

---

# Visiones monetarias basadas en instrumentos de mercado y sus críticas

---

PID\_00260456

Beatriz Rodríguez-Labajos

---

Tiempo mínimo de dedicación recomendado: 4 horas

---



**Beatriz Rodríguez-Labajos**

Primera edición: febrero 2019  
© Beatriz Rodríguez-Labajos  
Todos los derechos reservados  
© de esta edición, FUOC, 2019  
Av. Tibidabo, 39-43, 08035 Barcelona  
Diseño: Manel Andreu  
Realización editorial: Oberta UOC Publishing, SL  
Depósito legal: B-4.672-2019

*Ninguna parte de esta publicación, incluido el diseño general y la cubierta, puede ser copiada, reproducida, almacenada o transmitida de ninguna forma, ni por ningún medio, sea éste eléctrico, químico, mecánico, óptico, grabación, fotocopia, o cualquier otro, sin la previa autorización escrita de los titulares del copyright.*

# Índice

<b>Introducción</b> .....	5
<b>1. ¿Los problemas ambientales son un fallo del mercado?</b> .....	7
1.1. Las externalidades ambientales: la diferencia entre los costes privados y los costes sociales .....	9
1.2. ¿Cómo valorar monetariamente las externalidades? .....	11
1.2.1. Funciones y componentes del valor monetario de los recursos ambientales y naturales .....	11
1.2.2. Métodos de valoración monetaria: «subjetivos» (de preferencia declarada) frente a «objetivos» (de preferencia revelada) .....	13
1.2.3. La iniciativa TEEB (La Economía de los Ecosistemas y de la Biodiversidad) .....	18
<b>2. La solución: internalizar externalidades (sostenibilidad débil)</b> .....	21
2.1. El análisis de coste-beneficio social para la evaluación de proyectos .....	21
2.1.1. El análisis coste-beneficio, paso a paso .....	23
2.1.2. El concepto «descuento del futuro» y sus implicaciones .....	25
2.2. La corrección ecológica del sistema de cuentas nacionales ( <i>green national accounting</i> ) .....	28
2.2.1. Críticas al uso del producto interior bruto como indicador de bienestar .....	28
2.2.2. Las correcciones ecológicas de los agregados macroeconómicos .....	29
<b>3. ¿Cómo se pueden internalizar las externalidades?</b> .....	34
3.1. Corrección de los precios ( <i>environmental pricing</i> ) .....	34
3.1.1. La tributación «verde»: impuestos ecológicos o ambientales .....	34
3.1.2. El principio «quien contamina, paga»: ¿impuestos o subsidios a los contaminadores? .....	38
3.2. La negociación «coasiana»: ¿es el propio mercado la solución? .....	39
3.2.1. Comercio de emisiones de dióxido de azufre y dióxido de carbono, ¿por qué no siempre funcionan? .....	40
3.2.2. Pagos por servicios ambientales .....	43

3.2.3. Mercados de biodiversidad y el concepto del impacto neto positivo .....	44
3.3. Otras estrategias de uso de la valoración monetaria: de vuelta al «enfoque TEEB» .....	45
<b>4. Conclusión: ¿tiene sentido un enfoque de valoración monetaria del medio ambiente?.....</b>	<b>47</b>
4.1. Controversias y críticas a la valoración monetaria .....	47
4.2. Tasa por uso <i>versus</i> multa: el ejemplo de Chevron-Texaco en Ecuador .....	48
4.3. «Enfoques monetarios»: condiciones de utilización .....	49
<b>Bibliografía.....</b>	<b>51</b>

## Introducción

El **módulo 2** aborda de manera crítica enfoques que asumen la posibilidad de valorar monetariamente elementos del medio ambiente, y los instrumentos analíticos y de política ambiental vinculados a ellos. En el nivel micro –esto es, en las interacciones entre los agentes económicos– se presenta, por ejemplo, el análisis de coste-beneficio social. A escala macro, se plantea la corrección ecológica de las cuentas nacionales. Una vez revelados los verdaderos costes involucrados en la actividad económica, se buscaría ajustar el comportamiento de los actores económicos a diferentes escalas. Se examinan tres posibilidades al efecto:

- 1) la corrección de los precios mediante impuestos,
- 2) la promoción de soluciones de mercado como los mercados de carbono o los pagos por servicios ambientales, y
- 3) un conjunto mixto de estrategias.

El módulo concluye reflexionando sobre el sentido que pueden tener las estrategias basadas en la valoración monetaria en situaciones de impacto ambiental. En particular, se proponen algunas condiciones para el empleo de la valoración monetaria, basadas en la experiencia de activistas ambientales.



