCEPTO DE "EFICIENCIA" Y EL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO<sup>1</sup>

MUCHOS economistas evaden definirse sobre cuestiones distributivas y, sin embargo, se consideran expertos en asesorar sobre decisiones de política económica, las cuales tienen prácticamente siempre efectos sobre la distribución del ingreso. ¿Cómo se supera esta contradicción? La teoría económica ha intentado separar dos aspectos de las decisiones de política económica: su impacto sobre la "eficiencia" y su impacto sobre la "distribución". Los economistas deberían aconsejar según el primer criterio y, en principio, permanecer neutrales —al menos como expertos en economía— respecto al segundo, que pertenece al ámbito de la política.

Un punto de partida básico de la teoría económica es el criterio de Pareto, según el cual una situación *A* es socialmente mejor que una situación *B*, si algún individuo prefiriere la situación *A* a la *B* sin que nadie prefiera la situación *B* a la *A*. Pasar de *B* a *A* sería una mejora paretoiana y sólo si hubiésemos agotado todos los cambios de este tipo podríamos hablar de una situación "óptima de Pareto" (obsérvese que normalmente hay muchísimas situaciones "óptimas" desde este punto de vista). Preferir *A* a *B* en dicho caso parece, desde luego, un criterio razonable. El problema es que con un criterio paretoiano estricto no iremos muy lejos: dado que las decisiones de política económica, en general, implican ganadores y perdedores, el economista se vería casi imposibilitado de opinar acerca de tales decisiones si quiere —como muchas veces se pretende— evitar

juicios de valor. Por ello se ha planteado un criterio menos estricto, el de mejora potencial de Pareto, mejor conocido como *criterio de compensación de Kaldor-Hicks*. Así, una decisión es eficiente si lo que se gana es mayor que lo que se pierde, de manera que los ganadores estén en una posición en la que, potencialmente, pueden compensar a los perdedores y estar aún algo mejor que antes: una propuesta es eficiente si la suma de beneficios es mayor que la de costes, sean quienes sean los ganadores y los perdedores. (Estos criterios de eficiencia con compensación potencial no consideran en principio los impactos sobre la distribución; sin embargo, formalmente se podría incorporar una dimensión distributiva, como cuando se propone dar pesos diferentes a los costes y beneficios que afectan a diversos grupos sociales, pero entonces nos alejaríamos de lo que es la supuesta ventaja del criterio: ofrecer conclusiones independientes de los juicios de valor del analista.)

Un ejemplo lo tenemos en el concepto "contaminación óptima", tan habitual en el análisis de la economía ambiental neoclásica: la contaminación es buena mientras los beneficios que proporciona —a las empresas contaminadoras y a los consumidores que han de pagar menos por el producto— son superiores a los costes para aquellos que sufren sus consecuencias. El economista puede argumentar que si a uno le preocupan los "perdedores", organice un sistema de compensaciones: lo que no es del todo convincente ya que el criterio de eficiencia de la compensación potencial se ha planteado, precisamente, para situaciones en las que la compensación no se produce, porque, de ser así, con el criterio de Pareto tendríamos bastante. Además, cuando la compensación efectiva pone en peligro —o parece ponerlo— el criterio de eficiencia, el economista aconseja ponerlo sólo en términos de eficiencia tendrá a tumbarlo a razonar sólo en términos de eficiencia tendrá a oponerse a la compensación. Así, incluso autores como Baumol y Oates, nada insensibles a los problemas distributivos, han argumentado que muchas veces sería ineficiente compensar a las víctimas de la contaminación:

si todos los vecinos de las fábricas recibiesen cantidades suficientes para compensarlos plenamente, no sólo por las molestias sino por el aumento en sus gastos de lavandería, daño a su salud, etc., obviamente nadie tendría ninguna motivación para vivir alejado de la fábrica.

<sup>1</sup> Algunos de los puntos de este y otros apartados sobre valoración de bienes ambientales, análisis coste-beneficio y descuento del futuro se han aprovechado del excelente análisis de John O'Neill, *Ecology, policy and politics*, Routledge, Londres, 1993.

De esta manera, demasiadas personas elegirían vivir en condiciones afectadas por el humo, porque, de hecho, se les habría ofrecido un incentivo económico para aceptar sus efectos negativos sin que nadie reciba beneficios por ello. La ineficiencia resultante sería clara.<sup>2</sup>

Es obvio que para sumar y restar beneficios y costes (aunque no necesariamente para comparar) todo se ha de reducir a una misma unidad: el dinero. Ello es claro cuando se plantea —como hemos visto— el modelo de la contaminación óptima, y lo es más cuando se habla de *análisis coste-beneficio* como técnica para la toma de decisiones.

La idea de dicha técnica es de lo más sencilla: cuando alguien ha de decidir entre uno o varios proyectos, sea un municipio o el Banco Mundial, se han de determinar, por un lado, los costes y, por el otro, los beneficios del proyecto. Se trata de sumar costes y beneficios (*actualizados*), y de comparar ambos, lo que nos permitirá saber si el proyecto implica o no una mejora, si el beneficio neto total es o no positivo.

Aunque la idea es sencilla, los problemas teóricos y prácticos que se plantean son enormes y, en nuestra opinión, insalvables sin una fuerte dosis de arbitrariedad. Algunos de los números que se necesitan parten de los datos de mercado y, por tanto, aparecen en unidades monetarias; por ejemplo, el coste de construcción de una represa o la pérdida de producción agrícola que implica pueden estimarse sin más problemas a partir de los valores de mercado. No hay que olvidar, sin embargo, que puesto que hablamos de una técnica que se utiliza con fines normativos (decidir si un proyecto es o no socialmente beneficioso o decidir entre proyectos alternativos), no es evidente que tengamos que dar por buenos unos precios de mercado que dependen de la distribución del ingreso, de que los mercados sean más o menos competitivos y que, además, no incorporen "externalidades". Puede pensarse, por ejemplo, que si existe desempleo, el coste social de emplear a un trabajador será inferior a su salario, lo que se incorporaría (y de hecho a veces se incorpora) al análisis coste-beneficio.

En cualquier caso el punto más problemático es valorar los bienes para los cuales no existe un mercado. Es el caso, por ejemplo, del tiempo y de la vida humana (variables típicas a las que se tiene que asignar un valor cuando se estudia, por ejemplo, un proyecto de carretera); y es el caso de los "bienes ambientales", como el aire limpio, la conservación de un determinado paisaje o la protección de una especie. Existen técnicas para monetizar el valor de dichos bienes, pero antes de ver en qué consisten y cuáles son sus fuertes limitaciones, nos referiremos a dos problemas fundamentales. Las decisiones de política ambiental se caracterizan frecuentemente porque, tomándose en el presente, tienen impacto futuro (en algunos casos, incluso, suponen efectos irreversibles) y también por el elevado grado de incertidumbre respecto a sus consecuencias. Los dos problemas están fuertemente ligados —la incertidumbre siempre es, obviamente, sobre el futuro, y es mayor cuanto más lejano—, pero los trataremos por separado.

#### EL CONCEPTO "DESCUENTO DEL FUTURO"

Descantar (o infravalorar) el futuro significa valorar menos los costes y beneficios futuros que los actuales. En el análisis coste-beneficio se adopta, casi universalmente, el criterio de descontar el futuro, de manera que si llamamos  $B_t$  y  $C_t$  a los beneficios y costes de un proyecto determinado en el período  $t$ , el valor neto actualizado del proyecto será:

$$B_0 - C_0 + \frac{B_1 - C_1}{1+r} + \frac{B_2 - C_2}{1+r^2} + \dots$$

$$\text{o, en tiempo continuo, } \int_0^{\infty} (B_t - C_t) e^{-rt} dt,$$

donde  $r$  es la tasa de descuento.

Cuando hablamos de proyectos públicos, la tasa de descuento puede elegirse socialmente y no ser, por fuerza, igual al tipo

<sup>2</sup> W. J. Baumol y W. E. Oates, *The Theory of Environmental Policy*, Prentice-Hall, Nueva Jersey, 1975, pp. 17-18 (*La teoría de la política económica del medio ambiente*, Antoni Bosch (ed.), Barcelona, 1982).

de interés de mercado. Aunque lo habitual es identificar ambas tasas, existe una abundante discusión sobre las razones por las que la tasa de descuento social debería ser diferente a la de mercado. Sin embargo, el acuerdo sobre la necesidad de aplicar una tasa de descuento positiva es aplastantemente mayoritario entre los economistas —aunque muy cuestionable desde la perspectiva de la economía ecológica.

Aplicar una tasa de descuento hace que beneficios y costes pierdan importancia a medida que son más lejanos. Por ejemplo, un coste valorable en 1 000 euros, y que se producirá de aquí a 10 años, equivale a un coste actual de 614 euros, si la tasa de descuento aplicada es del 5% anual; el mismo coste, de aquí a 50 años, se convertiría al actualizarlo en sólo 87 euros. El futuro lejano casi no influye en las decisiones actuales. Veamos también cómo la valoración del futuro es muy sensible a la tasa de descuento que decidamos aplicar: las 614 euros del ejemplo anterior se convertirían en sólo 386 si, en vez de aplicar una tasa de descuento de 5%, aplicásemos una de 10%. Mayor tasa de descuento implica mayor infravaloración del futuro, mayor preocupación por el corto plazo y menor por el largo plazo (véase el cuadro IV.1). Los “conservacionistas” han denunciado el sesgo de los economistas preocupados-mucho más por el corto que por el largo plazo. El que se “descuenta” el futuro les da la razón, aunque es necesario analizar más profundamente los argumentos de los economistas.

Para entender mejor lo que significa descontar el futuro, basta con ver lo que las empresas e individuos efectivamente hacen cuando realizan cálculos financieros. Imaginemos una empresa que estudia la conveniencia de una inversión que implica un desembolso de 1 000 000 de euros para obtener un ingreso seguro de 1 000 000 de euros al cabo de 20 años. A alguien le podría parecer que la empresa habría de ser indiferente (en ausencia de inflación) entre invertir o no, pero es evidente que la inversión es totalmente desaconsejable porque el dinero tiene un precio (el tipo de interés). Si la empresa se endeuda para financiar la inversión, al cabo de los años ha de devolver mucho más que la cantidad tomada en préstamo, y si le dedica el capital propio, éste tiene un “coste de oportunidad”, ya que se inmoviliza en un proyecto y se dejan de percibir ingresos de

CUADRO IV.1. Valor actual descontado de un coste o beneficio futuro de 1 000 unidades monetarias

Años que tarda en producirse el coste o el beneficio	Tasa de descuento		
	3%	5%	10%
10 años	744.1	613.9	385.5
50 años	228.1	87.2	8.5
100 años	52.0	7.6	0.1

otras alternativas de inversión (adquiriendo, por ejemplo, deuda pública o cualquier otro activo financiero).

Si el ingreso al cabo de 20 años es de 2 000 000 euros, ¿sería conveniente el proyecto? Depende del precio del dinero en los mercados monetarios. Si es, por ejemplo, del 5% el proyecto no será conveniente, lo que puede verse descontando los ingresos:

$$2\,000\,000/1.05^{20} = 753\,779, \text{ que es inferior}$$

a 1 000 000 de euros actuales.

Adviértase que la operación de descontar el futuro es la inversa de la de “capitalizar” el dinero actual:  $753\,779 \text{ euros se convertirían, al } 5\% \text{ de interés, en } 753\,779 \times 1.05^{20} = 2\,000\,000$ .

La justificación del descuento, desde el punto de vista de la rentabilidad financiera privada, es obvia: el dinero tiene un precio y no se puede tratar como un recurso gratuito.<sup>3</sup> Sin embargo, los argumentos para aplicar una tasa de descuento social en las decisiones públicas (sea para aprobar o decidir un proyecto de inversión o para la evaluación de una política ambiental) o en el cálculo de daños ambientales, sí son muy discutibles.

<sup>3</sup> Las cosas son más complicadas porque el concepto tipo de interés es mucho más claro en la teoría que en la práctica: los tipos de interés a los que se obtiene préstamos y los que se pagan por los depósitos no son los mismos; además, diferentes préstamos y depósitos tienen tipos diferentes. En cualquier caso, sin embargo, el dinero tiene un precio o coste de oportunidad.

LA IMPORTANCIA DE LA TASA DE DESCUENTO:  
EL EJEMPLO DE LOS CONTAMINANTES ACUMULATIVOS

Una de las aplicaciones que ya hemos visto, sin decirlo explícitamente, del análisis coste-beneficio, es el de la "contaminación óptima". La idea es que, para decidir cuánta contaminación se ha de aceptar, es necesario comparar los costes de contaminar con sus beneficios. Existe el problema de la valoración monetaria y también la cuestión de los efectos distributivos de la política. Si olvidamos esto, el criterio de eficiencia parece claro. Si, por ejemplo, la sociedad quiere menor contaminación acústica, ha de soportar los costes de reducción. Cada generación puede decidir el nivel de ruido que desea, teniendo en cuenta los costes de reducirlo. En el caso del ruido se trata de un impacto ambiental reversible: si hoy se admite un nivel  $x$  de ruido y mañana se quiere reducirlo, no hay en principio ningún problema.

Sin embargo, otros problemas ambientales tienen efectos a muy largo plazo e, incluso, irreversibles. Hay sustancias, como los metales pesados o los residuos radiactivos, para las cuales la naturaleza no tiene capacidad de asimilación—o cuya capacidad es insuficiente, dado el nivel de residuos—y se acumulan generando daños—o generándolos a partir de un determinado nivel de acumulación de la sustancia—que, en cada periodo, no dependen sólo del flujo de contaminación sino también del stock de sustancia acumulada. Pearce introdujo el término *externalidades dinámicas* para dichos casos, y concluyó: "el análisis coste-beneficio llega a ser un mecanismo para trasladar los costes de la contaminación en el tiempo hacia las generaciones futuras".<sup>4</sup>

Los impactos de los diferentes tipos de contaminación se mueven entre dos extremos. Uno es el caso, como el ruido, en que el daño provocado sólo se produce en el periodo en que se genera. El otro caso extremo es aquel en que el daño (o riesgo) ambien-

<sup>4</sup> D. W. Pearce, "Los límites del análisis coste-beneficio como guía para la política del medio ambiente", en F. Aguilera y V. Alcántara (eds.), *De la economía ambiental a la economía ecológica*, Icaria/Fuherm, 1994, p. 170 (edición original, 1976).

tal en cada periodo es sólo función del stock acumulado de contaminante con independencia total del momento en que se generó: en términos prácticos consideramos que éste es el caso de los residuos radiactivos de larga vida cuya decadencia es muy lenta. La mayor parte de casos son intermedios y los efectos se prolongan durante años o décadas (como, por ejemplo, el caso de los CFC), aunque con efectos decrecientes. El CO<sub>2</sub>, cuya concentración en la atmósfera ha estado aumentando, quizá se aproxime al nivel anterior en unos cientos de años, si las emisiones humanas se reducen considerablemente.

En términos formales, si definimos  $F_i$  como el flujo de contaminación en el periodo  $i$ , y los costes de la contaminación en el periodo como  $C_i$ , tendríamos que:  $C_1(F_1, F_{1-1}, F_{1-2}, F_{1-3}, \dots, F_1)$  donde 1 es el periodo en que se empieza a generar el contaminante analizado. Los casos extremos aludidos son los que se expresan como, por un lado,  $C_i(F_i)$ , y por el otro,  $C_i(S_i)$ , donde

$$S_i = \sum_{n=1}^{i-1} F_n$$

En el primer caso puede aplicarse el análisis convencional referido a un periodo. Aquí desarrollamos un ejemplo basado en el segundo caso extremo para destacar la importancia de la tasa de descuento.<sup>5</sup>

Supongamos que los daños de la contaminación que se producen en un periodo  $i$  se pueden medir monetariamente y expresar según la siguiente función:

$$C_i(S_i) = 10 S_i = 10 (S_{i-1} + F_i)$$

función según la cual el coste marginal

$$C_{\text{marg}}(S_i) = C_{\text{marg}}(F_i) = 10.$$

<sup>5</sup> Una posible formulación más general del problema sería que el contaminante se degrada (o deja de tener efectos negativos) a una tasa anual  $d$  de manera que el daño en el momento  $i$  es función de la variable  $S_i = F_{i-1} + (1-d)F_{i-2} + (1-d)^2 F_{i-3} + \dots + (1-d)^{i-1} F_1$ . Formulando en estos términos, los casos extremos a los que nos hemos referido son  $d = 1$  (contaminante-flujo) y  $d = 0$  (contaminante estrictamente acumulativo).

Supongamos, por otro lado, que los costes de control de la contaminación o beneficios derivados de contaminar responden a la siguiente expresión:

$$B_i(F_i) = 280 F_i - \frac{3 F_i^2}{2},$$

función según la cual el beneficio marginal de la contaminación es

$$B_{\text{marg}}(F_i) = 280 - 3 F_i.$$

Obsérvese que, por simplicidad, hemos supuesto que el daño de la contaminación aumenta al mismo ritmo que la contaminación (ello no afecta al argumento). Por lo que se refiere a los beneficios marginales de la contaminación, los suponemos decrecientes, lo que significa que los costes marginales de reducir la contaminación son mayores cuanto más pequeña es la emisión del contaminante.

El criterio habitual de optimalidad, aplicado incorrectamente periodo a periodo, como si el futuro no se viese influido por las decisiones presentes, llevaría al siguiente resultado:

$$280 - 3 F_1 = 10; F_1 = 90.$$

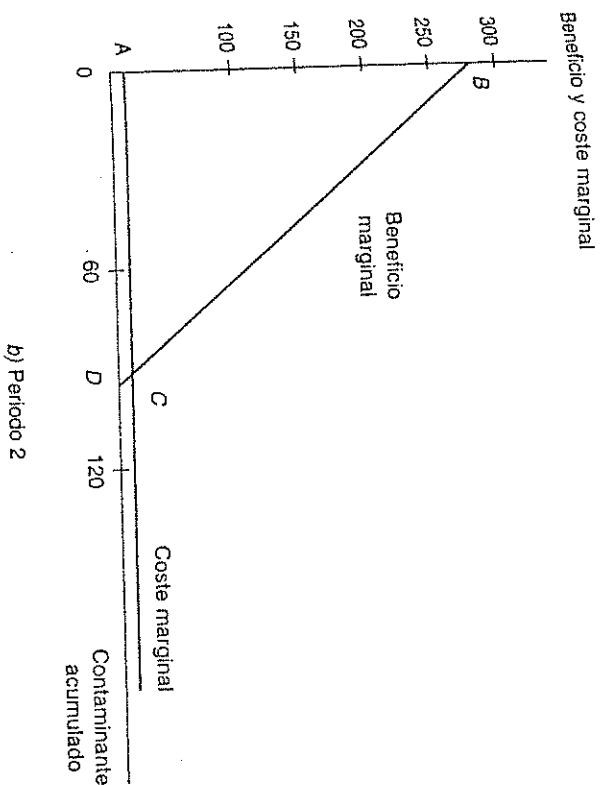
Desde la perspectiva miope de cada periodo, vale la pena aumentar la contaminación en 90 unidades.<sup>6</sup> El problema es que esta contaminación se acumula y representa un legado perjudicial para el futuro.

La gráfica IV.1 representa, para los dos primeros periodos, la "contaminación óptima" cuando se ignora el futuro. Fijémosnos que en el segundo periodo se parte del stock de contaminación generado por las decisiones del periodo anterior y lo único que cabe decidir es si se quieren asumir o no los costes *adicionales* de aumentar la contaminación, pero es imposible volver atrás y revisar las decisiones anteriores (los costes de las decisiones anteriores son costes "fijos").

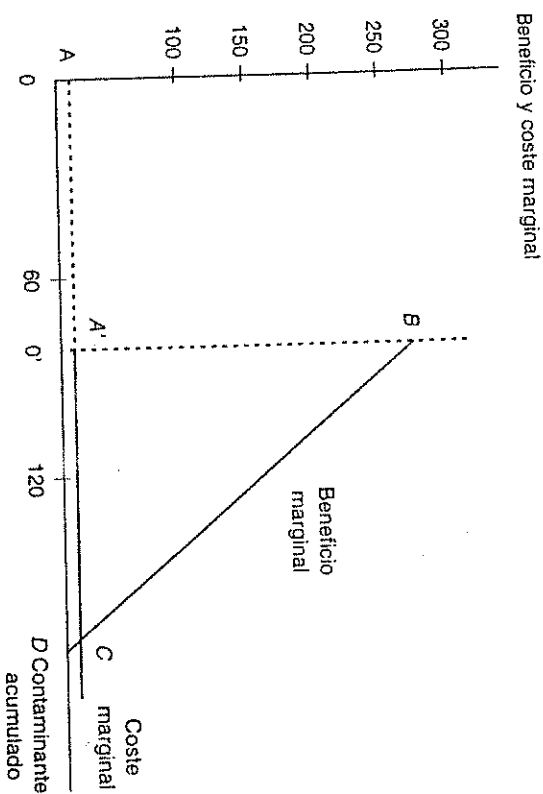
<sup>6</sup> Hemos supuesto que los costes marginales de la contaminación son constantes. Si, como es habitual, supusiésemos que son crecientes, entonces el flujo de contaminación se reduciría a lo largo del tiempo.

GRÁFICA IV.1. Efectos del daño ambiental acumulado

a) Periodo 1



b) Periodo 2



En el primer periodo los costes de la contaminación generada vienen dados por el área  $OACD$ , mientras que los beneficios de contaminar corresponden al área  $OBCD$ . En el segundo periodo se ha de distinguir entre los costes del stock de contaminante (el área  $OACD$ ) y los adicionales de haber aumentado la contaminación (el área  $O'ACD$ ). A medida que nos desplazamos en el tiempo, el área  $OACD$  se hará cada vez mayor y llegará un momento en que los beneficios obtenidos de la contaminación serán ya inferiores a los costes del stock de contaminante; aun en este caso puede pasar, como en el ejemplo, que se considere que vale la pena aumentar la contaminación porque el stock heredado de contaminación es un dato sobre el que no puede influirse.

El cuadro IV.2 expresa los resultados del ejemplo, cuando se decide sin tener en cuenta en absoluto el futuro. Costes y beneficios están siempre expresados desde el punto de vista de cada periodo. A partir del periodo 14 los costes *totales* que se padecen debido a la contaminación no se ven compensados por los beneficios que se perciben, de modo que la situación será, en principio, peor que si nunca se hubiese generado el contaminante analizado.

El resultado anterior apunta a que el análisis coste-beneficio implica una priorización de los intereses actuales respecto a los futuros. Aunque puede argumentarse, con razón, que los números anteriores no serán resultado del propio análisis coste-beneficio sino de un mal uso del análisis coste-beneficio, ya que en éste deberían incluirse todos los costes de las decisiones actuales y no sólo los del periodo actual.

Pero el problema es como valorar los costes futuros en comparación con los beneficios presentes. El enfoque convencional es, como hemos dicho, el de la "tasa de descuento". Aplicado al ejemplo, los costes futuros actualizados de la contaminación adicional  $F_t$  serán  $10 F_t / r$ , donde  $r$  es la tasa de descuento. El valor total de los costes será, pues:

$$\text{Costes actuales} + \text{Costes futuros} = 10F_1 + 10F_2/r = 10F_1(1 + 1/r)$$

de modo que la nueva igualdad marginal será:

$$280 - 3F_1 = 10(1 + 1/r); F_1 = 90 - 10/3r$$

CUADRO IV.2. Costes y beneficios que la contaminación provoca en cada periodo.  
Supuesto: criterio convencional de contaminación óptima sin considerar el futuro

Periodo	$F_i$	$S_i$	(1)	(2)	(3)	(1) - (2)	(1) - (3)
1	90	90	13 050	900	900	12 150	12 150
2	90	180	13 050	900	1 800	12 150	11 250
3	90	270	13 050	900	2 700	12 150	10 350
4	90	360	13 050	900	3 600	12 150	9 450
5	90	450	13 050	900	4 500	12 150	8 550
—	—	—	—	—	—	—	—
15	90	1 350	13 050	900	13 500	12 150	-450
—	—	—	—	—	—	—	—
100	90	9 000	13 050	900	90 000	12 150	-76 950

$F_i$ : Flujo contaminante.

$S_i$ : Stock contaminante.

(1) Beneficio por contaminar.

(2) Coste adicional de la contaminación generada en el periodo.

(3) Coste total del stock de contaminante para el periodo.

El resultado "óptimo" dependiente de la tasa de descuento será:

$r$	$F_i$
0.1	56.7
0.07	42.4
0.05	23.3
0.04	6.7
0.03	0.0

Los costes futuros sí cuentan, pero se valoran menos cuanto más lejos se producen en el tiempo y cuanto mayor sea el tipo de descuento. Una tasa de descuento nula llevaría a la recomendación taxativa de no generar ningún contaminante acumulativo. En términos más generales, la recomendación sería no provocar ningún impacto negativo irreversible (como son ejemplos claros la destrucción de un paisaje único o la pérdida de biodiversidad), una recomendación que, desde luego, no apoyaría el análisis coste-beneficio tradicional —que "descuenta" el futuro— y que ciertamente lleva a conclusiones radicales. En el ejemplo, basta considerar una tasa de descuento de 3% para que la generación del contaminante no se considere justificada.

Si la tasa de descuento es suficientemente grande para que la decisión sea de flujo positivo de contaminación, entonces a partir de determinado periodo los costes *totales* de la contaminación serán superiores a los beneficios que proporciona. Si la tasa de descuento es, por ejemplo, de 5%, tendremos los resultados del cuadro IV.3.

¿Cómo justificar la infravaloración de los daños futuros? Los apartados siguientes revisan los argumentos planteados.

<sup>7</sup> Si los costes marginales de la contaminación fuesen variables (véase nota anterior), el flujo de contaminación sería, en general, también variable a lo largo del tiempo  $Y$ , para calcularlo, se tendría que resolver un problema más complejo de programación dinámica.

CUADRO IV.3. Costes y beneficios que la contaminación provoca en cada periodo.  
Supuesto: criterio convencional de contaminación óptima aplicando una tasa de descuento de 5%

Periodo	$F_i$	$S_i$	(1)	(2)	(3)	(1) - (2)	(1) - (3)
1	23.3	23.3	5 716	233	233	5 483	5 483
2	23.3	46.7	5 716	233	467	5 483	5 249
3	23.3	70.0	5 716	233	700	5 483	5 016
4	23.3	93.3	5 716	233	933	5 483	4 783
5	23.3	116.7	5 716	233	1 167	5 483	4 549
—	—	—	—	—	—	—	—
15	23.3	350.0	5 716	233	3 500	5 483	2 216
—	—	—	—	—	—	—	—
100	23.3	2 333.3	5 716	233	23 333	5 483	-17 617

$F_i$ : Flujo contaminante.

$S_i$ : Stock contaminante.

(1) Beneficio por contaminar.

(2) Coste adicional de la contaminación generada en el periodo.

(3) Coste total del stock de contaminante para el periodo.

ARGUMENTOS EN DEFENSA DE UNA TASA SOCIAL  
DE DESCUENTO Y CRÍTICAS

Los economistas han utilizado diversos argumentos para justificar el descuento del futuro, práctica que parece discriminar —y de hecho lo hace— a las generaciones futuras. Los tres argumentos principales han sido los siguientes: las preferencias temporales puras, la creciente riqueza y la productividad del capital. Los dos primeros representan, según los términos de algunos autores, el enfoque "prescriptivo" del problema: se parte de una función de utilidad social que agrega las utilidades a lo largo del tiempo y se discute cómo maximizarla.<sup>8</sup> El tercero es calificado por estos autores de "descriptivo", ya que parte, sobre todo, de un dato de mercado: el coste de financiar proyectos de inversión. Pero veamos cada uno.

El primer argumento, el de la *preferencia temporal pura*, apela a las preferencias de los individuos. Los individuos prefieren, se dice, los consumos ahora y no tanto en el futuro: son impacientes. La agregación de preferencias en el análisis coste-beneficio debe reflejar esa preferencia temporal. Este argumento se enfrenta a dos tipos de objeciones. La primera tiene que ver con la propia afirmación sobre la racionalidad de las preferencias temporales individuales; la segunda, más definitiva, tiene que ver con el paso de las preferencias personales a las interpersonales.

Se afirma que los consumidores prefieren el presente al futuro, aplicando el siguiente argumento. Supongamos que el tipo de interés al que pueden endeudarse o colocar sus ahorros es positivo e igual a 5%. Entonces, gastar hoy un euro equivale a renunciar a un gasto de 1.05 euros en el futuro: es el coste de oportunidad del consumo actual en términos de consumo futuro. Si hacemos las típicas abstracciones y simplificaciones de los modelos microeconómicos, y consideramos que no hay restricciones para endeudarse a cuenta de ingresos futuros y que

al tipo de interés activo y pasivo es el mismo, la afirmación es incontestable, aunque es más discutible que las decisiones de los consumidores sobre el ahorro sean tan planificadas y sensibles al tipo de interés como en general se supone.<sup>9</sup> En cualquier caso el argumento sólo funciona para los consumos "marginales" y no tiene demasiado sentido apelar a una ley psicológica según la cual los individuos prefieren siempre el presente al futuro, como resulta evidente si uno traduce el razonamiento abstracto a consumos concretos. ¿Cómo se comportaría un individuo indiferente entre consumir hoy o consumir en el futuro? Si el tipo de interés fuese nulo, ¿sería indiferente entre consumir hoy 300 kg de carne o consumirlos de aquí a 20 años o repartir el consumo a lo largo de su vida?

Los individuos tienen distintas actitudes frente al ahorro y, aunque los tipos de interés afectan algo sus decisiones respecto a este punto, el comportamiento mayoritario consiste más bien en intentar mantener, o incluso mejorar, el nivel de consumo. Cuando uno es poco precavido, y luego lo pasa mal, es probable que se arrepienta en el futuro, por lo que sus decisiones reflejarían una racionalidad limitada, incapaz de dar el peso adecuado al futuro. Además, muchas veces se acumula dinero más allá de las necesidades futuras de consumo, y no sólo por precaución, sino también para dejar una herencia a los/as hijos/as —con la idea de que los hijos vivan mejor que los padres, mostrando así una "preferencia por el futuro"— o incluso siguiendo un impulso "irracional" por acumular dinero. Visto así, la búsqueda de un consumo sostenible (cuando no creciente) de uno mismo y de sus hijos/as quizá definiría mejor las aspiraciones de la mayoría de individuos que la afirmación general de que el presente importa más que el futuro.

La objeción más importante es, sin embargo, otra. Si un individuo tiene una preferencia temporal por el consumo actual de bienes sobre el consumo futuro, esa preferencia afecta a su propia satisfacción futura, y aunque cada uno es libre para de-

<sup>8</sup> K. J. Arrow, W. R. Cline, K. J. Maler, M. Munashinghe y J. E. Stiglitz, "Intertemporal Equity and Discounting" en M. Munashinghe (ed.), *Global Climate Change: Economic and Policy Issues*, World Bank Environment Paper, núm. 12, Washington, 1995.

<sup>9</sup> Observamos algunas personas endeudarse con tarjetas de crédito al 15-25% e invertir simultáneamente con tasas de rentabilidad después de impuestos en el rango del 1-3%. ¿Cuál de estas tasas refleja las tasas individuales de preferencia temporal? (R. C. Lind, 1995, citado en C. Azar, "Are Optimal CO<sub>2</sub> Emissions Really Optimal?", *Environmental and Resource Economics*, vol. 11, 1998, p. 307).



cidir lo que le afecta a él mismo, cuando consideramos una tasa social de descuento, el caso es distinto. Así pues, la cuestión no es nuestra satisfacción futura sino la de otros. Es distinto decir que estoy dispuesto a pagar ahora solamente 8.72 euros por un árbol que recibiré dentro de cincuenta años (y por el cual estaría dispuesto a pagar 100 euros si se me entrega ahora), que decir que el valor que ese árbol tendrá para una persona que viva dentro de cincuenta años será sólo de 8.72% del que ahora tiene para mí. Pero eso es lo que ocurre con las tasas de descuento. Admitamos, incluso, que hay unanimidad dentro de la generación actual respecto a la preferencia temporal: sin embargo, los bienes y daños sobre los cuales se tomarán decisiones van a satisfacer o a perjudicar las preferencias de una población diferente. El análisis coste-beneficio no agrega, entonces, las preferencias de todos los afectados por dicha decisión. No hay manera de defender ese paso de las preferencias intrapersonales a las preferencias interpersonales. En este sentido, Azar y Sterner establecen una comparación reveladora.<sup>10</sup> Los individuos muestran generalmente mayor interés por lo que pasa cerca de ellos que por lo que pasa más lejos: les preocupa más, por ejemplo, un desastre que ocurre a 100 km que otro similar que ocurra a miles de kilómetros. Podríamos decir que "descuentan según la distancia". Si, cuando se decide sobre un problema que afecta a toda la humanidad, se tiene sólo en cuenta la opinión de una parte de la población que "descuenta" (aunque le importa) lo que pasa lejos, la discriminación resulta clara. Pero esto es lo que puede pasar en la relación entre generaciones, si se acepta que es éticamente correcto pensar en problemas de consecuencias de largo plazo en términos de descuento del futuro.

Kula, que acepta la idea de la preferencia subjetiva por el presente, ha argumentado que cuando se trata de proyectos que afectan no sólo a la generación actual sino también a personas aún no nacidas, se debería aplicar una "tasa de descuento modificada". Veamos un ejemplo.<sup>11</sup>

<sup>10</sup> C. Azar y T. Sterner, "Discounting and distributional considerations in the context of global warming", *Ecological Economics*, núm. 19, 1996, pp. 169-184.  
<sup>11</sup> Adaptado de E. Kula, *Economics of Natural Resources and the Environment*, Chapman and Hall, Londres, 1992, capítulo 7.

Sea una sociedad en la que viven sólo tres individuos que mueren al cabo de tres periodos de vida y que tienen edades diferentes, de modo que tenemos "generaciones superpuestas". (Obviamente los números se han escogido por simplicidad, no con realismo, y tienen como único objetivo que se capte el razonamiento.) En el primer periodo convivirían las personas A, B y C; en el segundo periodo, fallecida la persona A, convivirían B, C y D; y así sucesivamente.

	Periodo				
	1	2	3	4	5
A					
B		B			
C		C	C	D	E
D		D	E	E	F
E				F	G

Se trata de valorar un proyecto público cuyo coste durante el primer periodo es de 990 unidades monetarias y que da beneficios de 300 en cada uno de los cuatro periodos siguientes (suponemos que costes y beneficios se producen siempre al final del periodo). Prescindimos de la importante cuestión de la distribución intrageneracional y suponemos que costes y beneficios se reparten por igual entre todos los que viven en el momento. Aceptemos que la tasa de descuento que corresponde a la preferencia temporal individual por el presente es de 10% por periodo.

El descuento ordinario daría lugar a un valor neto actualizado de:

$$-990/1.1 + 300/1.1^2 + 300/1.1^3 + 300/1.1^4 + 300/1.1^5 = -35.5.$$

El descuento "modificado" sumaría los costes y beneficios actualizados de cada individuo tratándolos igualmente por:

$$\begin{aligned}
 A: & -330/1.1 = -300 \\
 B: & -330/1.1 + 100/1.1^2 = -217.4 \\
 C: & -330/1.1 + 100/1.1^2 + 100/1.1^3 = -142.2 \\
 D: & 100/1.1 + 100/1.1^2 + 100/1.1^3 = 248.6 \\
 E: & 100/1.1 + 100/1.1^2 + 100/1.1^3 = 248.6 \\
 F: & 100/1.1^2 + 100/1.1^3 = 173.5 \\
 G: & 100/1.1 = 90.9
 \end{aligned}$$

con lo que el valor neto total actualizado sería positivo e igual a 102.

Teniendo en cuenta la esperanza de vida media de la población, Kula elaboró cuadros de descuento "modificado" para Gran Bretaña; si consideramos una tasa anual de descuento de 5%, por ejemplo, el factor de descuento a aplicar a los beneficios o costes de aquí a 50 periodos sería, con el método ordinario, de 0.0872, mientras que con el método modificado sería de 0.2776.

Descontar la "utilidad" futura con base en argumentos de preferencia individual temporal es, por tanto, cuestionable, sobre todo si las decisiones actuales afectan a las generaciones futuras. Esta era de hecho la posición de Frank Ramsey cuando, en 1928, escribía "no descontamos los disfrutes que se producen más tarde en comparación con los que se dan antes, una práctica que es éticamente indefendible y que procede meramente de la debilidad de la imaginación";<sup>12</sup> o la de Harrod, que en 1948 escribía que el descuento "es una expresión educada para indicar rapacidad y la conquista de la razón por la pasión";<sup>13</sup> y también la de Solow, al escribir que "en la toma social de decisiones no hay razón para tratar a las generaciones de forma desigual, y el horizonte de tiempo es, o debería ser, muy amplio. Reunidos en cónclave solemne, por decirlo así, debemos actuar como si la tasa de preferencia temporal social fuese igual a cero".<sup>14</sup> Sin

<sup>12</sup> F. Ramsey, "A mathematical theory of saving", *Economic Journal*, vol. XXXVIII, núm. 152, 1928, p. 543.

<sup>13</sup> Citado en R. Perman, Y. Ma y J. M. McGilvray, *Resource and Environmental Economics*, Longman, Londres y Nueva York, 1996, p. 42.

<sup>14</sup> R. M. Solow, "La economía de los recursos o los recursos de la economía" en Federico Aguilera Klink y Vicent Alcántara (eds.), *De la economía ambiental a la economía ecológica*, Colección Economía Crítica, Icaria/Fuhem, Barcelona, 1994, p. 150.

embargo, para estos autores existía otra razón para descontar costes y beneficios futuros: el argumento de *la creciente riqueza* debida a la inversión actual. Si suponemos que la riqueza aumenta con el tiempo, la utilidad marginal (es decir, la satisfacción adicional) de los beneficios futuros será menor que la de los beneficios actuales. De ahí que se dé un menor peso a los beneficios futuros, de la misma manera que los beneficios para quienes ya son ricos podrían valorarse menos que los beneficios a los pobres (aunque muchos economistas serían reacios a este tipo de comparaciones interpersonales e intrageneracionales que pueden servir para defender el igualitarismo).

Sin embargo, desde la economía ecológica ponemos en duda el supuesto habitual de la teoría económica del crecimiento de que la inversión actual lleva a que las generaciones futuras serán más ricas. Esto no está justificado. Puede ser que su creciente riqueza esté mal medida al basarse en la destrucción de recursos y servicios ambientales. Según la economía ecológica, la riqueza media de las generaciones futuras tal vez será inferior a la de la generación actual, dado el agotamiento de recursos naturales, los cambios climáticos globales y los límites a la sustituibilidad de materiales; hemos de ser escépticos sobre la extrapolación hacia el futuro de un "crecimiento económico" que se ha dado en la historia reciente, pero que no ha sido interrumpido ni se ha dado en todas las áreas del mundo (algunas cada vez más empobrecidas dada la creciente desigualdad mundial). El "principio de precaución", al que luego nos referiremos, exige tener presente la posibilidad de que las generaciones futuras no serán más ricas sino más pobres. Además, lo importante no es la disponibilidad de dinero per cápita sino el bienestar. Hay ciertamente algo paradójico al aplicar una tasa de descuento. El descuento del futuro menoscaba su propia justificación, pues si el futuro se descuenta, hay que preferir el consumo actual al consumo futuro; pero si los recursos y servicios ambientales se agotan, se pone en peligro el propio nivel de vida futuro, cuyo supuesto aumento constituiría la justificación (por la utilidad marginal decreciente) de la tasa de descuento.

El argumento convencional es el siguiente. Supongamos que el consumo per cápita aumenta 3% y que la "felicidad" (utili-

dad) marginal o aumento de utilidad asociado con el aumento del consumo disminuye con una elasticidad igual a 1 (en valor absoluto),<sup>15</sup> lo que quiere decir que si el consumo aumenta 1%, la utilidad marginal disminuye un 1%; en consecuencia, la utilidad marginal futura daría, con los números anteriores, una utilidad marginal inferior en 3% a la de la unidad monetaria actual. Por tanto, 1 euro de hoy gastado en consumo equivale (si no hay inflación) aproximadamente a 1.03 euros de mañana. Pero si uno desconfía del crecimiento exponencial, esta justificación del descuento ya no es pertinente. Veamos las consecuencias, para el descuento del futuro, de cambiar el supuesto del crecimiento exponencial por uno de crecimiento logístico.<sup>16</sup> Según el primero, la economía mundial crece de manera indefinida a una tasa de 3% anual y, según el segundo —en la línea del informe Brundtland—,<sup>17</sup> el crecimiento inicial es de 3% y disminuye de forma logística hasta que el ingreso mundial anual alcanza la formidable cifra de 10 veces el nivel actual. Las consecuencias para el descuento del futuro lejano son, incluso manteniendo tal optimismo, visibles aunque no espectaculares: mientras que el primer supuesto llevaría a actualizar los costes y beneficios previstos para de aquí a 100 años multiplicando por un factor de 0.052, el segundo llevaría a multiplicar por 0.147; en otras palabras, en un caso, a los costes y beneficios que se tienen de aquí a 100 años se les da sólo el 5% de importancia en comparación con los actuales y, en el otro, se les da casi 15% (los números corresponden a un caso en que la elasticidad de la utilidad marginal es unitaria y en el que no existe ninguna preferencia temporal "pura" por el presente).