## 1. ¿Los problemas ambientales son un fallo del mercado?

La economía como disciplina se ha centrado en gran parte en entender el comportamiento de agentes económicos individuales, como los productores y los consumidores, y su interacción en los mercados. Esto es lo que estudia la **microeconomía**. La agregación del conjunto de bienes y servicios producidos, y de las diferentes formas de renta que se derivan de dichos mercados, por contraposición, se denomina **macroeconomía**. Ambas constituyen los pilares de la teoría económica tal como se ha consolidado y transmitido durante el siglo XX, y hasta la actualidad.

La microeconomía y la macroeconomía abordan aspectos de asignación para usos alternativos de recursos que se consideran escasos. Por ejemplo, la microeconomía busca entender cómo se ajustan las transacciones de bienes y servicios en los mercados a cambios en los precios, teniendo en cuenta las limitaciones presupuestarias de consumidores que quieren optimizar su utilidad o bienestar personal. La misma consideración aplica a la estructura de costes de producción para las empresas, frente a su deseo de maximizar sus beneficios. Con fundamentos afines, la macroeconomía traza el ajuste de variables financieras, de gasto agregado –privado o público– o en el comercio internacional.

En su consolidación, la economía se ha erigido en un campo disciplinario cada vez más formalizado, mediante variables y relaciones matemáticas entre dichas variables. La formulación de teoremas económicos ha dado impulso a despliegues analíticos muy sofisticados, que en parte explican la actual preeminencia social y política de la economía. Es importante enfatizar, no obstante, que tal formalización depende de supuestos sobre la racionalidad, acceso a la información y flexibilidad en la toma de decisiones de los actores económicos, entre otros postulados sobre su subjetividad y comportamiento.

Una condición esencial para la formulación de modelos económicos es la situación denominada como «competencia perfecta». En ella, los agentes no pueden influir en el precio de las mercancías (son precio-aceptantes), los productos existen en unidades que no difieren entre ellas (son homogéneos), es posible cambiar libremente las decisiones de producción o consumo sin coste alguno (los costes de transacción son nulos), y todos los agentes involucrados cuentan con la misma información (información completa o transparencia). En presencia de competencia perfecta, los agentes en los mercados –consumidores que demandan productos, y productores que los ofrecen– conseguirían,

de manera espontánea, una distribución eficiente de la producción en la que todos los agentes involucrados optimizan su situación, aprovechando al máximo los recursos a su alcance.

Históricamente, cuando la economía abordaba la gestión de los recursos necesarios para la producción, no solía referirse a los recursos naturales y ambientales. De hecho, como ya hemos visto en el módulo 1, la teoría económica los tuvo en escasa consideración hasta la década de 1920, y no se produjeron desarrollos analíticos significativos sobre ellos hasta la década de 1970.

Para entonces, era evidente que las relaciones entre economía y medio ambiente eran conflictivas. Las soluciones de mercado, independientemente de su resultado económico o social, estaban redundando en el deterioro del estado del medio ambiente. En otras palabras, la racionalidad económica de maximización del bienestar individual parecía conducir al agotamiento de recursos naturales, o a su degradación.

La respuesta de la teoría económica fue reconocer los problemas ambientales, e interpretarlos como un caso más de «fallo del mercado», en los que algún tipo de distorsión hace que la asignación que generan los mercados no sea eficiente. Un ejemplo de fallo de mercado es el que se produce cuando un monopolio aprovecha su poder de mercado y afecta la estructura de precios. Otro es la adquisición de información privilegiada sobre alguna condición del mercado por parte de algún agente, que la aprovecha en su beneficio.

En materia de recursos naturales y ambientales, se suelen mencionar dos tipos de fallos de mercado. El primero es el caso de las externalidades negativas. Como se explicará con detalle a continuación, cuando hay externalidades negativas, un agente incurre en costes generados por la actividad económica de otro agente económico. El segundo es el de los bienes públicos, que están caracterizados por dos atributos (no rivalidad y no exclusión) que dificultan su comercialización en el mercado. En ambas situaciones, una solución de mercado no funciona, y genera un nivel «subóptimo» del bien que interesa, en este caso la cantidad o calidad del recurso ambiental.



## 1.1. Las externalidades ambientales: la diferencia entre los costes privados y los costes sociales

En términos genéricos, una **externalidad** es un coste (o un ingreso) transferido de un agente económico a otro por el cual no existe una compensación. Si se trata de un coste que alguien debe asumir, hablamos de externalidades negativas, o **costes externos**. Si se trata de un ingreso que alguien percibe, hablamos de externalidades positivas. En estos casos, el precio de la mercancía (o del servicio) no refleja la estructura de costes para producirla.

Es tradicional ofrecer el ejemplo de una fábrica instalada cerca de un río, en el que también opera un pescador aguas abajo, para explicar la noción de externalidad negativa (figura 1). La fábrica produce un bien dado: automóviles, bolígrafos, ropa... Para generalizar, indicaremos las cantidades de este bien producido como 'x'. Como cualquier otro producto, producirlo genera costes para la empresa. Expresaremos estos costes como una función de la cantidad producida del bien x[1].