Planteados conjuntamente, los dos argumentos anteriores dan lugar a una tasa de descuento igual a

$$p + eg,$$

<sup>15</sup> La elasticidad de la utilidad marginal de  $-1$  corresponde a la función de utilidad  $U(c) = \ln c$ . Un caso más general de utilidad marginal decreciente y elasticidad constante es  $U(c) = c^{1-e}$  donde se supone  $0 < e < 1$ , cuya elasticidad en valor absoluto es igual a  $e$ . En el caso general, la elasticidad es variable.

<sup>16</sup> T. Sierner, "Discounting in a World of Limited Growth", *Environmental and Resource Economics*, vol. 4, 1994.

<sup>17</sup> G. H. Brundtland, *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford (Nuestro futuro común, Alianza, Madrid, 1988).

donde  $p$  es la tasa de preferencia temporal pura (para algunos donde  $p$  es la elasticidad (en valor absoluto) de la utilidad marginal respecto al nivel de consumo, y  $g$  el crecimiento del consumo per cápita.<sup>18</sup>

Queda el argumento del coste social de oportunidad de los fondos de inversión o de la productividad del capital, según el cual los beneficios futuros de un proyecto o política deben compararse con los beneficios futuros potenciales que se obtendrían si esos recursos se hubieran invertido al tipo de interés actual. Es decir, los beneficios y costes futuros deben ser descontados según el tipo de interés. A diferencia de las justificaciones de una tasa social de descuento como las consideradas hasta ahora, la que apela a los costes sociales de oportunidad no debe entenderse como una infravaloración de los bienes o daños de las generaciones futuras (sea porque consideramos menos su bienestar o porque las suponemos más ricas). Supongamos cualquier proyecto: el capital invertido en él podría haberse destinado a otra inversión, donde rendiría el tipo de interés actual. Si el rendimiento del proyecto en el año  $t$  es menor que el que obtendríamos a la tasa de interés actual, entonces ese proyecto no da el mejor resultado para las generaciones futuras. Así, por ejemplo, si el proyecto consiste en plantar árboles, y suponemos que los árboles valdrán  $x$  euros en el año  $t$ , mientras que el rendimiento de la misma inversión colocada a interés compuesto sería mayor que  $x$ , entonces esa inversión en dinero compensa la renuncia al proyecto y la no disponibilidad de los árboles potenciales en el futuro. Igualmente descontamos los daños futuros ambientales de, por ejemplo, la acumulación de residuos tóxicos: la idea es que si un proyecto que hoy da beneficios de 1 000 a cambio de unos costes de 2 500 de aquí a 20 años, y el rendimiento del capital es de 5% anual, entonces el proyecto vale la pena porque el beneficio de 1 000 podría invertirse a un tipo de interés de 5%, lo que daría lugar a un ingreso futuro de más de 2 500, y así podría compensarse a los perjudicados. El argumento, en principio razonable y correcto en contextos muy específicos, tiene dos problemas.

<sup>18</sup> La demostración de la igualdad puede verse en R. Perman, Y. Ma y J. M. McGilvray, *Resource and Environmental Economics*, Longman, Londres y Nueva York, 1996, capítulo 2, apéndice 2.

El primero es que se plantea en el terreno de la *compensación potencial*. Si los beneficios actuales se destinan al consumo, los perjudicados en el futuro no se ven compensados, como tampoco se verán si la inversión no revierte en mejoras para las personas concretas que resultarán perjudicadas. Usar el tipo de interés como tasa de descuento para comparar proyectos es un argumento que supone, además, que todos los bienes son conmensurables, que sea cual sea la pérdida de cualquier bien, los perdedores estarán siempre dispuestos a aceptar un cierto nivel de compensación, y eso no es cierto en un momento dado, y resulta aún menos cierto intertemporalmente. Ese argumento de la compensación depende de la existencia de bienes alternativos que uno pueda adquirir para sustituir a los perdidos. El dinero en sí mismo no sirve. Dada la pérdida actual de recursos ambientales básicos, como el suelo agrícola, el aire limpio, el agua limpia, una atmósfera que filtre los rayos dañinos, etc., no se ve claro cuáles serán los bienes sustitutivos. Es una tentación señalar que habrá una suma nominal disponible para compensación sin decir si realmente habrá bienes sustitutivos.

El segundo problema es que los tipos de interés se consideran como algo dado, como si los bancos fueran unas instituciones que generan dinero por sí solas, independientemente de lo que ocurra en la economía. Pareciera como si, mediante el tipo de interés, pudiéramos generar dinero para compensar a las generaciones futuras de sus pérdidas. Pero los tipos de interés no son eso, sino que miden el coste de tomar préstamos en la economía en un momento dado. Cada inversor que toma un crédito espera conseguir un rendimiento mayor que el tipo de interés. En otras palabras, al usar el tipo de interés como medida de descuento del futuro, comparamos el rendimiento del proyecto en consideración con el posible rendimiento de otros proyectos que compiten por la inversión de capital. Ahora bien, los rendimientos de la inversión de capital en proyectos alternativos pueden nacer de un verdadero crecimiento sostenible de la economía o de la destrucción de recursos y servicios ambientales. Ahora consumimos energía y materiales no renovables al hacer inversiones. Al considerar los efectos de distintos proyectos sobre generaciones futuras, lo relevante no son las tasas de ganancia sino sus repercusiones ambientales y las con-

secuencias directas de esos proyectos para el bienestar de esas generaciones. Podría ser que cortar un bosque primario y vender la madera diera más ganancia por unidad de inversión que emplear el mismo capital en reponer árboles en un bosque secundario, o en inventariar la biodiversidad del bosque primario. Así, en el mercado podría ser racional pedir un crédito a cierto tipo de interés para el primer proyecto, y no pedirlo para el segundo o tercero. Sin embargo, respecto a la sustentabilidad de la economía para las generaciones futuras, el segundo o tercer proyecto seguramente serían preferibles. Los tipos de interés no miden adecuadamente la "productividad real" de las inversiones: si en una economía agrícola tradicional el consumo se restringe para aumentar el grano plantado, entonces aumenta la producción futura, pero cuando la inversión consiste, como es a menudo el caso, no en un incremento genuino de capacidad productiva sino en una mezcla de producción y destrucción, entonces la justificación del descuento basada en la productividad del capital es dudosa, por mucho que las inversiones sólo se realicen si los que las deciden esperan que para ellos sean rentables desde el punto de vista monetario.

Una planificación racional del futuro no puede basarse en la aplicación de tasas de descuento que gobiernen todas las actividades, proyectos y recursos. Hacen falta comparaciones más concretas. Hasta cierto punto, ya es así en la práctica y, por ejemplo, se suele aplicar una tasa de descuento particularmente baja a los proyectos forestales. Esos ajustes *ad hoc* no son irracionales; son, al contrario, una variante racional dentro de un procedimiento irracional. La mejor alternativa, desde el punto de vista ambiental, tampoco es una disminución generalizada de las tasas de interés de mercado. Tal disminución no necesariamente reduciría los problemas ambientales: desde el punto de vista macroeconómico, y a corto plazo, una menor tasa de interés estimulará, dada una tasa media de beneficio determinada, la actividad económica y con ello la demanda de recursos naturales y la generación de residuos, de manera que haría falta un segundo filtro explícitamente ambiental para las inversiones. Desde el punto de vista microeconómico, la evaluación coste-beneficio a bajos tipos de descuento dará más importancia a los efectos a muy largo plazo, pero también lo hará res-

pecto a los resultados de aquí a unos años en comparación a los costes actuales de inversión, con lo que a veces podría resultar que "pasasen" el *test* de rentabilidad proyectos con impactos ambientales futuros negativos que, a lo mejor, no lo hubiesen pasado con tasas de descuento mayores.<sup>19</sup>

#### EL CRITERIO DE KRUTILLA

Curiosamente los bienes ambientales cuya valoración ha dado lugar a más discusión son los que no tienen un valor vital sino recreativo, lo que se ha llamado en los Estados Unidos *amenities* (que algunos traducen bárbaramente por "amenidades"). Dependiendo de los textos que se lean, pareciera que la economía ambiental tuviera por objeto, principalmente, el estudio del valor de las *amenities*. Eso revela una relegación del valor de la naturaleza como base de la vida. El medio ambiente no es visto como suministrador de recursos y servicios naturales insustituibles, condición para la producción y para la vida misma, sino como fuente de valores recreativos. En este contexto ideológico se sitúa la interesante contribución de John Krutilla, en los años sesenta y setenta, a la valoración de bellos paisajes amenazados por proyectos hidroeléctricos. Su contribución —y por ello la planteamos en este momento— tiene que ver con si los "servicios" futuros de tales paisajes deben o no descontarse, pues para Krutilla dichos servicios serían cada vez *relativamente* más valiosos.

Krutilla modificó el análisis coste-beneficio para dar más peso al valor recreativo de la naturaleza. En un famoso caso, sobre el Hells Canyon en el oeste de los Estados Unidos, Krutilla dio un informe favorable a los conservacionistas con el siguiente argumento: la producción de electricidad sería relativamente cada vez más barata, mientras que el valor recreativo de una belleza natural como Hells Canyon aumentaría con el tiempo. Barnett

<sup>19</sup> El resultado del análisis coste-beneficio de un proyecto no tiene por qué ser monótono respecto al tipo de descuento. Un proyecto puede no ser rentable a elevadas tasas de descuento, ser rentable a tipos de descuento más pequeños y resultar de nuevo no rentable a tipos de descuento aún menores como veremos en un ejemplo en la siguiente sección.

y Morse habían mostrado en su estudio de 1963<sup>20</sup> que los precios de los recursos naturales extraídos no aumentaban en relación con los precios de los productos manufacturados industrialmente, más bien al contrario, y debíamos tener en cuenta que la elasticidad de centrales térmicas era una industria basada en la extracción. Además, las posibilidades de sustituir fuentes de energía primaria para fabricar electricidad eran muy grandes, se presentaba (antes de Three Mile Island en 1979 y de Chernobyl en 1986) la nueva posibilidad de la energía nuclear, fuente barata de electricidad, además del petróleo, el gas, etc. A la gente le daba lo mismo (según Krutilla) que la electricidad viniera del carbón, o de las caídas de agua, o de los materiales radiactivos; le preocupaba únicamente disponer del producto final. Por tanto, cualquier mejora o sustitución técnica podía pasarse inmediatamente a los consumidores en la forma de un precio más bajo. Por el contrario, no había ningún cambio tecnológico posible respecto a la satisfacción directa que Hells Canyon proporcionaba a sus visitantes. Y, además, al aumentar los ingresos, la demanda de las bellezas de la naturaleza aumentaría, en comparación con bienes más materiales. Krutilla fue, así, un temprano ideólogo del ambiente como bien de lujo y de la tesis del ecologismo como "posmaterialismo" (que Inglehart iba a proponer algo más tarde). Textualmente Krutilla escribió:

...mientras podemos esperar que la producción de bienes y servicios aumente sin interrupción, el nivel de vida no por eso aumentará necesariamente. Más específicamente, Barnett y Morse concluyeron que la calidad del ambiente físico —el paisaje y la calidad del aire y del agua— se estaba deteriorando. Estas conclusiones indican que, por un lado, la preocupación tradicional de la economía de la conservación, esto es, la administración de los *stocks* de recursos naturales para el uso de las generaciones futuras, puede haber pasado de moda por los avances en la tecnología. Por otro lado, ahora la cuestión central parece ser la de hacer disponibles los valores recreativos actuales y futuros que nacen de los ambientes naturales aún no estropeados y que el mercado no proporciona.<sup>21</sup>

<sup>20</sup> H. J. Barnett, y C. Morse, *Scarcity and Growth, Resources for the Future*, Baltimore, 1963.

<sup>21</sup> John V. Krutilla, "Conservation Reconsidered", *American Economic Review*, vol. LVII, núm. 4, 1967, p. 778.

Había, pues, una asimetría en el progreso tecnológico porque la tecnología no podía avanzar hasta el punto en que las grandes maravillas geomorfológicas fueran copiadas (o las especies desaparecidas fueran resucitadas), de manera que su desaparición debía considerarse como una pérdida irreversible; en cambio, la oferta de bienes fabricados y de servicios comerciales podía aumentar indefinidamente por los progresos científicos y tecnológicos. De ahí el criterio de Krutilla, según el cual en el cálculo coste-beneficio, la corriente de beneficios ( $Kv(t)$ ) y los costes de oportunidad (pérdida de valores recreativos) no podían considerarse de la misma manera.

El argumento lo ejemplificamos de la siguiente forma. Si el valor recreativo de un espacio natural se estima hoy en  $P$  y se produce una pérdida irreversible, la creciente importancia dada a dicho tipo de valor se expresaría formalmente como un aumento de  $P$  a lo largo del tiempo según una fórmula del tipo  $P_t = P e^{ct}$ . Aun aceptando una tasa de descuento positiva  $r$  para la valoración de proyectos, eso conduciría a la conclusión de que el valor  $P$  debe descontarse a una tasa inferior o, incluso, que no debe descontarse en absoluto. Veámoslo.

Si la tasa es  $r$ , el coste actualizado de destruir el paisaje de manera irreversible si los "servicios recreativos" no tuviesen un valor relativo creciente (es decir, si  $c = 0$ ) sería:

$$\int_0^{\infty} P e^{-rt} dt = P / r.$$

Si  $c > 0$  podrían ocurrir dos cosas: *a*) que  $c$  sea superior o igual a  $r$ , en cuyo caso el valor actualizado sería infinito, de forma que el proyecto sería rechazado con seguridad; *b*) que  $c$  sea menor que  $r$ , en cuyo caso el valor actualizado sería  $P/(r - c)$ , que es como descontar  $P$  a una tasa inferior a  $r$ .

Una actitud más conservacionista valorará más el cuidado de los bienes ambientales, aunque ya habíamos comentado que una tasa de descuento más reducida no siempre lleva a este tipo de resultado. Un ejemplo permitirá demostrarlo.<sup>22</sup> Supón-

<sup>22</sup> El ejemplo es similar a uno utilizado por M. Common, *Environmental and Resource Economics*. An Introduction, 2a. ed., Longman, 1996. En los cálculos hemos utilizado la tasa de interés continua correspondiente.

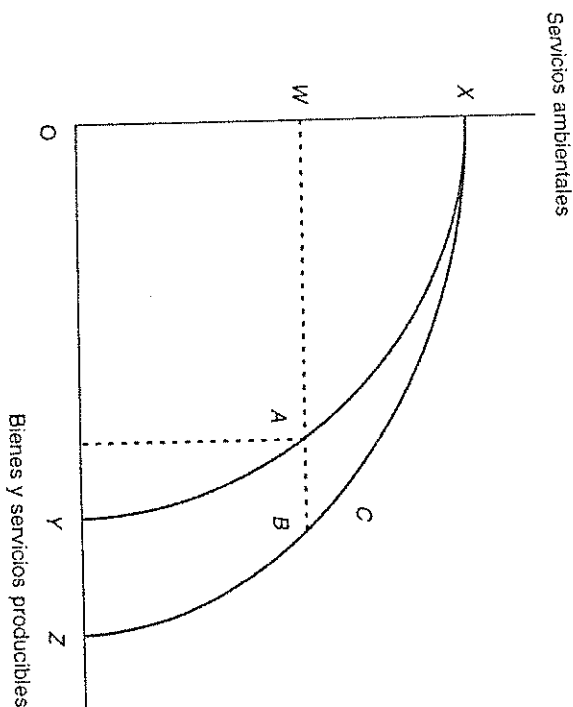
gase un proyecto hidroeléctrico que transformará irreversiblemente un espacio natural único. Los costes de construcción de la central son de 120 unidades monetarias anuales durante los 10 primeros años; los beneficios esperados son de 200 anuales durante los siguientes 50 años de vida de la central (beneficios que en la valoración social del proyecto incluyen evitar costes ambientales, como la contaminación derivada de la quema de carbón en centrales térmicas cuya electricidad se sustituye). Desde que se inicia el proyecto, existen también costes irreversibles de 50 unidades monetarias anuales por usos recreativos perdidos que hemos valorado aplicando el método del coste del viaje o de la valoración continuando el método del coste del viaje o de la valoración (véase más adelante). En el cuadro IV.4 se resumen los resultados según diferentes tasas de descuento. Si se aplica un descuento de 5% el proyecto resulta eficiente, dado que su valor neto actual es positivo. Si la tasa se reduce a 3%, el valor neto aumenta considerablemente: los costes irreversibles adquieren mayor importancia, pero el cambio más relevante es que el valor actualizado de los beneficios de la explotación de la central eléctrica (que sólo empiezan a producirse de aquí a 10 años) aumenta mucho más que el de los costes de construcción, que son mucho más próximos (aunque existen tasas de descuento suficientemente bajas que, aplicadas generalmente, llevan a rechazar el proyecto). El proyecto se rechazará, en cambio, si sólo adquiere mayor importancia la contabilización de la pérdida de valor que comporta la pérdida del activo ambiental.

Dejando de lado este ejemplo, un análisis gráfico ayudará también a entender la situación sugerida por Krutilla. Podemos representar la *frontiera de posibilidades* de una sociedad como el conjunto de combinaciones entre bienes y servicios reproducibles, por un lado, y "servicios ambientales" proporcionados por la naturaleza, por el otro. Si consideramos que en determinadas situaciones existe un "intercambio" entre las opciones de desarrollo y de conservación, las opciones podrían representarse como las que figuran en la gráfica IV.2. Si las alternativas iniciales se sitúan a lo largo de la curva  $XY_0$ , la opción óptima desde un punto de vista estático podría ser  $A$ , renunciando a unos "servicios ambientales" iguales a  $WX$ . En el futuro

CUADRO IV.4. Resultado del análisis coste-beneficio según diferentes tasas de descuento

Tasa de descuento (%)	Costes de construcción actualizados (1)	Beneficios de la electricidad actualizados (2)	Costes pérdida irreversible del espacio natural actualizados (3)	Valor neto actual total (2)-(1)-(3)
5	944.3	2108.7	1000	169.3
3	1036.7	3690.8	1666.7	987.4
5 para (1) y (2) 3% para (3)	944.3	2108.7	1666.7	-502.3

GRÁFICA IV.2. Conjunto de combinaciones posibles entre bienes y servicios producibles y "servicios ambientales" proporcionados por la naturaleza



ro, la frontera se desplaza hacia la curva XZ, lo que indica el aumento de la productividad debido al cambio tecnológico; quizás ahora lo ideal sería situarse en el punto C —que es un punto que indica un aumento del "consumo", tanto de bienes y servicios producidos como de "servicios ambientales"—. El problema es que la decisión anterior no es reversible y no podemos situarnos por encima del punto B. El argumento se reforzaría si, además, se contempla la posibilidad de que, con el tiempo, la demanda se desplace más hacia los "servicios ambientales", lo que se daría si se comportasen no sólo como un bien "normal" de elasticidad-venta positiva sino como un bien "de lujo" con elasticidad-venta superior a la unidad o si las preferencias cambiasen y se orientasen más hacia dichos servicios.

En la tradición de Barnett y Morse, que es también la de Krutilla y la de la economía ambiental estadounidense dominante (hasta el reciente desafío de la escuela de Economía Ecológica),

no hay problemas ambientales insuperables en la oferta creciente de energía y materiales, a causa de las posibilidades de sustitución y avances tecnológicos. Puede mostrarse, como indicador, que hay una tendencia secular al deterioro de la relación de intercambio de los bienes primarios extraídos (tema que veremos de nuevo al hablar del comercio ecológicamente desigual).

Si se considera que los precios son un buen indicador de escasez, y se olvida que no incluyen "efectos externos" (como el cambio climático), entonces habrá que concluir que no hay —al menos hasta el momento— una creciente escasez de recursos naturales de los que sacamos materiales y energía, sino más bien lo contrario. En cuanto a algunos de los servicios ambientales proporcionados por la naturaleza, una economía que se desarrolle es capaz de compensar su escasez creciente (por ejemplo, agua y aire ahora contaminados) mediante nuevas tecnologías, que nacen y pueden ser pagadas precisamente por el crecimiento económico. Tan sólo las "amenidades" ambientales, como los paisajes de montaña o los arrecifes de coral, serán cada vez más escasos con el tiempo y, por tanto, su precio aumentará. Esa ha sido la visión ortodoxa. Tal como la resumen Norgard y Howarth: "La sabiduría convencional es que el progreso hace mejorar la situación de las generaciones futuras, excepto en lo que respecta a los valores recreativos del ambiente."<sup>23</sup> El trasfondo es el supuesto, muy frecuente pero muy dudoso, de que el crecimiento económico favorece la disponibilidad de energía y materiales, al mismo tiempo que corrige los perjuicios causados al ambiente. Se piensa (de manera errónea) que los países ricos son ambientalmente más avanzados. Lo son solamente en algunos aspectos, como emisiones de dióxido de azufre y limpieza del agua. El medio ambiente diario se supone que no tiene problemas, solamente el medio ambiente de domingos y vacaciones es problemático. El ambiente es visto como bien de lujo cuyo valor crece por razones "posmaterialistas".

Así pues, reconociendo a Krutilla el mérito que merece por su modificación del análisis coste-beneficio en proyectos hidro-

<sup>23</sup> R. B. Norgard y R. B. Howarth, "Sustainability and Discounting the Future", en R. Costanza (ed.), *Ecological Economics*, Columbia University Press, Nueva York, 1991, p. 91.

eléctricos (en un sentido favorable a la conservación, pues su criterio considera que, mirando al futuro, los paisajes se desvalorizan a ritmo más lento que los kwh), modificación aplicable a casos parecidos (por ejemplo, ganancia por la explotación camaronera y pérdida de los manglares o incremento de tráfico en el Paraguay-Paraná y pérdida de humedales en el Pantanal brasileño), deben hacerse, sin embargo, objeciones a la visión de Krutilla. En efecto, ¿realmente se logra abaratar las mercancías corrientes con el tiempo (si incluimos los costes ambientales) en comparación con los bienes ambientales recreativos? ¿Por qué las condiciones de vida y de producción, que no son precisamente bienes recreativos y que tampoco son —¿todavía?— mercancías, no fueron incluidas en tales análisis? En realidad, el análisis que hace Krutilla, con su énfasis en la irreversibilidad, bien podría extenderse a la creciente importancia que adquirirá la conservación de otros activos que no son "amenidades" recreativas sino necesidades vitales, bienes culturales y fuentes de nuevas materias primas.

#### RIESGO E INCERTIDUMBRE

Una cuestión destacable es que si se quiere aplicar un análisis coste-beneficio cuando costes y beneficios no son conocidos, la conveniencia de un proyecto dependerá de la actitud que se tenga frente a esta situación de ignorancia.

Imaginemos, por ejemplo, que hemos de decidir entre dos proyectos con las siguientes características:

*Proyecto A:* existe una probabilidad de 50% de que comporte un beneficio neto actualizado de 3 500 unidades monetarias; pero puede llevar también, con la misma probabilidad, a una situación en la que no se produzca ni beneficio ni pérdida en términos netos.

*Proyecto B:* existe una probabilidad de 70% de que comporte un beneficio neto actualizado de 10 000 unidades monetarias, y una probabilidad de 30% de que comporte una pérdida neta de 17 500 unidades monetarias.



Los posibles resultados podrían sintetizarse en la siguiente matriz, en la que la variable "estado del mundo" indicaría si se cumplen las hipótesis de los pesimistas o las de los optimistas:

	Estado del mundo	
	Favorable	Desfavorable
Proyecto A	+ 3 500	0
Proyecto B	+10 000	-17 500

Un posible criterio de decisión es maximizar el valor esperado. En este caso, ambos proyectos tienen el mismo valor esperado o esperanza matemática:

$$VE(A) = 0.5 \times 3\,500 + 0.5 \times 0 = 1\,750$$

$$VE(B) = 0.7 \times 10\,000 + 0.3 \times (-17\,500) = 1\,750$$

Por tanto, la maximización del valor esperado llevaría a concluir que los dos proyectos son indiferentes. Más aun, la combinación del descuento del futuro y el cálculo de los "valores esperados" en el análisis coste-beneficio llevaría a la postura de casi despreocuparse de la posibilidad de catástrofes ambientales cuando éstas se consideran muy poco probables y que, en todo caso, se producirían en un futuro muy lejano. Por ejemplo, si pensásemos en un desastre radiactivo, cuyo coste valoramos (¿cómo valoramos la vida humana?) en 500 000 millones de unidades monetarias y que puede producirse dentro de 100 años con una probabilidad de 1/10 000, entonces, si descontamos el futuro con una tasa de 5%, el coste actualizado se convertiría en poco más de 380 000 unidades monetarias. Véase que este resultado es muy distinto de la propuesta de "finanzas ambientales" discutida anteriormente.

En realidad, personas diferentes —y también la misma persona ante diferentes circunstancias— se comportan de distinta manera frente al riesgo. La propia teoría convencional de la decisión en situación de riesgo nos diría que cualquier decisión es racional dependiendo de la actitud frente al riesgo. Según di-

cho lenguaje, si uno se inclinase por A se estaría mostrando adverso al riesgo; si, en cambio, decidiese B, evidenciaría un comportamiento propenso al riesgo.

Siguiendo con el mismo ejemplo, podríamos definir muchos otros criterios de actuación. Lo que se ha llamado "la estrategia del maximax" consistiría en ponerse en la mejor de las hipótesis y actuar en consecuencia. Es decir, máx (+3 500, +10 000) y, por tanto, se escogería B. En cambio, la estrategia del minimax consistiría en la actitud contraria, la de minimizar las posibles pérdidas: mín (0, 17 500), es decir, se escogería A.

Una estrategia similar a la anterior, pero no idéntica, es la que se conoce como la de "minimización del posible arrepentimiento". Para definirla matemáticamente podemos construir la matriz de arrepentimiento que, para cada alternativa de decisión, presenta cuanto menos ganamos o más perdemos al no haber adoptado la mejor decisión.

	Estado del mundo	
	Favorable	Desfavorable
Proyecto A	6 500	0
Proyecto B	0	17 500

Se trataría así de mín (6 500, 17 500), es decir se escogería A. Lo anterior sirve para evidenciar cómo el análisis coste-beneficio no resuelve la cuestión de la ignorancia del futuro, ni siquiera ante alternativas tan bien definidas como las anteriores. En realidad las situaciones en las que tenemos perfectamente descritos los posibles resultados y sus probabilidades son casi inexistentes cuando nos referimos a la problemática ambiental. Es diferente la situación cuando uno tira un dado y sabe que la probabilidad de cada resultado es 1/6, que cuando alguien juega en la bolsa de valores, en las carreras de caballos o en las quinielas de fútbol sobre la base de "probabilidades subjetivas" y, a la vez, es distinta para quien debe opinar, por ejemplo, sobre si se debe asumir o no el "riesgo" de introducir un nuevo producto químico cuyos efectos sobre la salud son desconoci-

dos: en el lenguaje del economista Knight ya no hablaríamos de riesgo probabilístico sino de *incertidumbre*. Cuando se trata de la problemática ambiental —sea de las tendencias actuales o de los efectos de posibles políticas de intervención—, nos enfrentamos a situaciones que, en general, se caracterizan (especialmente cuando se trata de un futuro lejano) no sólo porque no se sabe exactamente cuál será el impacto de una determinada política, sino porque se desconoce la probabilidad de que se produzcan los diferentes resultados e, incluso, cuáles son estos posibles resultados. Ello corresponde a la clásica distinción entre *riesgo e incertidumbre*, distinción plenamente relevante aunque oscurecida hoy por la mayoría de los economistas neoclásicos, para los cuales lo único relevante serían las expectativas subjetivas (del tipo apuestas hipicas) que, supuestamente, siempre se traducirían en una distribución de probabilidades de un conjunto de posibles “estados del mundo”.

Cuando nos enfrentamos a situaciones sin precedentes históricos, encontraremos siempre situaciones de incertidumbre, y ésta sólo desaparecerá o disminuirá con la experiencia. Muchos cambios ambientales pueden considerarse como experimentos únicos. Pensemos en los efectos de los CFC sobre la capa de ozono o en las consecuencias de la utilización del DDT, que sólo se empezaron a percibir muchos años después de su utilización. O pensemos en las polémicas sobre los efectos futuros, y sobre los costes de dichos efectos, que puede suponer el aumento de las concentraciones de CO<sub>2</sub> en la atmósfera; o de la generación de residuos nucleares como el plutonio, con una vida media de decenas de miles de años; o en los riesgos de las nuevas biotecnologías. Los ejemplos podrían multiplicarse. Entre los factores de incertidumbre sobre el futuro está también nuestra ignorancia respecto a cuáles serán las preferencias de las próximas generaciones (o incluso las nuestras en el futuro). Es más, cuando los sistemas son *complejos*, sucede a veces que la investigación revela que las incertidumbres son mayores de lo que parecía. El conocido libro de Ulrich Beck, *La sociedad del riesgo*, debería llamarse pues, técnicamente, “la sociedad de la incertidumbre”, dado su contenido, lo que facilitaría la integración de la actual sociología ambiental con la economía ecológica.

La economía ecológica ha planteado el *principio de precaución* como guía de decisión ante la incertidumbre. Tanto la *estrategia minimax* como la del *arrepentimiento mínimo* pueden verse como concreciones de dicha actitud: ponerse en la peor de las hipótesis para evitar riesgos elevados. Es importante darse cuenta de que el principio de precaución no implica ser especialmente pesimista, sino únicamente creer en la posibilidad de la peor de las hipótesis. Uno puede considerar muy poco probable el resultado *desastroso*, pero actuar para evitarlo a toda costa. El principio contrario sería considerar en cada alternativa el mejor de los resultados y decidir aquella para la cual su valor es superior: en el ejemplo sería la actitud de no actuar mientras no se demuestre la peor de las posibilidades; la combinación de una actitud optimista, que casi niega la posibilidad de las hipótesis pesimistas, y de una actitud ética basada en “después de mí el diluvio”, llevan a un comportamiento opuesto al “principio de precaución”.

El “principio de precaución” es una buena guía de actuación, aunque no resuelve todos los dilemas. Es obvio que siempre se ha de aceptar algún nivel de riesgo por pequeño que sea, pues no hacerlo llevaría a la inacción. El tipo de riesgos que se aceptarán es un tema de debate social en el que científicos y técnicos deben aportar sus conocimientos, pero no son ellos quienes han de decir la última palabra.

Funtowicz y Ravetz destacan la gran incertidumbre (y la urgencia e importancia) de lo que está en juego en las decisiones ambientales, para explicar por qué existen legítimamente “comunidades extendidas de evaluadores” (por ejemplo, grupos ecologistas) que intervienen en tales decisiones (véase recuadro, página 229),<sup>24</sup> aunque, incluso en el caso de que las probabilidades de los posibles resultados de las diferentes opciones estuviesen bien establecidas, ello no implicaría que fueran los científicos los que habrían de decidir respecto a lo que afecta al conjunto de los ciudadanos.

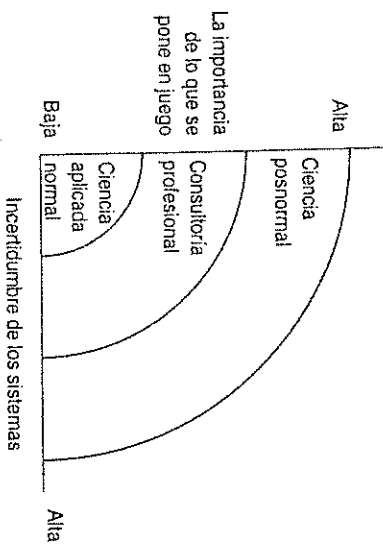
<sup>24</sup> S. O. Funtowicz y J. R. Ravetz, “A New Scientific Methodology for Global Environmental Issues”, en R. Costanza (ed.), *Ecological Economics*, Columbia University Press, Nueva York, 1991.

TECNOLOGÍAS Y SORPRESAS

Ha habido desastres ecológicos provocados por antiguas civilizaciones. Por ejemplo, los sistemas de regadío han llevado a salinizar la tierra, como ocurrió en Mesopotamia. El desastre ecológico de América tras la Conquista, especialmente la despoblación humana causada por nuevas enfermedades, pero también la expansión exagerada y dañina de especies como las ovejas, se dio antes de la industrialización y fue repetido después en Australia. Lo que ocurre ahora es que la población humana es mayor, el consumo de energía y materiales ha crecido mucho, y los impactos son globales (por ejemplo, el aumento del efecto invernadero o la desaparición global de biodiversidad debido al impacto humano). Además de estas tendencias conocidas, hay también grandes sorpresas, como la alarma por los efectos de las nuevas tecnologías, dado que el ritmo de cambio tecnológico es mayor que nunca. No se trata solamente del fracaso nuclear o del susto ante nuevas biotecnologías y organismos genéticamente modificados. Se trata también, por ejemplo, de la evaluación retrospectiva negativa que podemos hacer de una tecnología tan exitosa y aceptada como el automóvil, que resultó ser un desastre en cuanto a sus efectos en la pauta de urbanización, y también en sus efectos globales. Así se explica que ahora apreciemos las virtudes de tecnologías que parecían atrasadas, entre ellas la agricultura tradicional que, efectivamente, muestra una mayor eficiencia energética que la agricultura moderna, consistente en convertir petróleo en alimentos o piensos. En cambio, la agricultura tradicional funciona únicamente con energía solar. Además, conserva la biodiversidad; de hecho, la ha promovido, de ahí los cientos y miles de variedades de plantas cultivadas que ahora están en trance de desaparición.

LAS ESTRATEGIAS DE RESOLUCIÓN DE PROBLEMAS SEGÚN FUNTOWICZ Y RAVETZ

Estos autores defienden la idea de que los problemas ambientales complejos requieren una nueva forma de toma de decisiones a la que se han referido con el nombre de *ciencia posnormal*. Según ellos, dos son las características de dichos problemas que exigen que el mecanismo de toma de decisiones sea diferente al de la ciencia "normal" o al de la "consultoría profesional". Se trata de la importancia de lo que se pone en juego y de la elevada incertidumbre de los sistemas implicados. Según la figura, el aumento de la importancia del problema y de su incertidumbre lo alejarían de la zona de decisión de la "ciencia normal", que busca una solución única a los problemas, para situarlo primero en la zona de la "consultoría profesional", donde se reconoce que puede haber diversas soluciones para un mismo problema y una cierta negociación con el cliente, para finalmente situarnos en la zona de la "ciencia posnormal", en la que los científicos y profesionales tienen algo que decir, pero en la que la decisión requiere incorporar a muchos otros actores sociales.



FUENTE: S. Funtowicz y J. Ravetz, *Epistemología política. Ciencia con la gente*, Centro Editor de América Latina, Buenos Aires, 1994.

EL VALOR ECONÓMICO TOTAL  
DE LOS "BIENES" AMBIENTALES

La economía del medio ambiente pretende, como hemos visto, valorar los impactos ambientales en unidades monetarias, y para ello ha planteado varias técnicas. Las principales las comentaremos en los siguientes apartados. En la discusión sobre el valor económico de los bienes ambientales han surgido conceptos, reconocidos por la mayoría de autores, que apuntan a que dicho valor es —al menos en muchos casos— más complejo que su *valor de uso directo* que, en el caso de bienes gratuitos, los economistas suelen aproximar mediante el cálculo del "excedente del consumidor", que obtienen los que lo utilizan —es decir, cuánto pagarían por su mantenimiento, aunque no lo paguen—. Para señalar tal complejidad se habla frecuentemente de *valor económico total*.<sup>25</sup> Se sigue manteniendo la posibilidad de convertir en unidades monetarias el valor de los activos ambientales, pero éste se considera compuesto por diversos elementos. La terminología que utilizan los autores para referirse a ellos no está del todo unificada en la literatura especializada, sin embargo, lo importante no son los términos sino los conceptos.

Un concepto interesante es el de *valor de opción*, planteado sobre todo en relación con aquellos bienes ambientales cuya pérdida comporta una irreversibilidad y, en especial, cuando el bien tiene características únicas. En esos casos, los individuos pueden mostrar un interés por la conservación derivado no sólo del uso que actualmente hacen de dicho bien y del que esperan hacer en el futuro, sino del hecho de mantener abierta la posibilidad de utilizar en el futuro. (Cuando el valor de opción va ligado a la posible nueva información que se adquiriera en el futuro, a veces se habla de *valor de cuasi-opción*, por ejemplo, para indicar el interés en evitar la desaparición de una determinada especie que podría tener gran utilidad, que hoy desconocemos, para la investigación científica.)

La introducción del valor de opción es importante, pero el concepto nos parece muy limitado si tenemos en cuenta cómo

<sup>25</sup> D. W. Pearce y K. H. Turner *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*, Celeste, Madrid, 1995 (edición original 1990).

se concreta habitualmente. Así, Pearce y Turner definen el *valor de opción*, para un individuo, de la conservación de un hábitat de vida silvestre como:

$$\text{Valor de opción} = \text{Precio de opción} - \text{Excedente del consumidor esperado,}$$

donde el precio de opción corresponde a la predisposición a pagar para conservar el hábitat por parte de un individuo.

Figémonos en que el valor de uso futuro no forma parte del valor de opción, ya que se tendría que incluir directamente en el análisis coste-beneficio como parte del valor (descontado cuando se produce en el futuro). Que este valor de uso futuro no sea conocido es lo que, dado que normalmente los individuos son adversos al riesgo, da valor adicional a la conservación. El valor de opción se explica generalmente en referencia al trabajo ya citado de Krutilla, pero no olvidemos que este autor apuntaba al posible crecimiento del valor de uso futuro (que en principio se tendría que reflejar en el excedente del consumidor esperado y no en el valor de opción) y que, ante decisiones irreversibles, que son las que él discutía, quienes también verán canceladas posibilidades futuras son personas que aún no han nacido y que, por tanto, no pueden expresar cuál es su precio de opción.

Los individuos también se preocupan a veces por el uso del bien ambiental que hacen otros individuos en la actualidad (lo que a veces se llama *valor altruístico*) o las generaciones futuras, y en este último caso se habla frecuentemente de *valor legado* (*bequest value*). Sin embargo, la introducción de dichos valores no deja de ser contradictoria con la metodología general del análisis coste-beneficio, y podría argumentarse que *en el contexto de tal metodología* representan una "doble contabilidad".<sup>26</sup> En realidad, el análisis coste-beneficio debe incorporar directamente los beneficios que obtienen los afectados y una estimación de los beneficios futuros (por ejemplo, de los beneficios recreativos de visitar un espacio natural) que se obtendrán. La base para considerar, por ejemplo, los beneficios

<sup>26</sup> J. K. Lazo, G. H. McClelland y W. D. Schulze, "Economic Theory and Psychology of Non-Use Values", *Land Economics*, vol. 73, núm. 3, 1997.

de las futuras generaciones no es que los que hoy viven se preocupen por su bienestar, sino el hecho de que las generaciones futuras obtendrán un beneficio y que éste debe tenerse directamente en cuenta (aunque muchos lo "descontarían").

Es decir, si se admite que los beneficios futuros de los bienes ambientales se pueden reflejar mediante una suma monetaria perfectamente sustituible por otra equivalente, y si se acepta que el descuento del futuro no discrimina a las generaciones futuras, entonces incorporar el valor de legado es, en principio, redundante. Sólo se justifica para mitigar el resultado obtenido del descuento del beneficio monetario futuro, ya sea porque se piensa que los bienes ambientales se han de conservar prioritariamente por encima del valor monetario que le den los afectados en el futuro (lo que se ha calificado de altruismo "paternalista"), o porque se piensa que se "revalorizarán" y no se han tenido suficientemente en cuenta, o porque se duda de la aplicación del descuento. Entonces lo que está en cuestión es básicamente el propio análisis coste-beneficio:

Otro componente interesante del valor deriva de que los individuos simplemente se preocupen, por los motivos que sean, por la existencia de un determinado bien ambiental —por ejemplo, un ecosistema o una especie—, independientemente de que se piense que tiene alguna utilidad actual o futura para los humanos; en todos estos casos se acostumbra a hablar de *valor de existencia*.

En cualquier caso, la economía neoclásica del medio ambiente mide el valor económico a partir de las preferencias de los individuos: algo tiene valor para ellos, cuando afecta a sus "funciones de utilidad"; algunos métodos (como el del coste del viaje y de los precios hedónicos) pueden como máximo medir el valor de uso actual de los bienes ambientales, mientras que otros (como el de la valoración contingente) pretenden (aunque hay objeciones técnicas y de principio al método) medir el "valor económico total", tal como lo hemos definido: las generaciones futuras y las necesidades de otras especies animales pueden estar representadas, pero siempre a través de las preferencias de los individuos hoy presentes.