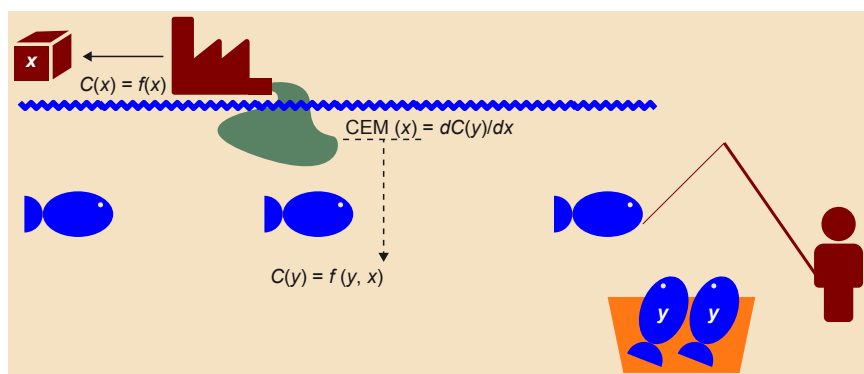
$$C(x) = f(x) \quad 2.1$$

Al tiempo que se genera cada unidad de producto x, la empresa también genera contaminación. Por ejemplo, descarga en el río aguas no tratadas, con un caudal proporcional al tamaño de la producción. Los costes de tratamiento del agua se pueden expresar entonces como una función de coste que depende de la cantidad x producida por la empresa. No obstante, la empresa no efectúa el tratamiento correspondiente, y por lo tanto este coste se «externaliza» o transfiere a alguien más.

En nuestro ejemplo, el agente económico que debe asumir el coste es un pescador cuya producción depende de la calidad del agua del río. La cantidad de bienes producida por el pescador (por ejemplo, en kilogramos de pescado) se puede expresar como 'y'. Ante cambios en la calidad ambiental, el pescador puede sufrir pérdidas de producción, o tomar medidas para mejorar la situación, asumiendo los costes correspondientes. Por lo tanto, cada unidad adicional producida del bien contaminante x generará costes que están vinculados a la estructura de costes del bien y. Otra manera de expresarlo es que el **coste externo marginal** (CEM) del bien x es la derivada respecto a x de la función de costes del bien y [2].

$$\text{CEM}(x) = dC(y)/dx \quad 2.2$$

Figura 1. Ejemplo de externalidades y funciones de coste asociadas



Fuente: elaboración propia

Para poder hablar de una externalidad, es necesario especificar varios elementos. En primer lugar, se deben poder identificar con claridad los agentes económicos que la generan y que la asumen.

En nuestro ejemplo, el agente que sufre la externalidad es el pescador. No es el río o los peces, ya que, en sí mismos, estos no pueden ser agentes económicos. Si bien puede darse un impacto medible en términos de sustancias contaminantes en el río, o cantidad de peces muertos, una externalidad negativa se debe expresar como coste económico. Por lo tanto, se debe poder cuantificar en términos monetarios.

Adicionalmente, con el fin de analizarla, es necesario que las funciones de coste externo marginal se puedan especificar. Esto significa que la relación específica entre la función de coste del bien  $y$  y el nivel de producción del bien  $x$  son conocidas.

Cabe señalar que las externalidades no se dan necesariamente solo entre productores, pueden ser entre productores y consumidores, o entre consumidores entre sí. Igualmente, como se ha indicado al principio del apartado, las externalidades pueden ser tanto negativas como positivas. Son negativas cuando el agente que percibe la externalidad se ve afectado por un coste no compensado. Una forma de expresarlo es que el valor de la derivada de la función de producción de  $y$  respecto a la producción de  $x$  es negativa ( $dy/dx < 0$ ), como en el caso de la contaminación del río que se acaba de presentar. Son positivas cuando, por el contrario, el agente que percibe la externalidad se ve beneficiado por un ingreso que no compensa. En este caso, la función de producción de  $y$  respecto a la producción de  $x$  es positiva ( $dy/dx > 0$ ).

Un ejemplo clásico de este tipo de externalidades positivas es la producción de miel en panales ubicados cerca de una huerta de frutales. El encargado de la huerta se verá beneficiado por servicios de polinización mejorados debido a una mayor presencia de abejas sin que, en principio, esté compensando al productor de miel.

Del caso descrito más arriba, se colige que el coste de producir el bien  $x$  no se limita a los costes que asume de manera privada la empresa que gestiona la fábrica. El conjunto de los costes, o coste social, de producir  $x$  incluye también el coste externo que asume el pescador. Se puede definir la noción de **coste social marginal** (CSM) como la suma de los costes privados marginales (CPM) y los costes externos marginales (CEM) de la producción del bien  $x$  [3].