Determinadas corrientes de pensamiento —que algunos calificarían de "ecología profunda"— pueden pensar que hay cier-

tos bienes naturales —como la preservación de la biodiversidad o la conservación de determinados ecosistemas— que tienen un "valor intrínseco", independientemente de que los humanos lo reconozcan o no o se vean afectados o no por su conservación. Evidentemente ese hipotético valor queda en general fuera del análisis económico. Nosotros no participamos de dicha corriente. Somos escépticos frente a la monetización "total" de los bienes ambientales, pero pensamos que los valores de la naturaleza le son atribuidos por los humanos. De hecho, la perspectiva de la mayor parte de la humanidad es considerar la conservación de la naturaleza en estrecha relación con las necesidades humanas. Esto no es privativo de la economía neoclásica. También lo hacen aquellos que se han indignado porque la preocupación por limitar el espacio de la actividad humana y preservar la vida silvestre ha llevado a algunos ecologistas, procedentes de los países ricos, a dar consejos de conservación a costa de las poblaciones pobres locales de países densamente poblados. Esta exportación de la tradición preservacionista procedente de los Estados Unidos, basada en la idea de preservar "santuarios de la naturaleza" sin gente como valores supremos, ha sido duramente criticada por Ramachandra Guha:

En toda la India, los administradores de los parques han contra-puesto los intereses de los pobres tribales que han vivido allí, a los de los amantes de la vida silvestre y a los placeres de los habitantes humanos que quieren conservar los parques "sin interferencia humana" —es decir, sin interferencia de otros humanos—. En realidad, la contribución más importante de la ecología profunda ha sido privilegiar la protección de los hábitat y de las especies silvestres por encima de todas las demás variedades y preocupaciones del ecologismo, y atribuirse, además, una dudosa superioridad moral para justificar sus fines. Al considerar la "igualdad biocéntrica" como un absoluto moral, los tigres, los elefantes y las ballenas necesitarán más espacio para crecer y reproducirse, mientras los humanos —los humanos pobres— deberán cederles espacio.<sup>27</sup>

Tal vez valga la pena enfriar aquí los ánimos de todos los bandos e incluir la preservación de la naturaleza silvestre (disminuyendo

<sup>27</sup> R. Guha, "El ambientalismo estadounidense y la preservación de la naturaleza: una crítica tercermundista", *Ecología política*, núm. 14, 1997, pp. 45-46.

do la apropiación humana de la producción primaria neta de biomasa) como uno de los objetivos de la gestión ambiental, desde una perspectiva no "biocéntrica" ni economicista sino multicultural (que incluya la reducción de las desigualdades entre los humanos y el "derecho" a existir de otras especies).

#### INCOMMENSURABILIDAD DE VALORES: LOS U'WA

Gracias, señores ministros, por venir a nuestro territorio. Esta reunión no es para consultar ni para negociar. Queríamos que el alto gobierno viniera hasta aquí para que conociera nuestra ley. Que la conocieran de boca de todo el pueblo u'wa, todo el pueblo entero... Esta es la palabra de las mayorías, de los *werjayas*. No vamos a decir cosas muy nuevas, porque el mundo sigue siendo el mundo, y por eso la ley sigue siendo la misma.

Queríamos que vinieran porque vemos que el gobierno no ha comprendido, porque antepone sus intereses sobre nuestros principios y no siente que la Madre Tierra está viva. No comprenden que nosotros vivimos de acuerdo con la ley de nuestros ancestros; nos miran como atrasados salvajes y opuestos al desarrollo. Nosotros insistimos: con lo sagrado no se negocia; el petróleo es parte de algo muy sagrado que los uwas llamamos *Ruiria*, los fluidos de la tierra. *Ruiria* es la sangre de la Madre Tierra; gracias a ella se mantiene la vida de los animales, hombres, plantas y espíritus.

Si se saca *Ruiria* del mundo, se contamina el mundo; pero si se saca *Ruiria* del corazón del mundo, éste no podrá sostenerse: los *werjayas* no podrán mantener la vida ni el orden, y así la vida no tiene sentido. Los u'wa seremos recogidos por el padre eterno, por *Sira*. Si se explota lo sagrado se derrumban las bases del pensamiento tradicional, se pierde el respeto por los hermanos, por los padres y por los ancestros.

Lo único que mantiene en equilibrio al pueblo u'wa y nuestro territorio son el pensamiento y las prácticas tradicionales; si esto se vulnera, los *werjayas* ya no cantarán ni

rezarán. Ni el pueblo u'wa hará los bailes y prácticas tradicionales. Si se da la explotación de *Ruiria*, las razones por las cuales hay pueblo u'wa se acabarán, así moriremos todos los u'wa... Pero si eso ocurre, también morirá el mundo, porque entonces nadie mantiene el equilibrio. Pero no es sólo la ley de la Madre Tierra lo que nos obliga a defenderla. También la ley de ustedes. Algunos dicen que los intereses de la nación son más importantes que el pueblo u'wa. Pero lo que nosotros decimos, y lo dice también la Constitución, es que los intereses de la nación no se refieren sólo a la explotación del petróleo: también son intereses de la nación la riqueza cultural, el valor ecológico del territorio; y si un proyecto petrolero afecta la diversidad étnica y la identidad cultural de un pueblo, este proyecto no debe realizarse en su territorio.

Eso significa que el territorio u'wa debe quedar excluido totalmente del llamado Bloque Samore. Nadie más habla por nuestra voz tradicional, sólo estamos armados de la palabra y la razón que nos entregó *Sira*. Para los u'wa la violencia física, el uso de armas de fuego, son parte de la cultura del blanco. No estamos de acuerdo con esas políticas y tanto ante la guerrilla como ante el ejército mantenemos una posición autónoma.

Si no se detiene la explotación petrolera en nuestro territorio, se destruiría el entorno, se daría la muerte física y espiritual del pueblo, se derrumbará la cultura, se nos llevará a la desaparición forzada. Se producirá un etnocidio. Se romperá la armonía y el equilibrio de estas montañas, donde vivimos los u'wa y también ustedes. Los u'wa no somos niños, tenemos una sola palabra: preferimos una muerte digna y entregar nuestros espíritus al padre antes de morir a manos de quien nos explota.

ROBERTO AFANADOR COBARRIA  
Presidente del Cabildo Mayor U'wa  
Colombia, julio de 1997

MÉTODOS "OBJETIVOS" DE VALORACION MONETARIA  
VERSUS MÉTODOS "SUBJETIVOS"

Aunque la valoración monetaria neoclásica parte de las preferencias (deducidas directa o indirectamente), existe otra posible aproximación a los impactos ambientales que consiste en intentar estimar la relación objetiva entre el impacto y sus efectos, y valorar estos últimos posteriormente con independencia de que las funciones de utilidad (un concepto puramente subjetivo) se vean o no alteradas: ¡si los trabajadores y los habitantes próximos a una fábrica de amianto o asbesto que afecta a su salud no han sido conscientes de ello, la metodología de las preferencias concluye que el valor o beneficio de evitar dicha contaminación ha sido nulo!

El método es totalmente pertinente en su primera parte (estimar los efectos objetivos de determinados impactos), pero en la segunda (valorar monetariamente dichos efectos) es razonable en ocasiones, y en otras, totalmente arbitrario. Entre los efectos objetivos que suelen plantearse se incluyen, por un lado, las "actividades económicas" afectadas y, por otro, la calidad de vida de las personas.

Por lo que se refiere a bienes y actividades económicas, el punto de referencia es generalmente el precio de los propios bienes y servicios afectados: si la pérdida de superficie forestal aumenta la probabilidad de inundaciones, uno intentará valorar sus efectos en términos de pérdidas agrícolas o de infraestructuras; o si el deterioro ambiental de un área disminuye los ingresos turísticos, se pueden valorar las pérdidas que ello supone. Se trata de calcular los *costes inducidos* por los impactos ambientales. Veamos un ejemplo. Las emisiones de flúor influyen en la calidad de los pastos y provocan en el ganado vacuno la enfermedad conocida como "fluorosis", que disminuye su rendimiento. En una investigación sobre los efectos de las emisiones industriales de flúor en Asturias (en particular de la industria del aluminio) se calcularon tales pérdidas en unos 50 millones de pesetas anuales, teniendo en cuenta la cantidad de emisiones y las estimaciones de su impacto sobre el ganado.<sup>28</sup>

<sup>28</sup> Véase D. Azqueta, *Valoración económica de la calidad ambiental*, McGraw-Hill, 1994. De este libro nos hemos beneficiado para algunas de las expli-

Una de las limitaciones de dicho método es que no tiene en cuenta los "costes de adaptación"; para poner un ejemplo extremo: los costes de la contaminación sobre los cultivos de un área tan contaminada, que no permite ya la producción agrícola, serían nulos si partimos de las actividades existentes.

Por lo que se refiere a los efectos sobre el bienestar de la población, a veces se calcula el *coste inducido* en términos del gasto que supondría, hipotéticamente, volver a la situación inicial a través de medidas *defensivas*. Por ejemplo, la contaminación urbana puede comportar que, para mantener las casas en el mismo estado en que lo hubiesen hecho sin contaminación, se tenga que pintar o limpiar las fachadas más a menudo. El ruido puede suponer, para mantener las casas en el mismo estado, equ-parlas con doble vidrio... Dos problemas obvios del método (a los que ya nos hemos referido en el contexto macroeconómico de cómo corregir la contabilidad nacional) son los siguientes. Primero, los costes hipotéticos de resolver determinados problemas no tienen relación directa con la importancia de éstos. En segundo lugar, no siempre es posible conseguir, con gastos monetarios, una situación igual a la anterior desde el punto de vista del bienestar; alguien encerrado en un *bunker* no oirá ningún ruido, pero su situación no es, desde luego, la misma que si deja circular la luz y el aire sin tener que soportar ruidos molestos.

Además, una de las consecuencias fundamentales de muchos cambios en el ambiente es que afectan a la salud humana (morbilidad y mortalidad). ¿Cómo estimar dichos efectos? Una primera dificultad es determinar, mediante estudios epidemiológicos, relaciones causa-efecto entre una variable ambiental y la salud humana que permitan llegar a afirmaciones del tipo: un aumento de x% de tal contaminante provocará tantas muertes y tantas enfermedades adicionales.<sup>29</sup> Ello es difícil por varias razones. Los factores que aumentan el riesgo de enfermedades son múltiples y no es fácil separar la contribución de un contaminante específico; además, los efectos se muestran a largo y no a corto plazo. A pesar de las dificultades, es obvio que estudios de este tipo son un elemento imprescindible para cualquier

caciones de este y los siguientes apartados sobre técnicas de valoración monetaria.

<sup>29</sup> Véase la discusión en el libro de Azqueta citado en la nota anterior.

política ambiental. Ahora bien, traducir la información a cifras monetarias se convierte aquí en una tarea totalmente objetable.

¿Cómo valorar la vida y la salud humana? En el caso de la morbilidad se acostumbra aproximar los costes mediante los gastos sanitarios que generan, lo cual es obviamente una infravaloración del coste total: ¿cómo olvidar el sufrimiento de las personas? Se estiman también, a veces, los días de trabajo perdidos a causa del aumento de enfermedades (y a veces, lo que aún es más difícil, la pérdida de productividad debido al bajo rendimiento cuando no se está de baja) y se valoran de acuerdo con el salario de la persona, lo que implica verlas únicamente como "máquinas productoras" (acto que se ve favorecido por el término "capital humano") y que las enfermedades se consideran menos costosas cuando afectan a grupos de menores salarios. ¿Qué pasa cuando la persona no pertenece a la "población activa"?

Por lo que respecta a la vida humana, es difícil decidir cuál de los métodos propuestos para darle un valor monetario resulta más insatisfactorio, por no decir, incluso, ridículo. Los dos métodos económicos propuestos han sido los siguientes:

1) *El método del capital humano*. Se trata de valorar la "vida humana" por el capital humano que se pierde, medido por el valor actualizado de los salarios futuros (que se supone reflejan la productividad marginal del trabajador) de la persona. El criterio lleva a considerar no sólo que la vida tiene un valor económico superior o inferior, dependiendo del puesto de trabajo y las perspectivas de carrera profesional de cada trabajador, sino que la vida de los incapacitados o retirados de la vida activa no tiene valor económico (o incluso que tiene uno negativo, porque generan costes sin contribuir a la producción).

2) *El método de los "salarios hedónicos"*.<sup>30</sup> Consiste en intentar definir la cantidad de dinero que los trabajadores están dispuestos a recibir como compensación por un mayor riesgo laboral. Se supone que los salarios dependen de una serie de variables (como sexo, edad, nivel de educación, experiencia en el trabajo o grado de sindicalización del sector económico) y,

<sup>30</sup> Este método podría incluirse en el apartado posterior, como método subjetivo. Es, de hecho, un caso particular del método de los precios hedónicos.

además, del riesgo laboral (medido, por ejemplo, mediante la tasa de mortalidad por accidentes de trabajo en el sector económico). Ello permite estimar una función de salarios y, en concreto, el coeficiente que corresponde al riesgo laboral. Si el coeficiente es positivo, implica que a mayor riesgo laboral mayor salario, y podría formularse en términos de qué porcentaje aumenta el salario si aumenta la probabilidad de muerte en una determinada cuantía. Si resultase, por ejemplo, que un aumento de la probabilidad de morir de uno por mil durante un año comporta un aumento de salario de mil euros anuales, ello significaría un valor de la vida humana implícito (se dice a veces de la "vida estadística") de un millón de euros. Señalemos algunos de los aspectos más inadecuados del razonamiento: se supone que los trabajadores tienen información sobre las probabilidades de riesgo de cada profesión, y que dadas unas características iguales de edad y cualificación, los trabajadores deciden libremente entre diferentes puestos de trabajo, de manera que todos han de ser igualmente deseables (la teoría llamada de las "ventajas compensadoras"). En realidad, aunque existen primas por riesgo en algunos puestos, en general los empleados con peores posibilidades de trabajar (los que están al final de la "cola laboral") han de aceptar, al mismo tiempo, mayores riesgos laborales y menores salarios a falta de otras oportunidades; en último lugar, una cosa es aceptar un riesgo mayor —que seguramente no se conoce— de uno por mil a cambio de mil euros, y otra pensar que por un millón de euros se aceptaría una muerte.

Estos dos métodos son los citados en un reciente manual de economía laboral, en el que se destaca el papel que tales valoraciones tienen en los Estados Unidos para calcular los costes y beneficios esperados de las regulaciones gubernamentales.<sup>31</sup> Los autores comentan que el método del capital humano da valores medios entre 500 000 y 700 000 dólares, mientras que el de los salarios hedónicos acostumbra a dar valores muy superiores, a menudo por encima de los tres y medio millones de dólares.

En la práctica, un punto de referencia frecuente en los análisis coste-beneficio es el de las indemnizaciones que, efectiva-

<sup>31</sup> C. R. Mc Connell y S. L. Brue, *Contemporary Labor Economics*, 4a. ed., 1997, p. 247.





les utilizados con fines recreativos. La conservación implica costes monetarios a cargo de las autoridades y costes de oportunidad (es decir, lo que se deja de ganar en una explotación maderera, petrolífera o turística), al dejar esos espacios como reservas. En efecto, es posible que la autoridad política y los intereses empresariales se lamenten de que un espacio natural implique costes y no dé beneficios.

El origen del método reside, precisamente, en una de las respuestas a una consulta del Servicio Nacional de Parques Nacionales de los Estados Unidos cuando este organismo se dirigió a diez expertos, en 1947, para que propusiesen medidas del valor patrimonial de los activos que gestionaba. Uno de los consultados, Harold Hotelling, planteó la idea de lo que dio lugar a este método. Lo que el método intenta averiguar es puramente la disposición a pagar de los visitantes del espacio natural (por ejemplo, las Islas Galápagos en el territorio ecuatoriano, o el parque natural del Manu, en Perú), como medida de su valor de uso recreativo. Incluso en caso de que la entrada en el espacio o parque natural sea gratuita, en el sentido de que no hay que pagar boleto de entrada, existe una disposición a pagar reflejada en el tiempo y recursos dedicados a la visita. Se trata, pues, de mostrar que sí existen beneficios sociales asociados a la conservación que no se reflejan directamente en un mercado. El método del coste del viaje intenta valorar una parte de dichos beneficios: no sirve para valorar las ganancias comerciales hipotéticas que puedan sacarse del espacio natural en cuestión, en la forma, por ejemplo, de venta de muestras de material genético (que es una parte del "valor de uso"), ni tampoco sirve para estimar los valores de opción y de existencia que puede tener.

A un parque nacional llegan visitantes desde distancias muy diversas. Los costes del viaje son la gasolina que compran y la amortización del vehículo, según la distancia recorrida o, si usan transporte público, el precio del viaje. Además, el tiempo gastado en el viaje también implica un coste, elemento de muy difícil valoración que se suele cuantificar según los ingresos (o un porcentaje de ellos) que se dejan de ganar en ese periodo. Si la entrada al parque no es gratuita debemos añadir, además, el boleto a los costes anteriores.

La idea general es partir de los datos del coste o precio total de la visita para los diferentes visitantes (que varía según la distancia hasta el parque desde donde viven) y del número de visitas, a fin de deducir una función de demanda. El método tiene dos variantes: la primera, según zonas, sigue la sugerencia de Hotelling, conocido también como el modelo Clawson-Knetsch, tomado del nombre de dos de los autores que hicieron operativo el método entrados los años cincuenta. Según esta variante, se establecen funciones de demanda agregada en términos de número de visitas per cápita de diferentes poblaciones, con diferentes costes medios de visita según la distancia. La segunda versión estima funciones de demanda individual con base en el coste y otras variables individuales relevantes. El método permite introducir tantas variables como queramos, con la única limitación de la información disponible. Entre dichas variables podríamos incluir el nivel de renta, la existencia o no de espacios naturales similares próximos al lugar de residencia, edad, pertenencia o no a asociaciones de protección de la naturaleza...

Aquí veremos un ejemplo de la primera variante, la más tradicional. Aunque la variante de los datos individuales tiene ventajas evidentes al permitir introducir muchas variables que pueden ser relevantes, su aplicación es mucho más costosa, ya que requiere demasiada información. Mientras que el punto de partida del método zonal es la información sobre los visitantes del parque, en el método individual lo ideal sería tener información sobre una muestra suficientemente amplia del conjunto de la población potencialmente visitante, porque si, como es frecuente, nos basamos sólo en datos de los visitantes de un periodo, por ejemplo de un año, nos encontraremos con que la variable dependiente (número de visitas anuales) casi siempre tendrá valor 1 (y nunca cero), lo que complicará la estimación econométrica.

Veamos un ejemplo concreto.<sup>31</sup> Supongamos que llegan visitantes a un parque natural, en el que no se paga boleto de entrada, desde distancias diversas y que clasificamos a éstas en (por ejemplo) cinco zonas concéntricas, cada una con distinta

<sup>31</sup> El ejemplo está tomado de M. Common, *Environmental and Resource Economics: An Introduction*, 2a. ed., Longman, 1996, pp. 316-319.

población; y supongamos también que obtenemos información sobre el número de visitantes por año de cada zona y sobre el coste del viaje.

Zona	Población	Número de visitantes desde distintas zonas	Visitas por mil personas	Coste de la visita sin boleto
1	2 000 000	15 000	7.5	10
2	8 000 000	48 000	6.0	15
3	2 500 000	11 250	4.5	20
4	15 000 000	45 000	3.0	25
5	22 666 000	34 000	1.5	30
		153 250		

Estos datos (inventados) son plausibles, en el sentido de que el número de visitas por mil habitantes es mayor cuanto más cerca está el parque natural. De hecho, los datos están puestos de tal manera que podemos establecer una sencilla función lineal que relaciona la demanda, número de visitas por mil habitantes ( $v$ ), con el coste del viaje ( $c$ ), de esta manera:

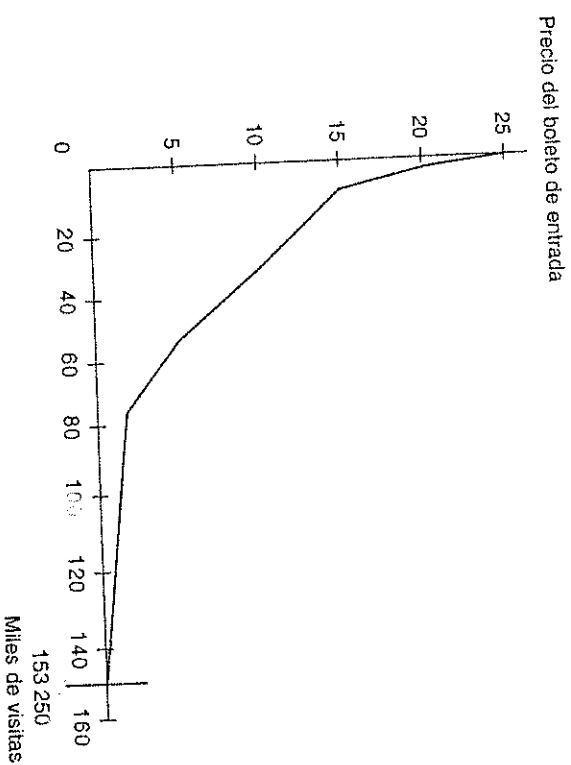
$$v = 10.5 - 0.3c$$

Podemos calcular cuánto están pagando los visitantes como coste del viaje (la suma del número de visitas por el coste de cada visita), pero la pregunta relevante es: ¿cuánto pagarían como máximo?, ¿qué mejora les supone realmente ese espacio natural? Hemos supuesto que no hay que pagar boleto de acceso. Lo que nos preguntamos es: ¿qué precio del boleto máximo estarían dispuestos a pagar? De esta manera, los beneficios de la conservación de ese espacio natural vendrían medidos por la recaudación de los boletos de ingreso que, potencialmente, estarían dispuestos a pagar esos visitantes. Nótese que aquí no se averigua mediante encuestas cuál es la disposición de los visitantes a pagar por la preservación de ese espacio natural. No se pregunta nada sobre preferencias; se observa cuánto pagan efectivamente por el viaje y, a partir de ahí, se infiere una relación entre la demanda de visitas y su precio. El supuesto implícito

del ejemplo (para no complicar las cosas) es que la propensión a visitar el lugar sólo depende de los diferentes costes (es decir, de la distancia), o que las poblaciones de las diversas zonas son idénticas en lo que se refiere a la distribución entre la población de otras variables relevantes (como nivel de renta o preferencias).

En la actual situación hemos supuesto que el boleto de acceso tiene un precio igual a cero y que, con ese precio, la demanda total de visitas es de 153 250. Con un boleto de acceso que costara 25, la demanda bajaría a cero visitas, pues incluso que costara 25, la demanda bajaría a cero visitas, pues incluso aquellas personas más próximas al parque natural, las de la zona 1, deberían pagar  $(10 + 25) = 35$ , ya que pagan el coste del viaje y ahora, además, el acceso. Es decir  $v = 10.5 - 0.3 \times 35 = 0$ . Con estos datos construimos una curva de demanda para todas las visitas, la cual relaciona el precio del boleto y la demanda de visitas que habría.

GRÁFICA IV.3. Curva estimada de demanda de visitas al parque en función del precio de entrada



El área bajo la curva nos da una medida monetaria —en concreto el llamado *excedente de los consumidores*— de todo el beneficio obtenido por la sociedad (o, más concretamente, por los visitantes) por la utilización del espacio natural.

Aunque el método del coste del viaje para valorar espacios naturales presenta ventajas (por ejemplo, tiene un carácter más objetivo que la valoración basada en encuestas sobre disposición a pagar), puede dar lugar a paradójicos resultados. Si los espacios naturales están muy bien preservados, pero en lugares remotos, no habrá visitantes. Algo así ocurre en el caso del parque del Manu en Perú. Por el contrario, en las Galápagos el valor económico crece con el número de visitantes, pero tantos visitantes pueden incidir negativamente en la conservación.

No hay que olvidar tampoco que el carácter objetivo del método lo es mucho menos si uno entra en detalles. Así, contabilizar el elemento fundamental del coste —el tiempo— es un tema muy debatido y sobre éste los investigadores dan soluciones totalmente diferentes, que condicionan enormemente los resultados. ¿Hemos de contar el tiempo de desplazamiento o todo el tiempo —incluido el de la visita—? Desde el punto de vista del coste de oportunidad del tiempo, parece que lo tendríamos que contar todo, pero si uno considera al individuo indiferente entre dedicar su tiempo al trabajo o a ir al espacio natural, entonces parece que sólo deberíamos incluir el tiempo de transporte; pero ¿no hay también quien disfruta del tiempo de transporte? Considerar el tiempo según el coste del salario que se deja de percibir (o, como es frecuente, un porcentaje arbitrario, tal como 50% de éste), ¿no es una perspectiva errónea cuando el valor que tiene el espacio se demuestra por el hecho de dedicar tiempo de ocio en vez de decantarse por otras alternativas? Además, si un turista, por ejemplo, visita el parque nacional de Timanfaya en la isla canaria de Lanzarote, ¿qué tiempo es relevante?, ¿el de desplazamiento a la isla desde lugares quizá muy lejanos?, ¿el de desplazarse al parque una vez que se está en la isla, cuando quizá no se habría ido a visitarla de no ser por dicho parque?, en otras palabras, ¿cómo tratar los viajes multipropósito?

#### VALORACIÓN AMBIENTAL: EL MÉTODO DE LOS PRECIOS HEDÓNICOS

La idea general de los "precios hedónicos" (que ya hemos visto aplicada a los salarios) es que, cuando uno compra un bien, el precio que está dispuesto a pagar depende de un conjunto de características que aquel posee. En la medida en que dichas características sean cuantificables de alguna forma, estimaremos una función de demanda que relacione cada característica con el precio, suponiendo que las demás características no varíen.

El método se aplica especialmente al precio, de alquiler o de compra, de la vivienda, y entre las características que se incluyen figuran algunas de tipo ambiental. La calidad ambiental es un bien público que, como tal, no se intercambia en el mercado; lo que sí se intercambia son bienes cuyo precio depende de dicha calidad. Fijémosnos que, por tanto, la aplicación es muy diferente al coste del viaje: antes se trata del beneficio recreativo de visitar un determinado espacio; ahora, de la mayor o menor "calidad de vida" ligada al entorno en que se vive.

Por tanto, diríamos que la renta que se está dispuesto a pagar por una vivienda (o su precio, que en principio equivale a la renta capitalizada) es función de los valores que toman una serie de variables:

$$p = f(x_1, \dots, x_n)$$

Si solucionamos los enormes problemas prácticos de seleccionar las variables adecuadas (propias de la vivienda y de la zona en que se encuentra) y de ajustar la mejor forma funcional, obtendríamos, para un área determinada, una relación funcional del tipo  $p = g(x_i)$ , donde  $x_i$  es la variable de "calidad ambiental" que suponemos creciente (más valor, menor problema ambiental; por ejemplo, menor nivel de ruido o de un determinado tipo de contaminación en la zona) y en cuya función se suponen constantes todas las otras variables. Obtendríamos así una gráfica como la IV.4a que hemos dibujado lineal suponiendo el caso muy particular en que el precio aumenta proporcionalmente a la disminución del problema, cosa que no tiene por

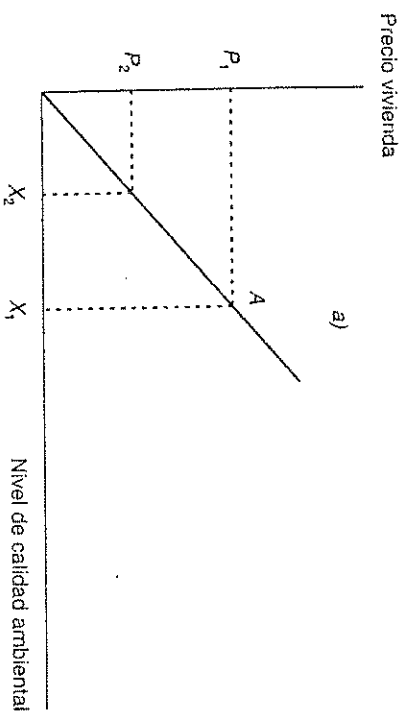
qué ser así; por ejemplo, podría ser que el precio fuese poco sensible a pequeñas variaciones del ruido cuando el nivel de éste es muy bajo, pero mucho más sensible a niveles elevados.

La pendiente de la gráfica,  $\partial p/\partial x_i$ , nos daría lo que se conoce como el *precio implícito* de la variación de dicha característica. Es importante advertir que lo que obtenemos no es la curva de demanda de un individuo sino del mercado; si supusiésemos un mercado perfecto (lo que está lejos de caracterizar al mercado inmobiliario), pensaríamos que cada familia se sitúa en su punto óptimo. Así, una familia con determinadas preferencias y nivel de renta que se sitúa en el punto de calidad ambiental  $x_1$  también podría situarse en cualquier otro nivel de calidad (manteniendo iguales las otras características de la vivienda) si así lo deseara.

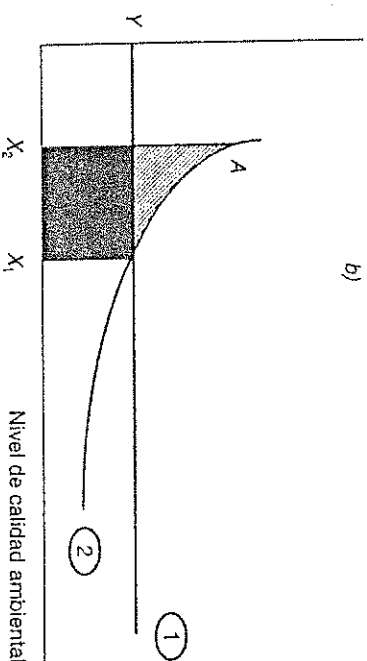
¿Cómo se valoraría la pérdida de un deterioro ambiental? Por ejemplo, supongamos que unas viviendas de nivel  $x_1$  se ven afectadas por la construcción de un aeropuerto en las inmediaciones, de forma que el nivel pasa a ser  $x_2$ . Si nos fijamos en los precios de mercado, la predisposición a pagar por cada unidad adicional de calidad ambiental sería  $y$  (pendiente de la gráfica IV.4a), y la correspondiente al cambio total sería el área por debajo de la recta 1 (recta debida al supuesto de función lineal de la gráfica IV.4a), que aparece en la gráfica IV.4b, coste que recaería sobre los propietarios si los precios reflejasen perfectamente la disminución de calidad ambiental (aunque quedarían menos afectados si ofrecieran el terreno para otros usos).

Sin embargo, puede argumentarse que con tal cálculo estamos infravalorando la auténtica pérdida de bienestar. Si los que viven en dicha zona no pueden desplazarse a otro lado, su pérdida de bienestar se mediría por la predisposición a pagar por el cambio de calidad ambiental de  $x_1$  a  $x_2$ . La función de demanda individual será probablemente como la de la curva 2 (gráfica IV.4b), pues si el individuo prefiere el nivel  $x_1$ , es de esperar que el aumento de utilidad que le supone pasar de niveles más bajos a más altos de calidad es mayor que la diferencia de precio que debe pagar según el mercado (si no sería indiferente entre situarse en  $x_1$  o en cualquier otro punto). Entonces, la medida relevante será el área delimitada por la curva 2. A este argumento se le puede objetar que si los inquilinos de las viviendas pudiesen trasladarse a otro lado en busca de la calidad

GRÁFICA IV.4. Ejemplo del método de los precios hedónicos



Disposición a pagar por el cambio de calidad ambiental



$x_1$  al precio  $p_1$ , finalmente volverían a la situación anterior; sin embargo, en la práctica, los desplazamientos de vivienda suponen normalmente fuertes costes, de manera que lo realista es que los habitantes de la zona sí salgan también —o sobre todo ellos— perjudicados.

De la sencilla idea que justifica el método a su concreción empírica hay, pues, muchos problemas. Dejando de lado los de tipo técnico, el método como máximo nos daría una estimación

monetaria razonable de los efectos sobre los habitantes de una determinada área de un daño ambiental localizado, como el ruido o una contaminación atmosférica local sin efectos globales. Es importante destacar que el resultado es siempre dependiente del nivel medio de renta de la zona: la predisposición a pagar para reducir las molestias del ruido no será la misma, desde luego, en un barrio rico que en uno pobre. Por otro lado, no quedarán reflejadas las preferencias de otros afectados por la calidad ambiental, como los que trabajan o estudian en la zona o los que la visitan, para los cuales el "valor de uso" del espacio es también diferente, según la calidad ambiental, pero que no participan en el mercado de la vivienda. Ni tampoco quedan incluidos posibles valores ecológicos.

#### LA VALORACIÓN CONTINGENTE

En ocasiones resulta interesante obtener *directamente*, preguntando a los afectados, el valor monetario que dan a un bien ambiental o a una externalidad negativa, es decir, averiguar su Disposición a Pagar (DAP) para obtener un bien ambiental o para evitar un perjuicio. Supongamos que una población arroja sus desechos y excrementos a un río, sin tratarlos previamente, y que la municipalidad propone construir un sistema de tratamiento de esos residuos que cuesta una cierta cantidad, por ejemplo un colector de aguas para evitar que vayan directamente al río, y se pregunta a la población relevante (o a una muestra de ella) qué cantidad mensual estaría dispuesta a pagar por esa mejora ambiental. Dejando de lado la fuente concreta de financiamiento de ese sistema de saneamiento, resultaría útil para la municipalidad contar con un estudio que indique cuánto estarían dispuestos a pagar los ciudadanos por él.

Podemos interpretar que la DAP revela el coste social que los ciudadanos atribuyen al sistema actual de vertidos, es decir, la averiguación de la DAP es un método de valoración económica de una externalidad negativa. También podríamos usar la DAA (Disposición a Aceptar compensación), preguntando, a quienes sufren un perjuicio, en cuánto valoran la compensación necesaria para aceptarlo sin protestar. La DAP y la DAA parten de

diferentes *derechos de propiedad* y no coinciden, siendo la DAP más baja y mostrando, en general, como ya habíamos visto,<sup>34</sup> diferencias enormes.

El método de la valoración contingente es el que está más en boga. Parte del reconocimiento del que goza provino del pronunciamiento a favor de su utilización por una comisión nombrada por la administración estadounidense con motivo del pleito contra la empresa Exxon por el importante vertido de petróleo en Alaska en 1989. Este método puede aplicarse a cualquier activo ambiental e incorpora la valoración monetaria que la población atribuye a un bien, independientemente del motivo que le lleve a tal valoración, sea el propio uso de las aguas o la preocupación por la salud de los que las usan o, si las decisiones tienen impactos a largo plazo, la preocupación por las generaciones futuras. En principio, el método sería aplicable no sólo ante problemas ambientales locales sino también ante los globales, porque nada impide preguntar a una muestra de la población mundial su valoración monetaria sobre la destrucción de la capa de ozono. Pero es obvio que en tales casos las limitaciones del método se amplifican. Cuanto más localizado sea el problema, menor sea la incidencia futura y más circunscrita esté la elección entre alternativas, más plausible resulta confiar en la DAP como método de valoración monetaria de externalidades negativas o de bienes ambientales.

Para lograrlo se realizaría una encuesta a la población afectada y, como eso seguramente sería muy caro, se aplicaría solamente a una muestra. Ahí intervienen las técnicas estadísticas habituales de selección de muestras. La situación que se quiere corregir, o el bien ambiental que se quiere preservar, serían cuidadosamente descritos a los entrevistados y, a continuación, se les preguntaría, partiendo de valores mínimos (o de valores máximos, como en las subastas de pescado), cuál sería su DAP. Los encuestados expresarían a veces su DAP a través de un hipotético "vehículo" concreto de pago (por ejemplo, un aumento en la tarifa del agua o un nuevo impuesto municipal).

Un ejemplo real es el siguiente. En Barcelona, antes de los Juegos Olímpicos de 1992, se vio la necesidad de crear una au-

<sup>34</sup> Véase el capítulo III, sobre la negociación coasiana.

toavía periférica para acomodar y facilitar el creciente tráfico de automóviles. Esa fue, de hecho, la mayor inversión olímpica. Existe la alternativa de hacer discurrir esas autovías por la superficie en zonas urbanas muy pobladas (lo que es relativamente barato, pero ruidoso y molesto) o por nuevos túneles en el subsuelo (lo que resulta más caro, en términos crematísticos). El municipio no llevó a cabo ningún estudio coste-beneficio previo, pero planificó algunas zonas subterráneas (las de barrios ricos, como Pedralbes) y otras a cielo abierto (como en el caso por Nou Barris, una zona obrera). Fueron las protestas populares, con frecuentes manifestaciones, las que obligaron a reconsiderar el proyecto inicial y construir túneles en tramos antes no previstos. Pero, paralelamente, sí existió un estudio de valoración contingente, según el cual la predisposición a pagar de los habitantes de Nou Barris para que el paso fuese subterráneo (y el proyecto incorporase otra serie de mejoras para el barrio) era, en término medio, de 44 000 pesetas, lo que daba un valor total de 3 650 millones de pesetas (considerando una población de 83 000 personas), algo superior al coste adicional de 3 000 millones de pesetas que suponía el cambio de proyecto.<sup>35</sup>

Existen diversos problemas técnicos en este tipo de encuestas, conocidos normalmente como "sesgos". Se habla así del sesgo de la información para referirse a que la respuesta concreta frecuentemente dependerá —y mucho— del nivel de información que se dé a los afectados; por ejemplo, si se les presentan datos concretos de enfermedades supuestamente atribuidas a un problema ambiental. Como los individuos no tienen información perfecta, la información que dé y cómo la presente el entrevistador puede ser crucial. Otro sesgo es el del "punto (precio) de partida". A la gente se le pide que ponga precio a algo a lo que no está acostumbrada a hacerlo; la práctica habitual es, para evitar que dominen las no respuestas, empezar dando un valor orientador, del tipo ¿pagaría usted más de x euros? (o ¿aceptaría menos de y euros?); pues bien, es un hecho comprobado que las respuestas se ven influidas por el valor inicial de referencia. Las respuestas pueden ser muy sensibles

<sup>35</sup> Pere Riera, "Valoración contingente del impacto ambiental de una infraestructura viaria: las Rondas de Barcelona", apéndice al capítulo 7, en D. Azqueta, *Valoración económica de la calidad ambiental*, McGraw Hill, 1994.

también al vehículo de pago escogido. Puede haber un importante sesgo derivado de comportamientos "estratégicos" —por ejemplo, si los entrevistados saben que realmente no pagarán, pero piensan que sus respuestas influirán en la decisión, pueden manifestar una DAP mayor que la real o, al contrario, si saben que les harán pagar la cantidad que manifestan, pueden simular no preocuparse por la cuestión para actuar como "goznes" o "polizones" (*free riders*).<sup>36</sup>

Otro elemento es el conocido como "efecto incrustación" (*embedding effect*), un concepto introducido por Kahneman y Knetsch a partir de los resultados empíricos de un ejercicio de valoración contingente.<sup>37</sup> Si queremos descubrir el valor que una muestra de personas da a la conservación de un determinado parque natural, podríamos diseñar el ejercicio de diversas formas. Una sería empezar por preguntar directamente la predisposición a pagar por ello (obteniendo la respuesta  $A_{11}$ ). En un segundo diseño formularíamos una primera pregunta sobre la predisposición a pagar por la conservación del conjunto de parques naturales del país ( $B_{21}$ ), para luego concretar más y pedir un valor para el parque natural específico que estamos estudiando, valor ( $A_{22}$ ) que forzosamente sería inferior al anterior, consciente el individuo de que le están preguntando por sólo una parte del total anterior. Por último, podríamos hacer la siguiente secuencia, que daría lugar a tres valoraciones crecientes: protección de la naturaleza en general ( $C_{31}$ ); protección del conjunto de parques naturales ( $B_{22}$ ), y protección del parque natural específico ( $A_{33}$ ).

El "efecto incrustación" consiste en que los valores de  $A_{11}$ ,  $B_{21}$  y  $C_{31}$  no son muy diferentes (una interpretación es que los individuos, más que expresar sus preferencias concretas por un

<sup>36</sup> Existe la posibilidad de pensar preguntas y mecanismos de pago que creen incentivos para decir la verdad (como el impuesto de Clarke-Groves; véase H. Varian, *Microeconomía intermedia*, Antoni Bosch (ed.), 3a. ed., Barcelona, 1994, pp. 622-627). Uno de sus problemas es que la formulación es demasiado complicada como para servir para las encuestas en la práctica.

<sup>37</sup> D. Kahneman y J. L. Knetsch, "Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, núm. 1, 1992, pp. 57-70. El ejemplo utilizado por nosotros está tomado de la tesis doctoral de Mariona Farré, *Economía Política dels espais naturals protegits. Estudi d'un cas concret: El Parc Nacional d'Altguàrdies i Estany de Sant Maurici*, Universitat de Lleida, 1998.

Diseño 1	Diseño 2	Diseño 3
A <sub>11</sub>	B <sub>21</sub>	C <sub>31</sub>
	A <sub>22</sub>	B <sub>32</sub>
		A <sub>33</sub>

activo ambiental, muestran más bien su compromiso general con la conservación de la naturaleza, ya sea la pregunta más amplia o más específica). En consecuencia, se obtiene que

$$A_{11} > A_{22} > A_{33}.$$

La conclusión radical de los autores es que el resultado de un ejercicio de valoración contingente es "arbitrario" y depende del diseño concreto del ejercicio. Adviértase que ello va mucho más allá del concepto habitual de "sesgo" o de las dificultades de captar el "auténtico valor". Quizá éste no existe: se define en el propio ejercicio y difiere según su diseño.