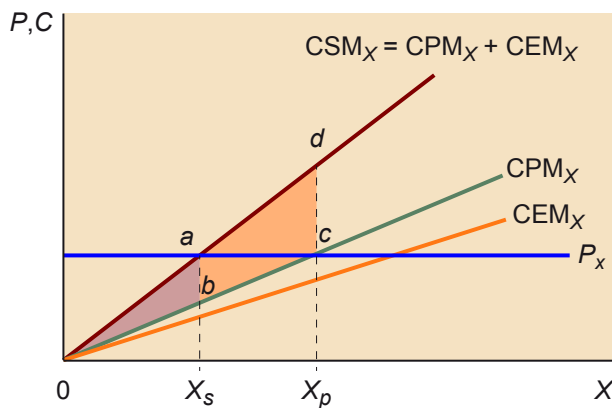
$$CSM_x = CPM_x + CEM_x \quad 2.3$$

En una situación de competencia perfecta, la racionalidad económica del productor lo lleva a comparar los costes marginales y el precio de venta del producto. Esto es, decide producir una cantidad del bien  $x$  en la que el coste de la última unidad producida equivalga al ingreso por venderla. En competencia perfecta, este ingreso es su precio de mercado ( $p$ ). Si produce una unidad más, la estructura de costes haría que la diferencia entre el ingreso marginal (precio) y el coste marginal de esa unidad fuera negativa.

Sabiendo esto, es posible representar la estructura de costes y de ingresos a los que se enfrenta el productor del bien contaminante (**figura 2**). A partir de ahí, se puede observar que la cantidad producida con una lógica privada y la cantidad que sería socialmente deseable producir difieren. Mientras que la lógica privada lleva a producir una cantidad de bien contaminante equivalente a  $x_p$  (el óptimo privado), la lógica social lleva a producir una cantidad equivalente a  $x_s$  (óptimo social), que es inferior.

En este óptimo social, el nivel de externalidad no es nulo. Este punto es importante. La sociedad en su conjunto asume un nivel positivo de coste externo en contrapartida de contar con cierto nivel de producción del bien  $x$ . Este coste externo –representado en la gráfica por el área más oscura comprendida entre los puntos  $0, a, b$ – se denomina **nivel óptimo de externalidad**. En la gráfica, también se pueden identificar los niveles de producción consistentes con el óptimo privado ( $X_p$ ) y el óptimo social ( $X_s$ ). La diferencia entre ellos es el nivel de sobreproducción del bien contaminante. Las áreas sombreadas marcan el nivel de externalidad en el óptimo social (el triángulo  $0ab$ ) y en el óptimo social (que añadiría la geometría  $abcd$ ).

Figura 2. Coste social marginal y nivel óptimo de producción del bien contaminante



## 1.2. ¿Cómo valorar monetariamente las externalidades?

### 1.2.1. Funciones y componentes del valor monetario de los recursos ambientales y naturales

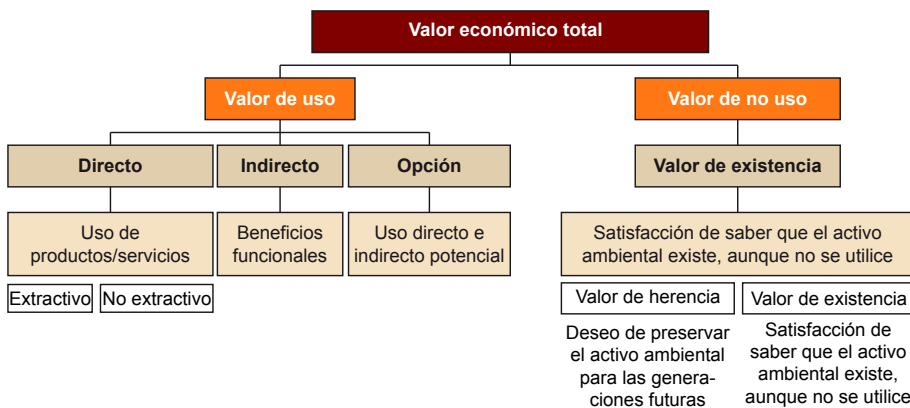
Las **funciones** de la valoración monetaria de recursos ambientales y naturales como la biodiversidad y la calidad del agua o del aire son múltiples. Una muy evidente, a partir de lo expuesto en el apartado anterior, es dimensionar las externalidades. Ello permite generar indicadores sobre el uso inadecuado de dichos bienes y servicios ambientales. Un indicador del valor monetario de la degradación de los recursos naturales, o contaminación, puede utilizarse como elemento de sensibilización en campañas informativas, de persuasión sobre determinados comportamientos ambientales, o incluso para destacar la relevancia social o intelectual de un tema ambiental. Al respecto, por ejemplo,

se ha estimado que el valor de los servicios de polinización de los insectos a escala global es del orden de 153 mil millones de euros al año (cuadro 2). Aunque este cálculo se ha revisado con posterioridad, desde hace diez años se utiliza muy frecuentemente tanto en publicaciones científicas como en campañas de sensibilización para destacar la contribución de los polinizadores en la producción agrícola mundial.