Pero, además de los anteriores, hay problemas aún más graves con el método, cuya filosofía es la siguiente: no existe mercado para algunas cosas (o incluso es imposible que exista), pero queremos *simularlo* y actuar en consecuencia. Las críticas a este planteamiento son al menos dos. La primera: es obvio que si preguntamos por la DAP queremos saber lo que se pagaría teniendo en cuenta la restricción inicial de renta y riqueza, porque si no la pregunta simplemente no tiene sentido, ya que si uno no tuviese ninguna restricción, estaría dispuesto a pagar cualquier cantidad por grande que fuera. Dicho de otra forma, las respuestas —aun suponiendo que descubramos que son sinceras y bien informadas— serán completamente diferentes si cambia la distribución del ingreso (o de la riqueza). Podría defenderse el método diciendo que, en definitiva, es lo que pasa con la asignación de cualquier bien en una economía de mercado: si cambia la distribución de la renta, cambia el resultado, pero la cuestión ética es si estamos dispuestos a aceptar —por ejemplo, cuando decidimos políticas ambientales públicas o cuando pensamos en indemnizaciones a afectados por impactos ambientales— que los que salgan peor parados sean —como

es lo habitual— los pobres. En otras palabras, la cuestión es si pensamos que para las decisiones públicas la guía es intentar reproducir lo que pasaría en el mercado.

Como escribió Peter Victor:

si para reducir la contaminación tenemos que escoger entre dos políticas de igual coste, una que beneficiará a los ricos de la comunidad y otra a los pobres, entonces este enfoque siempre beneficiará a los ricos, cuya disposición a pagar excederá probablemente a la de los pobres. Muchas personas, entre las cuales nos incluímos, no están de acuerdo con una evaluación técnica que seque una política en una dirección particular. Quienes son partidarios de una mayor igualdad en la distribución de la renta ven precisamente en la provisión de bienes públicos un medio de alcanzarla, ya que otras formas más directas de redistribuir la renta y la riqueza se enfrentan a obstáculos insuperables.<sup>38</sup>

Otros economistas tienen menos problemas morales y no han dudado en propugnar que lo eficiente es que la contaminación se concentre en los países más pobres, como a principios de los noventa manifestaba Lawrence Summers (entonces economista principal del Banco Mundial) en un memorandum enviado a algunos colegas y que se filtró al público.<sup>39</sup> Este "principio de Summers" lo podemos enunciar así: "los pobres venden barato".

<sup>38</sup> P. A. Victor, *Economía de la contaminación*, Vicens-Vives, 1974, p. 45 (edición original, 1972).

<sup>39</sup> "Let them eat pollution", *The Economist*, 8 de febrero de 1992, p. 66. Summers da varios argumentos para estimular "más migración de las industrias contaminantes a los países en vías de desarrollo". Entre ellas: que "la medida de los costes de la contaminación que afecta a la salud depende de los ingresos perdidos por la mayor morbilidad y mortalidad. Desde este punto de vista, una cantidad dada de contaminación que afecta a la salud debería hacerse en el país con el coste más bajo, es decir, el que tenga los salarios más bajos. Pienso que la lógica económica que hay detrás de llevar una carga de residuos tóxicos al país de más bajos salarios es imprecable y deberíamos reconsiderarla". También: "La demanda de un ambiente limpio tanto por razones estéticas como de salud es probable que tenga una muy elevada elasticidad-precio". En el memorandum se lamentaba también de que gran parte de la contaminación no se pudiese exportar, sea por generarse en servicios que no pueden importarse (como el transporte o la electricidad) o por los elevados costes de transporte de los residuos sólidos, lo que contribuía a que la calidad del aire en, por ejemplo, algunos países de África fuera muy ineficientemente buena comparada con la de Los Angeles o México.



Pero hay otra crítica de fondo. Se trata de que las decisiones públicas deben tener en cuenta los posicionamientos de los individuos, no en tanto consumidores sino como ciudadanos, que no tienen por qué ser las mismas ya que, como Sagoff argumenta,<sup>40</sup> los individuos revelan distintas preferencias en diferentes contextos institucionales. Sagoff insiste en que quienes son entrevistados en encuestas sobre disposición a pagar a menudo no quieren cooperar, y rechazan poner un precio a un bien ambiental cuando se les pregunta cuánto pagarían por él, o dan un precio infinito. Es habitual que en tales encuestas más de 30% de los entrevistados, para desesperación de los encuestadores y a pesar de su insistencia en que revelen sus preferencias poniendo un precio, se nieguen a cooperar. Esas respuestas de protesta —que son consideradas como “aberrantes” en los estudios de valoración contingente y, en consecuencia, suprimidas de los resultados— indican que las preferencias que los individuos revelan en el mercado como *consumidores* son distintas de los valores que tienen como *ciudadanos*.

Quizá la disparidad entre la DAP y la DAA también se explique, en parte, por la resistencia a poner precios a los bienes ambientales, que aparece típidamente cuando a uno se le pregunta por cuánto aceptaría un deterioro ambiental, aunque cuando a uno se le pone en la situación de pagar se impone a la fuerza —si no se niega a contestar— el “realismo” de la propia restricción de riqueza. Como ya comentamos en otro momento, la anomalía —para la economía neoclásica— no es que la DAP y la DAA sean diferentes, porque la teoría de las preferencias, con su supuesto sobre la sustituibilidad entre bienes, ya prevé que exista diferencia entre las dos magnitudes —que corresponden a lo que se llama *variación equivalente y variación compensadora*— debido al “efecto renta”,<sup>41</sup> la anomalía es que sean tan diferentes, incluso para bienes para los que se concluye que la elasticidad-renta no es muy elevada.

<sup>40</sup> M. Sagoff, *The Economy of the Earth*, Cambridge University Press, 1988.

<sup>41</sup> En el muy citado artículo de R. D. Willig, “Consumer’s Surplus Without Apology”, *American Economic Review*, vol. 16, núm. 4, 1976, pp. 589-597, se intentaba demostrar que variación equivalente, variación compensadora y excedente del consumidor mostrarían normalmente pocas diferencias.

Además, la distinción entre la valoración de los bienes ambientales en mercados ficticios y como ciudadanos tiene importantes implicaciones distributivas. Así, una cosa es el poder de compra y otra el poder del voto o el de la acción directa que, de hecho, fue el que tuvo éxito en el citado caso de los vecinos de Nou Barris, en Barcelona. Veamos otro caso, analizado por Ramachandra Guha.<sup>42</sup> En Karnataka, en el sur de la India, hubo en la década de 1980 una fuerte lucha contra las plantaciones de eucaliptos hechas por la empresa Birlas en tierras comunales, mediante una concesión estatal, cuyo propósito era proveer de materia prima a una fábrica de rayón de la propia empresa. Las familias campesinas perjudicadas perdían el acceso a pastos usados por su ganado y a matorrals y árboles usados para leña para cocinar. Si se les hubiera preguntado sobre su disposición a pagar por esos bienes ambientales o a aceptar compensación monetaria, posiblemente no hubieran querido responder (ya que esas tierras tenían un uso fuera del mercado) o, en cualquier caso, hubieran dado valores monetarios pequeños, al ser pobres. No se realizó un experimento de Valoración Contingente ni tampoco un análisis coste-beneficio (comparando los ingresos monetarios de Birlas con los costes para los campesinos, con valores actualizados). Lo que ocurrió fue que campesinas y campesinos, por acción directa en ese caso más que mediante el voto, actuando como ciudadanos y no como consumidores en un mercado real o ficticio, organizaron una *satyagraha*, arrancando eucaliptos recién plantados y sustituyéndolos por otros árboles más útiles para ellos, hasta que la empresa Birlas tuvo que desistir de sus planes.

#### COMPARABILIDAD, COMMENSURABILIDAD Y VALORACIÓN MONETARIA

En el análisis coste-beneficio se ha de valorar todo en una única unidad, de manera que lo que no se valora en dinero no cuenta. Bajo esta lógica metodológica, si un proyecto afecta la salud de las personas o de los ecosistemas, es normal pensar que más

<sup>42</sup> Ramachandra Guha, “El ecologismo de los pobres”, *Ecología Política*, núm. 8, 1994.

vale una estimación monetaria, por criticable que sea, que prescindir de incluir dichos efectos. Sin embargo, es la propia forma de plantear el problema la que conduce a lo que se ha llamado la *falacia de un número es mejor que ninguno*.<sup>43</sup>

Cuando se toman decisiones públicas, se hacen comparaciones entre cosas que son valorables por razones diferentes y en estándares distintos de valoración. La tesis de la no comparabilidad implicaría la imposibilidad de tomar decisiones o convertiría a éstas en totalmente arbitrarias. Pero aquí no nos oponemos en absoluto a la idea de la comparabilidad sino a la idea, muy diferente, de la comensurabilidad.<sup>44</sup> La comparabilidad significa simplemente que uno elige racionalmente entre diversas opciones, sin ser siempre capaces de darte un único orden atendiendo a un término único de comparación que permita afirmaciones del tipo "X vale más que Y". El que podamos elegir entre distintas situaciones y objetos, de forma sensata y racional no implica que debemos sostener que una situación es más valiosa que otra. No es así. Podemos rechazar una proposición como "X vale más que Y" y, al mismo tiempo, elegir X en vez de Y. El rechazo no nace de un escrípulo moral, de que no queramos aceptar públicamente que preferimos, por ejemplo, dedicar más recursos al arte que a salvar tantas vidas humanas aumentando el presupuesto de la sanidad pública, sino de la vaciedad de la comparación, dado que hay una *pluralidad de valores*. Decir que "X vale más que Y" es invitar a la respuesta "¿respecto de qué?" y, al existir una pluralidad de valores, tal vez no hay dónde anclar esa comparación, aunque estemos de acuerdo en que la elección debe realizarse sobre la base de juicios racionales acerca de los bienes relativos en cuestión. No hace falta apelar a la fe ni a ningún procedimiento de decisión no racional, como echar una moneda a cara o cruz.

"Todo necio confunde valor y precio", decía Antonio Machado. Marx hizo notar en *La ideología alemana* que la presunción del utilitarismo clásico de que existe un solo valor (el placer o la

<sup>43</sup> P. A. Diamond y J. A. Hausman, "Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number?", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8, núm. 4, pp. 45-64.

<sup>44</sup> John O'Neill, *Ecology, policy and politics*, Routledge, Londres, cap. 7. También J. Martínez Alier, G. Munda y John O'Neill, "Weak comparability of values as a foundation of ecological economics", *Ecological Economics*, sept. 1998.

utilidad) al cual todos los demás son reducibles, ganaba su plausibilidad aparente de que había una sola medida monetaria para todos los bienes: "La aparente estupidez de reducir todas las relaciones entre la gente a una relación de utilidad, esa abstracción aparentemente metafísica, surge de que en la sociedad burguesa moderna todas las relaciones se subordinan, en la práctica, a la relación monetaria-comercial abstracta".

Se supone que debe haber *medidas monetarias* de distintas situaciones, pues sin ellas no es posible una comparación racional. Ese supuesto, al parecer generalmente admitido, fue sometido a discusión crítica en los debates sobre el cálculo de los valores en una economía socialista en las décadas de 1920 y 1930. Ello se recuerda ahora como un conflicto entre los críticos austriacos del socialismo, Von Mises y Hayek, y los defensores de una forma de socialismo de mercado, Lange y Taylor, y se atribuye la victoria ya sea a unos o a otros. Ambos lados de aquel debate compartían un supuesto que estaba en la raíz de la defensa del capitalismo que Von Mises había presentado inicialmente y que había sido criticado por Otto Neurath, filólogo analítico del llamado "Círculo de Viena".

El argumento inicial de Von Mises contra la planificación socialista se basaba en un supuesto acerca de la comensurabilidad. Su argumento central era que las decisiones económicas racionales necesitaban una única medida con la cual el valor de distintas alternativas pudiera ser calculado y comparado. Dice así en su libro posterior *Human Action*:

El hombre práctico [...] debe saber si lo que quiere lograr será una mejora al compararlo con la situación actual y con los beneficios que podría conseguir al realizar otros proyectos técnicamente viables, que no se llevarán a cabo si el proyecto que tiene en mente absorbe todos los recursos disponibles. Tales comparaciones sólo pueden hacerse mediante el uso de precios en dinero.

Von Mises se había preguntado ya en 1919 cómo decidir en los casos en que hubiera costos y beneficios no incluidos en los mercados. Si, por ejemplo, al construir una represa hidroeléctrica se destruye un bello paisaje, entonces podría incorporarse a los costos la disminución del tráfico turístico. Von Mises anticipó así el *travel cost method*.

La posición defendida por Von Mises —es decir, la comparabilidad exige precios en dinero— había sido rechazada por Neurath, para quien una economía socialista consideraría los valores de uso y no los de cambio, sería una "economía en especie" en la que haría falta disponer de estadísticas sobre uso de energía, de materiales, etc., pero no haría falta una *única* unidad de comparación. Así, en 1919 escribió en un informe al Consejo Obrero de Munich, al considerar proyectos alternativos: "No hay unidades que puedan ser usadas como base de una decisión, ni unidades de dinero ni horas de trabajo. Hay que juzgar directamente lo deseable de ambas posiciones". Esta comparación requiere apelar a juicios políticos y éticos, incluida la preocupación por las generaciones futuras. Si se presenta la cuestión de si gastar menos carbón O, por el contrario, hacer trabajar menos a los hombres, entonces:

La respuesta depende, por ejemplo, de si pensamos que la fuerza hidráulica estará lo suficientemente desarrollada o si el calor solar estará mejor aprovechado que ahora, etc. Si pensamos esto, entonces gastaremos más carbón y no esfuerzo humano si hay carbón disponible. Sin embargo, si uno teme que, por usar esta generación de masiado carbón, habrá miles que tendrán frío en el futuro, entonces podríamos usar ahora más energía humana y ahorrar carbón. La elección de uno de los planes técnicamente posibles estará determinada por cuestiones no técnicas como éstas... no vemos ninguna posibilidad de reducir los planes de producción a algún tipo de unidad y comparar luego los diversos planes en términos de tal unidad.<sup>45</sup>

Ya en 1919 Neurath afirmaba aquí, con razón, que la comparabilidad no presupone la commensurabilidad. El juicio práctico no técnico tiene, necesariamente, un papel en la elección de políticas. El supuesto de Von Mises acerca de la necesidad de un único estándar de valor, y el tipo de racionalidad que ese supuesto implica, son ingredientes de la teoría económica moderna, incluida la economía ambiental neoclásica.

No creemos que en general la valoración monetaria sea un paso previo que solucione los conflictos de valores. Aunque, desde luego, algunos ejercicios de valoración monetaria ayu-

<sup>45</sup> O. Neurath, *Wirtschaftsplan und Naturrechnung*, Laub, Berlin, 1925, en *Empiricism and Sociology*, Reidel, Dordrecht, 1973, p. 263.

dan a la toma de decisiones. Usar eventualmente el método de la valoración contingente u otro de los ya comentados, no implica una adhesión incondicional al principio de la economía convencional que el valor de las cosas —en mercados reales o ficticios— debe provenir exclusivamente de las preferencias individuales de la actual generación de humanos tomando además la actual distribución del ingreso y la riqueza como dada. Quizá los economistas se encuentran con un vacío cuando se cuestiona el análisis coste-beneficio, porque se preguntan: entonces, ¿cómo es posible decidir racionalmente? El hecho es que el análisis coste-beneficio muy raramente es el elemento central de las decisiones públicas (aunque más veces sirve para justificar decisiones previas). Como Vain y Bromley afirman:

La evidencia sugeriría que la mayor parte de las elecciones inteligentes en relación con el ambiente se han tomado sin poner precios. Los primeros esfuerzos de control de enfermedades mediante el saneamiento de las aguas en las más importantes ciudades de Europa y América vienen a la mente. De manera similar, los programas contra la contaminación atmosférica en estas mismas ciudades no esperan a tener evidencias de que los ciudadanos estaban dispuestos a pagar una suma agregada superior a los esperados "costes" impuestos sobre aquellos que tenían que modificar su comportamiento.<sup>46</sup>

Que muchas veces predominan los intereses políticos a corto plazo o las presiones de grupos económicos es bien cierto, pero la alternativa no es la utópica pretensión de poner las decisiones en manos de expertos independientes que prescindan de juicios de valor propios, sino buscar procedimientos democráticos e informados para tomar decisiones en un marco multicriterial (es decir cuando existen diversos criterios de valoración).

Nuestra previsión es que los problemas teóricos ligados a la valoración monetaria son tantos que el valor de estos ejercicios será considerado entre los propios economistas, cada vez, como más relativo. Paradójicamente, sin embargo, la política ambiental práctica necesitará, cada vez más, de valoraciones monetarias para aplicar las leyes ambientales y en particular para todo

A. Vain y D. W. Bromley, "Choices without prices without apologies", en D. W. Bromley (ed.), *The Handbook of Environmental Economics*, Basil Blackwell, 1995.

lo relacionado con la "responsabilidad civil" en materia ambiental. Tales valoraciones tendrían que hacerse, como también se fijan indemnizaciones por accidentes laborales o de tráfico, pero es importante no perder de vista su carácter fuertemente convencional.

Algunos autores no sólo entran en el terreno de las valoraciones de algunos activos ambientales, sino que incluso llevan a cabo ejercicios tan atrevidos como intentar aproximar el valor monetario total, a escala planetaria, de los servicios de los sistemas ecológicos y del capital natural. Esto es lo que Costanza y otros hacen en un desafortunado artículo aparecido en la revista científica *Nature*.<sup>47</sup> Los números utilizados en el artículo (algunos de elaboración propia y la mayoría extrapolaciones de otros estudios) llevan a un rango de valoración comprendido entre 90% del PNB mundial y tres veces dicho PNB, con un valor medio de 33 billones (10<sup>12</sup>) de dólares.<sup>48</sup> Uno no deja de sorprenderse ante el ejercicio, cuando los propios autores destacan que sin tales servicios la vida y la economía no existirían, así que "en un sentido, su valor total para la economía es infinito" pero, prosiguen, "puede ser instructivo estimar el valor 'incremental' o 'marginal' de los servicios de los ecosistemas".

Se nos escapa en qué sentido es instructivo, si los propios autores plantean la contradicción de extrapolar las pérdidas de los cambios marginales a lo que pasaría con la desaparición de los servicios de los ecosistemas a partir de las gráficas IV.5a y IV.5b, que reproducimos de su artículo. La figura IV.5a representaría las curvas de oferta y demanda de un "bien económico normal".<sup>49</sup> El PNB mide la suma de valores *Opbq* (precios multiplicados por cantidades) para el conjunto de bienes, mientras que lo más relevante para el bienestar es, probablemente, el

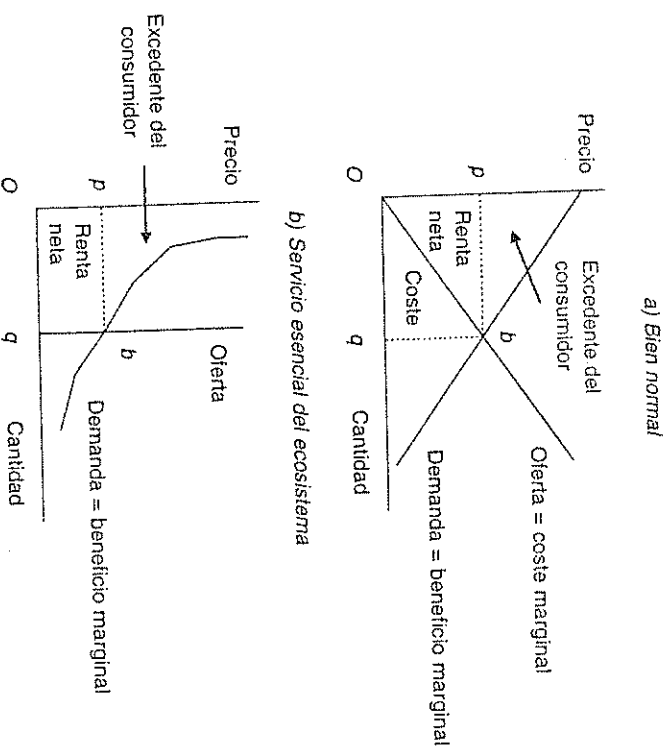
<sup>47</sup> R. Costanza, *et al.*, "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature*, núm. 387, 1997, pp. 253-260.

<sup>48</sup> Los propios autores señalaron posteriormente un importante error cuantitativo en el artículo publicado. El año de base del estudio era 1994, pero el dato del PNB mundial utilizado (18 billones de dólares) era el de 1987 y no el de 1994 (25 billones) (R. Costanza, *et al.*, "The value of the world's ecosystem services: putting the issues in perspective", *Ecological Economics*, núm. 25, 1998, p. 69, nota 2).

<sup>49</sup> Es discutible considerar como caso general para los bienes reproducibles que los costes marginales que determinan la curva de oferta sean crecientes. Pero éste es un tema que no abordaremos aquí.

excedente que el bien genera (excedente del consumidor más renta neta, si ésta existe). La figura IV.5b representaría la demanda y oferta (rígida) de un servicio ambiental esencial. Lo destacable es que, a medida que disminuye la cantidad *q*, el "excedente del consumidor" que se pierde con cada unidad de servicio es más y más grande, hasta hacerse infinito, porque es esencial para la vida. Por tanto, la propia forma que los autores consideran típica de los principales servicios ambientales invalida la idea que los autores dicen aplicar: calcular la pérdida marginal del paso de *q* a *q - 1* para multiplicarlo por el número de unidades *q* de las que inicialmente se dispone.

GRÁFICA IV.5. Curvas de oferta y demanda para "bienes normales" y para los servicios esenciales del ecosistema



FUENTE: R. Costanza *et al.*, "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature*, núm. 387, 1997, pp. 253-60.

## LA MONETARIZACIÓN DE LA NATURALEZA

Ha habido intentos notorios de estimar valores monetarios de los servicios que la Naturaleza presta a la economía humana—y, por tanto, de valorar al mismo tiempo la destrucción de estos servicios en los casos en que eso acontece (Costanza *et al.*, *Nature*, vol. 387, 1997, pp. 253-260). De hecho, observamos que los resultados dependen de la arbitraria selección de métodos para valorar los distintos servicios; la distribución de los derechos de propiedad y la presión a la que se somete a la Naturaleza, lo que aleja los rankings producidos por esas valoraciones monetarias de los que obtendríamos a partir de otras escalas de valor, como la valoración biológica o ecológica. Para que se entienda bien este punto presentamos las valoraciones monetarias que De Groot atribuye anualmente (por hectárea) a los servicios naturales prestados por las Islas Galápagos y por el Mar de Wadden (un gran estuario interior en Holanda). Resulta que ese mar holandés (en medio de una región superpoblada y productora de residuos) "vale" anualmente unas cincuenta veces más por hectárea que las Galápagos. Como señala Roldán Muradian, si nos dieran a elegir cuál de ambas zonas conservar ante una amenaza extraterrestre, la lógica de la valoración económica nos debería llevar a sacrificar las Galápagos. Es importante este ejemplo no sólo porque De Groot es coautor e inspirador principal de las estimaciones de Costanza *et al.*, sino también porque éstas (al igual que De Groot en su libro, con datos del cual se ha preparado el cuadro adjunto) atribuyen el mayor valor al reciclaje de nutrientes y de materia orgánica (la mitad, aproximadamente, de los 33 billones (10<sup>12</sup>) de dólares con que Costanza *et al.* valoran anualmente los servicios de la Naturaleza). Vemos también el escaso valor dado a la biodiversidad (algo chocante en el caso de las Galápagos), lo que es atribuible al método de valoración. Asimismo, mientras la materia orgánica y los nutrientes se cuentan según los costos alternativos de producción o

CUADRO. Resumen de las valoraciones monetarias obtenidas por De Groot (1992) en \$EU por ha y año

	IG	DWS	Método de estimación
<i>Valor de conservación</i>			
Prevención de inundaciones	NC	500	10% del valor de control de inundaciones en Massachusetts. Aumento del coste de las ayudas por desastres naturales en las áreas en las que no existe esta capacidad de protección natural.
Prevención de la erosión	0.30	NC	10% del rendimiento anual de las actividades que se benefician de esta función: producción agrícola y ganadera (basada en los niveles de producción actuales).
Almacenamiento y reciclaje de materia orgánica	58	2 000	Costes de tratamiento artificial de los residuos orgánicos (basado en las cantidades que IG y DWS son capaces de reciclar anualmente).
Almacenamiento y reciclaje de nutrientes	NC	2 500	Costes de tratamiento artificial del fósforo y el nitrógeno (basado en las cantidades que IG y DWS son capaces de remover anualmente).

	<i>IG</i>	<i>DWS</i>	<i>Método de estimación</i>
Hábitat de migración y área de reproducción	0.07	120	IG: 10% del rendimiento anual de la pesca comercial; DWS: valor anual de mercado de la captura de pescado y camarones.
Mantenimiento de la diversidad biológica	4.9	NC	10% del valor de mercado de cualquier actividad que directa o indirectamente dependa de esta función (no indica qué tipo de actividades).
Protección de la naturaleza	0.55	15	IG: dos veces el presupuesto del parque; DWS: 50% de donaciones a la Sociedad Audubon para la conservación de una marisma en Florida.
<i>Valor de uso productivo</i>			
Alimentos	0.7	450	IG: rendimiento anual de la captura local de peces y crustáceos (excluyendo atún); DWS: 2 veces el valor total de mercado de las plantas y animales capturadas (= 10% de la productividad local de biomasa). Ambos basados en tasas actuales de explotación.
Materias primas para la construcción	5.2	25	IG: rendimiento anual actual de la extracción de madera, rocas, arena y grava; DWS: valor de mercado de la explotación de arena y conchas.

Recreación y turismo	45	500	Número de visitantes multiplicado por el gasto medio por visita.
Acuicultura	0.02	22.5	IG: rendimiento de una hectárea dedicada a esta actividad (asumiendo ingresos de 1 \$EUA/m <sup>2</sup> ); DWS: ingresos corrientes del cultivo de mejillones multiplicado por el área que podría ser utilizada (10% de la zona sublitoral).
Información estética y espiritual	0.52	15	IG: actuales donaciones internacionales para su conservación; DWS: 50% de las donaciones a la Sociedad Audubon para la conservación de una marisma en Florida.
Información cultural y artística	0.2	NC	Valor monetario de películas y libros que utilizan IG como principal motivo.
Recursos ornamentales	1.53	NC	Ingresos artesanales provenientes de árboles nativos y otros recursos ornamentales que podrían ser obtenidos de forma sostenible.
Recursos energéticos	0.35	NC	Dinero ahorrado al utilizar una planta de energía solar con una superficie de 50 ha (para cubrir todo el consumo energético del área).

reciclaje, no se aplica la misma metodología del cálculo al costo de reposición, reproducción o reciclaje íntegro a los minerales (como han señalado Naredo y Valero, Ayres, Ruth y otros autores en el campo de la ecología industrial en los últimos años), ni menos aún a la biodiversidad (cuyo coste de "reproducción" o reposición resulta absurdo traducir —a lo Parque Jurásico— a lo monetario). Las metodologías de valoración económica usadas son, pues, incongruentes.

EL ANÁLISIS MULTICRITERIO: ¿MÉTODO DE DECISIÓN O PARADIGMA DE LA ECONOMÍA ECOLÓGICA?

La lógica "unicriterio" del análisis coste-beneficio consiste en reducirlo todo a una unidad monetaria mediante métodos "técnicos" lo más objetivos posible, a fin de decidir con un criterio maximizador. En las últimas décadas se ha prestado atención creciente a otra perspectiva, relacionada con la crítica a la conmensurabilidad y conocida como teoría de la decisión multicriterio.<sup>50</sup> El punto de partida de dicha teoría es que, cuando se ha de decidir entre diversas alternativas, lo más frecuente es que se pretendan maximizar o minimizar diversos criterios contradictorios entre sí, de forma que lo que se ha de establecer es un *compromiso* entre dichos objetivos. Veamos un ejemplo sencillo.<sup>51</sup> Considérese una empresa pública que puede obtener papel a partir de tres técnicas. Cada una se caracteriza por diferentes costes monetarios de producción y distintos niveles de residuos orgánicos que medimos en unidades de DBO (demanda bioquímica de oxígeno o cantidad de oxígeno necesario para degradar los residuos en un tiempo y condiciones de temperatura determinadas), según los valores del cuadro. Si la empresa fuese privada, es obvio que su criterio sería el de escoger la técnica más

	IG	DWS	Método de estimación
Información científica y educativa	2.7	16	IG: dos veces el dinero gastado en investigación, cursos de formación, ayudas, materiales educativos; DWS: dinero gastado en investigación científica (salarios, costes de equipamiento, etc.) + valor educativo (que se supone 1/3 del valor de la investigación).
TOTAL	120.04	6 163.5	

Islas Galápagos: IG; Dutch Wadden Sea: DWS.  
 Áreas: IG: 1150000 ha; DWS: 270000 ha.  
 NC: No calculado.  
 FUENTE: resumen preparado por Roldán Muradian a partir de De Groot, *Functions of Nature*, Wolters Noordhoff, Groningen, 1992.

<sup>50</sup> G. Munda, *Multicriteria evaluation in a fuzzy environment. Theory and applications in Ecological Economics*, Physica, Heidelberg, 1995.

<sup>51</sup> Este ejemplo es similar a uno de los utilizados en C. Romero, *Teoría de la decisión multicriterio: conceptos, técnicas y aplicaciones*, Alianza, 1993.

barata, es decir, la técnica I. Ahora bien, ¿cómo decidir cuál es la mejor opción cuando se considera también el problema de la contaminación?

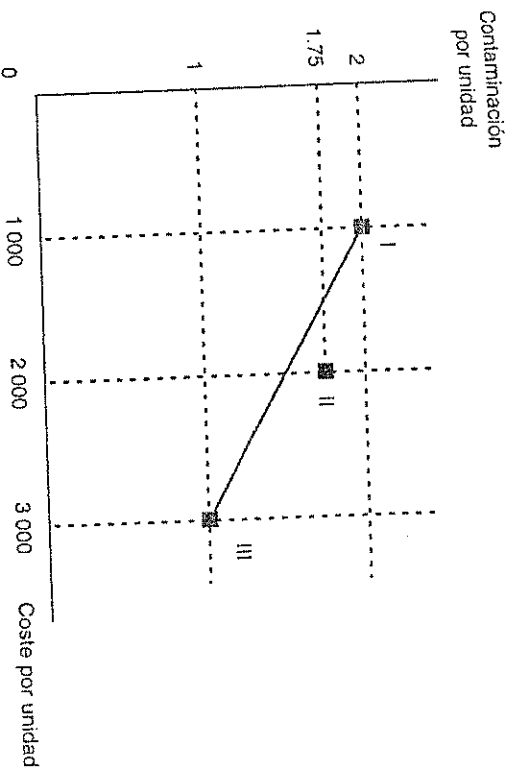
*Características de diferentes técnicas disponibles para la producción de una unidad de producto*

Técnica	Coste por unidad (unidades monetarias)	Contaminación por unidad (DBO)
I	1 000	2
II	2 000	1.75
III	3 000	1

Un posible enfoque sería aplicar alguna de las técnicas de valoración monetaria disponibles, como la valoración contingente. Aunque dicho ejercicio proporciona alguna información interesante, sus problemas son enormes, como acabamos de ver. El conflicto que se plantea es que nos interesa minimizar el coste de producción y, al mismo tiempo, minimizar las emisiones contaminantes. Aproximarse a uno de estos criterios implica alejarse del otro. No existe una solución única al problema; ésta depende del *peso relativo* y de la importancia que se da a cada uno de los criterios.

Un análisis gráfico nos puede ayudar a decidir. En la gráfica IV.5 se presentan las combinaciones de coste monetario y contaminación correspondientes a cada una de las tres técnicas. Si añadimos el supuesto de que podemos combinar las diferentes técnicas, entonces el segmento que une las técnicas I y III representa combinaciones factibles de coste y contaminación de manera que la técnica II es ineficiente. Este es el primer paso: rechazar las alternativas *dominadas* por otra alternativa; es decir que ésta es mejor según alguno de los criterios y no es peor según ninguno de ellos. Sin embargo, en nuestro ejemplo existen multitud de posibles combinaciones que no son descartables de manera tan simple: todas las del segmento que va de I a III y que matemáticamente se caracterizan por unos costes de producción  $x$  y niveles de contaminación  $y$  que cumplen:

*GRÁFICA IV.5. Ejemplo de diferentes niveles de contaminación y coste monetario para producir una unidad de producto según diferentes técnicas*



$$x = 1\ 000b + 3\ 000(1 - b) = 3\ 000 - 2\ 000b$$

$$y = 2b + 1(1 - b) = b + 1$$

donde  $0 \leq b \leq 1$ .

En otras palabras, el coste de reducir la contaminación una unidad equivale a 2 000 unidades monetarias. Una posible forma de plantear la solución sería: si por cada unidad de reducción de contaminación estamos dispuestos a pagar más de 2 000 unidades monetarias, la mejor técnica sería la III; si sólo estamos dispuestos a pagar una cantidad menor, lo mejor es optar por I. Pero, desde luego, no tenemos por qué valorar siempre por igual la disminución de la contaminación en una unidad adicional. Por ejemplo, podríamos considerar que, dada la producción de papel prevista y las características del medio



receptor de la contaminación, un nivel de contaminación de 1.25 por unidad producida se considera asumible con muy pocos costes ambientales, lo que llevaría a decidir sólo entre las alternativas que comporten una contaminación igual o superior a 1.25. O a la inversa, podríamos introducir una restricción en sentido contrario y considerar, por ejemplo, que en ningún caso la contaminación por unidad producida debería superar el nivel 1.5. Para la economía ecológica, la multiplicidad de posibles soluciones no es un defecto del método sino más bien lo contrario: entre economía y ecología son frecuentes los conflictos y ninguna técnica sustituye al debate social sobre el tema.

El ejemplo anterior se caracterizaba por considerar sólo dos criterios relevantes y ambos eran fácilmente cuantificables. Con frecuencia los criterios relevantes son muchos y algunas variables son cualitativas. Supongamos, por ejemplo, que hay tres proyectos de carretera para conectar dos poblaciones<sup>52</sup> y que nos interesa tener en cuenta tres aspectos: el coste monetario, el tiempo medio previsto de desplazamiento y el impacto sobre el paisaje. (Obviamente la propia elección de los criterios relevantes es polémica y debe someterse al debate social.) Lo primero es organizar la información, y para ello puede utilizarse una matriz de orden  $m \times n$ —que generalmente se conoce como matriz de evaluación— en la cual se planteen los resultados previstos de los  $n$  criterios considerados para las  $m$  alternativas.

Proyecto	Coste monetario	Tiempo medio de desplazamiento	Impacto sobre el paisaje
A	150	30	Fuerte
B	50	90	Medio
C	60	120	Pequeño

<sup>52</sup> Un ejemplo similar, más complejo es el que aparece en G. Munda, P. Nijkamp y P. Rietveld, "Qualitative multicriteria evaluation for environmental management", *Ecological Economics*, vol. 10, 1994, pp. 97-112.

De acuerdo con dicha información tenemos la siguiente ordenación, de más a menos preferido, según los diferentes criterios.

Proyecto	Coste monetario	Tiempo medio de desplazamiento	Impacto sobre el paisaje
A	Tercero	Primero	Tercero
B	Primero	Segundo	Segundo
C	Segundo	Tercero	Primero

Se plantea de nuevo el problema de cómo agregar los diferentes criterios. Una alternativa es utilizar la matriz únicamente como una forma de organizar la información relevante para la toma de decisiones y a partir de la cual se tendría que decidir "directamente", aplicando—por así decirlo—el juicio práctico. Debe notarse que, tal como lo ha expresado John O'Neill,<sup>53</sup> apelar al juicio práctico no quiere decir apelar a una intuición desinformada. El juicio sobre el valor de distintas situaciones puede ser informado o desinformado, competente o incompetente. El buen juicio no sale de la pura intuición sino que se basa en la capacidad de percepción y de conocimiento. Por ejemplo, para comparar el valor de distintos sistemas ecológicos hay que estar informado y ser capaz de distinguir los distintos rasgos que los caracterizan.

Cuando el número de alternativas y de criterios es muy grande, podría plantearse algún algoritmo matemático para ayudar a procesar la información. Ahora bien, existen multitud de posibles métodos de agregación, por lo que plantear un método ideal aplicable universal y automáticamente sería caer en el mismo error que el análisis coste-beneficio.

Revisemos algunos posibles métodos. En primer lugar deberíamos distinguir entre los ordinales y los cardinales. Los primeros tendrían en cuenta únicamente la posición relativa de cada alternativa respecto a cada uno de los criterios; su ventaja es que no necesitan de información cuantitativa precisa, pero su

<sup>53</sup> John O'Neill, *Ecology, policy and politics*, Routledge, Londres, 1993, capítulo 7.

gran limitación es que no tienen en cuenta la intensidad de las diferencias de resultados respecto a los criterios. La situación normal será intermedia: no se puede cuantificar con precisión los diferentes resultados (al menos para algunos criterios), pero se sabe algo más que una simple ordenación respecto a los criterios: por ejemplo, si la diferencia de valores como hábitat entre dos alternativas es muy grande o muy pequeña. Además, si aplicásemos el método de la mayoría simple de criterios, comparando las alternativas dos a dos, a veces llegaríamos a un resultado preciso (en este caso la alternativa B), pero también nos podemos encontrar con la "paradoja de Arrow", que nos impide clasificar de manera consistente las alternativas.<sup>54</sup>

Otros métodos de agregación requieren que todos los criterios sean cuantificados. Ello ya es un paso muy problemático, pero podríamos intentar elaborar índices cuantitativos de valoración respecto a cada criterio. Para evitar que el resultado dependa de las unidades escogidas se pueden normalizar los valores entre 0 y 1. En las alternativas consideradas para cada criterio igualamos a 1 el valor mejor (el "ideal") y a 0 el peor de ellos (el "anti-ideal"). En nuestro ejemplo obtendríamos un resultado como el siguiente:

Proyecto	Coste monetario	Tiempo medio de desplazamiento	Impacto sobre el paisaje
A	0	1	0
B	1	0.33	0.5(?)
C	0.9	0	1

Cuantificados los valores según los diferentes criterios, nada impide definir diferentes algoritmos matemáticos de ayuda a la decisión. Por ejemplo, cabe maximizar la suma ponderada del valor de cada criterio, es decir:

$$\text{Máx } W_1 X_1 + W_2 X_2 + \dots + W_n X_n$$

<sup>54</sup> En K. J. Arrow y H. Reynaud, *Opciones sociales y toma de decisiones mediante criterios múltiples*, Alianza editorial, 1989 (edición original, 1986) pueden verse las complejidades del tema.

donde  $W_i$  representa los pesos de cada criterio y  $X_i$  su valor. En este caso, si los tres criterios tienen el mismo peso, resultaría que la mejor decisión es C; sin embargo, si uno da un peso de 50% al primer criterio (el coste monetario), y de 25% a los otros dos, entonces dominará el proyecto B.

Podría argumentarse que decidir sobre los pesos relativos de los criterios es como fijar "precios relativos" y que, por tanto, el método no es en realidad diferente al del coste-beneficio. A tal planteamiento puede replicarse, sin embargo, que el análisis multicriterio puede operar sin ponderar los criterios y en cualquier caso los pesos son explícitos y forman parte del proceso de decisión, de manera que se hace evidente que diferentes prioridades conducirán a diferentes resultados. También podríamos atribuir a algún criterio "poder de veto"—por ejemplo, la ley estadounidense de "especies amenazadas" o, por ejemplo, el carácter "sagrado" que tenga un territorio para una población.

No hay que olvidar que cuando hablamos de decisiones conflictivas éstas no sólo se refieren a valores, sino a conflictos entre intereses y perspectivas de diferentes grupos de personas. Las técnicas de análisis multicriterio ayudan a evidenciar cuáles son los conflictos, pero no solucionan quién y cómo decide. La decisión podría acabar en un referéndum, aunque este método no siempre es el más adecuado, no sólo porque—como los economistas destacan—no tiene en cuenta la intensidad de las preferencias, sino porque impone soluciones que se pueden considerar injustas. Por ejemplo, instalar plantas peligrosas de tratamiento de residuos lejos de los centros que los generan y cerca de localidades poco pobladas (en dicho caso un tema clave es el ámbito geográfico del referéndum: ¿la localidad más directamente afectada?, ¿todo el país?). Podría buscarse también explicar y avanzar en la solución del conflicto mediante el diálogo entre un conjunto de individuos escogidos al azar, que discutiesen sobre la importancia de los diferentes criterios y que intentasen llegar a soluciones consensuadas o claramente mayoritarias; a este tipo de instituciones se refiere Jacobs cuando habla de "democracia deliberativa".<sup>55</sup>

<sup>55</sup> M. Jacobs, "Environmental valuation, deliberative democracy and public decision-making institutions", en J. Foster (ed.), *Valuing Nature?*, Routledge, Londres y Nueva York, 1997.