Contar con una magnitud también puede servir como objetivo o meta cuantificable en programas de conservación o aprovechamiento de recursos. Finalmente, en una lógica de economía ambiental, el conocimiento del valor de los costes externos permite apoyar el diseño de instrumentos económicos, como tributos ambientales, que «internalicen» los costes no reconocidos de producciones contaminantes. Veremos esta última función en profundidad en el apartado 3 de este módulo («¿Cómo se pueden internalizar las externalidades?»).

En la última década ha habido avances significativos en la sistematización de métodos para la valoración económica de recursos ambientales y naturales. La mayoría de ellos pivotan sobre la noción de **valor económico total** (VET) de los recursos. El VET estaría articulado por diferentes componentes del valor de un recurso dado. Estos se desprenden tanto de los usos directos, indirectos o de opción del recurso, como los valores de no uso, que estarían asociados a bases más altruistas del valor (figura 3). El valor de opción es una noción difusa que tiene que ver con valores de uso potencial, ya sea directamente por el individuo que percibe el valor, ya sea por parte de otros individuos que el receptor de valor también considera importantes. Se puede tratar de otros individuos que usan el recurso en el presente (situación denominada «valor vicario»), o más adelante por parte de generaciones futuras (situación denominada «valor de herencia»). En este sentido, el valor de opción, o alguna de sus nociones, se superpone sobre los valores de no uso.

Figura 3. Componentes del valor económico total



### 1.2.2. Métodos de valoración monetaria: «subjetivos» (de preferencia declarada) frente a «objetivos» (de preferencia revelada)

Las dos grandes familias de métodos de valoración monetaria de recursos ambientales y naturales son los métodos subjetivos o de preferencia declarada y los métodos objetivos o de preferencia revelada (cuadro 1).

Cuadro 1. Tipos de métodos de valoración monetaria

Tipo de método	Tipo de preferencia	Métodos
Métodos directos	Declarada o hipotética	Valoración contingente
Métodos indirectos	Preferencia revelada	Costes inducidos / evitados (dosis-respuesta) Coste de viaje Precios hedónicos / salarios hedónicos

Los **métodos directos** o de preferencia declarada buscan cuantificar el valor monetario de un bien o servicio ambiental creando las condiciones de un mercado ficticio. En dichas condiciones hipotéticas, actores consultados directamente pueden expresar cuál es su valoración de mejoras ambientales que realmente se podrían llevar a cabo.

El método que mejor captura este enfoque es el de **valoración contingente**. Se trata de una metodología muy controvertida, pero también muy utilizada, porque se puede aplicar con flexibilidad a prácticamente cualquier situación. El planteamiento es simple: se procede a la valoración a partir de la estimación de la cantidad de dinero que actores potencialmente afectados por un cambio ambiental están dispuestos a pagar (DAP) o a aceptar (DAA) como compensación ante este cambio. La expresión del valor se efectúa mediante cuestionarios diseñados al efecto, y se debe delimitar la población para la que el cambio ambiental es relevante. Evidentemente, la instrumentación del método puede llegar a ser bastante compleja. En rigor, exige la definición de la curva de demanda del bien o servicio ambiental al efecto que muestre cambios en el valor ante cambios en el nivel de uso del bien ambiental.

En principio, el recurso a la DAA corresponde a situaciones en las que se produce un empeoramiento de la calidad ambiental, y la DAP resulta apropiada cuando se produce una mejora. En la práctica, existe una diferencia entre los valores declarados como DAP y DAA, siendo la DAA sistemáticamente más alta que la DAP. Al ser una medida más conservadora, la DAP se suele utilizar más frecuentemente.

## El derrame del petrolero Exxon Valdez

El primer caso emblemático de evaluación de daños utilizando el método de valoración contingente tuvo lugar tras el derrame del petrolero Exxon Valdez. El 24 de marzo de 1989, el petrolero Exxon Valdez, con una carga de 1,48 millones de barriles de crudo, derramó 37.000 Tm de hidrocarburo en la bahía de Prince William, Alaska. Más de 2.000 km de costa se vieron afectados, generando una tragedia ecológica con gran repercusión mediática que contribuyó a modificar la legislación del transporte de petróleo en Estados Unidos (figura 4). La Administración Oceanográfica y Atmosférica de Estados Unidos (US National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA) organizó un panel de expertos encabezados por los conocidos economistas Kenneth Arrow y Robert Solow para preparar la evaluación de los daños, que serían utilizados en la litigación del caso.

### Enlace de interés

Más información sobre el caso en:

Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill. [https://gspp.berkeley.edu/assets/uploads/research/pdf/Exxon\\_Valdez\\_Oil\\_Spill.pdf](https://gspp.berkeley.edu/assets/uploads/research/pdf/Exxon_Valdez_Oil_Spill.pdf)

Figura 4. Ejemplo de trabajos de limpieza tras el derrame de petróleo del Exxon Valdez



Fuente: Wikimedia Commons

El ejercicio de valoración contingente en el ejemplo del Exxon Valdez sirvió para refinar el método y establecer algunas de las condiciones, hoy generalmente aceptadas, para su instrumentación. Algunos elementos clave para la correcta aplicación del método son, por ejemplo:

- Interactuar directamente con los beneficiarios o afectados, evitando interacciones superficiales en la calle, por correo o por teléfono.
- Utilizar muestras estadísticamente significativas.
- Ofrecer a los participantes escenarios reales, en los que se puedan ver reflejados, enfrentándolos a datos concretos sobre el cambio ambiental.
- Tener en consideración el nivel de ingreso de los participantes, y examinar sus preferencias frente a dicho nivel de ingreso.
- Llevar a cabo pruebas piloto en la aplicación del cuestionario, antes de la administración de la encuesta en general.

El método de valoración contingente cuenta con defensores que enfatizan, además de su flexibilidad, que puede ser la única manera de aproximar el valor de existencia de los bienes ambientales. Este caso puede ser útil, por ejemplo, si

se produce la pérdida irreversible de especies en peligro. Una virtud del método es que conduce a estimaciones concretas, aunque evidentemente su obtención depende del diseño e instrumentación del estudio.

Al mismo tiempo, este método no está exento de numerosas críticas que destacan que, al fin y al cabo, los resultados se derivan de mercados artificiales. En este sentido, se subraya que el valor obtenido está influido por sesgos de instrumentación que pueden hacer variar sustancialmente el resultado, entre ellos:

- la elección de la DAP o DAA como vía de valoración;
- el vehículo, o medio de pago propuesto, y la forma de pago ofrecida al entrevistado (por ejemplo, una subida hipotética de los impuestos frente a una aportación voluntaria);
- la referencia de valor que se ofrezca como punto de partida;
- el efecto incrustación, esto es, si los escenarios de cambio ambiental se presentan al entrevistado de manera individual o como parte de un conjunto combinado de cambios.

Una técnica bastante generalizada en la aplicación del método de la valoración contingente es la **transferencia de beneficios**. En este caso, se adapta información generada por estudios previos al contexto de evaluación dado. Potencialmente, se puede aplicar esta técnica con datos generados a partir de diferentes métodos. En el caso de la valoración contingente, se transfieren cálculos de DAP de un contexto a otro, haciendo ajustes en términos de diferencias de ingreso entre el país donde se obtiene el valor y el país donde se transfiere [4].

$$A_i = Y_i / Y_j \quad 2.4$$

donde:

$Y_i$  es el ingreso del nuevo contexto;

$Y_j$  es el ingreso del país de origen.

Los ajustes no se limitan a los diferentes niveles de ingreso, sino también a las condiciones de protección ambiental en cada país y su influencia en el ingreso.

$$DAP(i) = [DAP(j) \cdot A_i]^e \quad 2.5$$

donde:

$e$  es la elasticidad ingreso por protección ambiental.

#### **Bibliografía recomendada**

Más información sobre la técnica de transferencia de beneficios en:

The Benefit Transfer and Use Estimating Model Toolkit

<http://dare.agsci.colostate.edu/outreach/tools/#BTT>

**John Loomis; Leslie Richardson** (2007). *Technical Documentation of Benefit Transfer and Visitor Use Estimating Models of Wildlife Recreation, Species, and Habitats*. Colorado: Dept. of Agricultural and Resource Economics / Colorado State University / Fort Collins.

### Elasticidad ingreso

La elasticidad ingreso de la demanda indica el efecto de las variaciones de la renta o ingreso de un consumidor a la cantidad demandada de un bien. Normalmente, este coeficiente es positivo y, a mayor ingreso, mayor demanda del bien. En el caso de algunos bienes (denominados «bienes inferiores») a mayores niveles de ingreso disminuye la cantidad demandada del bien. Por ejemplo, en algunos países asiáticos, a medida que aumenta la renta de los consumidores, disminuye el consumo individual de arroz, ya que este alimento es desplazado por carne, fruta, u otros alimentos de precio mayor.

Los **métodos indirectos** o de preferencias reveladas aproximan el valor de un bien o servicio ambiental por medio de mercados asociados a dicho bien o servicio. Mediante su comportamiento en el mercado, los agentes revelan el valor en mercados reales.

Por ejemplo, el **método de costes evitados o inducidos** estima el valor monetario de cambios en la producción de un bien o servicio que se comercializa en el mercado, provocado por el impacto ambiental dado (por ejemplo, un aumento en los niveles de contaminación atmosférica). La relación entre los niveles del bien comercializable y los niveles de calidad ambiental se expresa en una función de dosis-respuesta que se debe especificar correctamente. Ejemplos de función de dosis-respuesta serían una relación entre concentraciones de una sustancia contaminante en el suelo y la producción agrícola, o los niveles de calidad del aire y la salud de las personas. En este último caso, por ejemplo, se partiría del conocimiento de los incrementos del impacto en la salud de un contaminante [6].

$$\Delta S_{ij} = b_{ij} \cdot \text{POB}_j \cdot \Delta A_j \quad 2.6$$

donde:

$S_{ij}$  es el impacto  $i$  en la salud de un contaminante  $j$ ;

POB es la población expuesta al contaminante  $j$ ;

$A_j$  es concentración del contaminante  $j$  en el medio;

$b_{ij}$  es la pendiente de la función que mide el cambio en la salud humana o la «respuesta» por un cambio unitario en la dosis de contaminación.



Además, podemos asumir el coste unitario que suponen los impactos en la salud ( $P_i$ ), por ejemplo, en términos de costes sanitarios o pérdida de ingreso por ausentismo laboral por día. Entonces, es posible estimar el coste inducido por la pérdida de calidad ambiental [7].

$$P_i^* \Delta S_{ij} = P_i \cdot b_{ij} \cdot POB_j \cdot \Delta A_j \quad 2.7$$

De manera similar, el **método del coste de viaje** ayuda a entender el valor de bienes o servicios ambientales con usos recreativos. El método compila información sobre todos los costes incurridos por personas que, de hecho, pagan por visitar el lugar. Estos costes son de diferente naturaleza, tanto relativos a costes de transporte, como al coste de oportunidad por el tiempo dedicado al viaje. A partir de una encuesta a una muestra de visitantes, es posible construir una curva de demanda de calidad ambiental. Es de esperar que habrá relativamente menos visitantes que hayan incurrido en costes por persona muy altos, y más visitantes que asumieran costes relativamente menores. Con todos los datos disponibles, se puede utilizar un análisis de regresión para entender las relaciones entre la calidad ambiental y la disposición a pagar por persona, considerando otros factores como su ingreso, variables demográficas y otras actividades realizadas en el viaje. A partir de esta curva de demanda es posible estimar el excedente del consumidor, esto es, la diferencia en la utilidad percibida por el consumidor por la experiencia recreativa y el precio que realmente paga por ella (por ejemplo, una eventual tasa a la entrada de la zona). Dicho excedente del consumidor equivale al valor de los servicios recreativos del bien ambiental.

Otro método de preferencias reveladas muy utilizado es el de los **precios hedónicos**. Busca descubrir todos los atributos de un bien que expliquen su precio, determinar la contribución de cada uno de ellos en la configuración del precio y, en particular, de aquellos que estén relacionados con el bien ambiental evaluado. Un caso de aplicación muy común es entender cómo la calidad del medio afecta al precio de bienes inmuebles. Está claro que varios elementos intervienen en la determinación del precio de una finca (por ejemplo, una vivienda), tales como su tamaño, sus características estructurales y su localización. Centrándonos en este último aspecto, la cercanía de la finca a una condición ambiental favorable (por ejemplo, un parque, o las vistas a un paisaje bien conservado) o desfavorable (por ejemplo, una instalación contaminante o ruidosa) tiene una influencia en su precio. El método busca aislar este componente, que se considera el precio implícito del elemento ambiental.

$$P = f(X_i, E) \quad 2.8$$

donde:

$X_i$  son todas las demás variables que influyen en el precio de la vivienda. Se fijarán buscando fincas de similares características, exceptuando la variable ambiental;

$E$  es la variable ambiental;

$dP/dE$  es la disposición marginal a pagar por la variable ambiental, o precio implícito.

Una variación de este mismo método es el de los **salarios hedónicos**. En este caso, se asume que el salario de un determinado puesto de trabajo depende de las características de dicho puesto. Por ejemplo, las habilidades o conocimientos necesarios, o capital humano ( $C_i$ ), las condiciones sindicales del empleo ( $T_i$ ), el riesgo que el empleado debe asumir ( $R_i$ ), y las condiciones ambientales de su trabajo ( $E_i$ ) [9]. En este caso, la derivada de  $W$  respecto a cualquiera de las variables indicaría la disponibilidad del trabajador a aceptar una compensación por cada una de ellas, o la del empleador de pagar para compensarlas.

$$W_i = W(C_i, T_i, R_i, E_i) \quad 2.9$$

### 1.2.3. La iniciativa TEEB (La Economía de los Ecosistemas y de la Biodiversidad)

La voluntad de aumentar la visibilidad de la pérdida de biodiversidad mediante la valoración monetaria inspiró la iniciativa *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), que se inició en la reunión de ministros de medio ambiente del G8+5 en Postdam, en 2007. La idea era generar un análisis y debate análogo al que el Informe Stern –que valoró monetariamente los impactos del calentamiento global sobre la economía mundial– había llevado a cabo en materia de cambio climático. El proyecto contó con apoyos de los gobiernos europeos, particularmente el gobierno alemán, y con el respaldo de la Comisión Europea y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Pavan Sukhdev, economista con experiencia en banca y con interés en la economía de la conservación, lideró el proceso.

Se esperaba que la valoración monetaria contribuyera a visibilizar social y políticamente el problema de la pérdida de biodiversidad global. Originalmente, por lo tanto, se buscó comparar los costes de la pérdida de biodiversidad y de la falta de medidas protectoras con los costes de la protección efectiva. Aunque se contaba con estudios de los costes de conservación global (que se estimaban en torno a los 8-10 mil millones de USD/año), pronto resultó evidente que la estimación del valor de la biodiversidad no era tarea fácil.

La iniciativa TEEB compiló una síntesis de métodos de valoración de los servicios de los ecosistemas que resulta interesante por su flexibilidad, ya que iba mucho más allá de los métodos de valoración monetaria presentados más arriba. En la práctica, los sucesivos informes que se publicarían bajo los aus-

picios de la iniciativa omitirían enfoques biofísicos –de la ecología, como el enfoque de la resiliencia, o principios de la termodinámica–, así como los métodos de evaluación deliberativa de las ciencias políticas. Veremos algunos de estos enfoques en el módulo 3.

La iniciativa se planteó como un metaanálisis de estudios ya elaborados. Se buscaba identificar estudios que mostraran los beneficios derivados de los bienes y servicios ambientales y, por consiguiente, los costes de bienestar asociados a su pérdida. En consecuencia, una contribución del TEEB fue organizar una gran cantidad de información disponible que destacaba la relevancia de estudios previos relativos a diferentes componentes de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas (cuadro 2).

Cuadro 2. Algunos datos enfatizados por la iniciativa TEEB

<b>Elemento evaluado</b>	<b>Descripción</b>	<b>Estimación monetaria disponible</b>
Bosques	Reducir a la mitad las tasas de deforestación en 2030 las emisiones de CO2 caen en 1,5-2,7 GT/año	Valor presente neto de los daños evitados por cambio climático: 3,7 mil millones USD
Polinizadores	El valor de los servicios de polinización de una colonia de abejas cuadruplica el de los productos directos obtenidos de la apicultura	Valor total de los servicios globales de polinización: 153 mil millones USD /año (9,5% de la producción agrícola)
Barreras coralinas	El hábitat de 1-3 millones de especies (una cuarta parte de los peces marinos) es la base de subsistencia de treinta millones de personas	
Recursos pesqueros globales	Sobreexplotación de los stocks de especies comerciales en relación con un escenario de pesca sostenible	Reducción en el ingreso de la actividad pesquera: 50 mil millones USD/año

Fuente: TEEB cita a James y otros (2001), Pearce (2007), Eliash (2008), Gallai y otros (2009), Allsop y otros (2009), Gómez y otros (1994), Wilkinson (2004) y WB & FAO (2009).

La iniciativa también propulsó ideas ya existentes que destacaban la utilidad de contar con enfoques monetarios a la hora de tomar decisiones sobre la biodiversidad. Una de estas nociones fue el denominado «PIB de los pobres». La contribución de los bosques y otros ecosistemas a sustentar las formas de vida de hogares rurales de bajo ingreso es grande en términos de su bienestar. Por consiguiente, hay un potencial para canalizar esfuerzos para la conservación de la biodiversidad que contribuye a la mitigación de la pobreza. El TEEB destacó que los servicios de los ecosistemas y otros recursos no comercializables constituyen una parte importante de las fuentes de subsistencia de los hogares rurales. Esta contribución fluctuaría entre el 47 y el 89 por ciento de este PIB de los pobres en algunos países de ingreso medio o bajo, como la India o Indonesia.

El TEEB se puso también del lado de los menos pobres, alabando ideas como el «impacto positivo neto» propuesto por la corporación minera Rio Tinto. Esta implica permitir la destrucción de un hábitat si se certifica la «creación» de

otro hábitat equivalente en otro lugar. La idea de las compensaciones por biodiversidad permite, eventualmente, crear mercados de certificados transables que fundamentaría un sistema de protección coste-efectivo de la biodiversidad (elaboraremos con más detalle esta idea en el apartado 3.2).

## 2. La solución: internalizar externalidades (sostenibilidad débil)

El apartado anterior expone cómo –en la lógica de la economía ambiental– los problemas ambientales ocurren porque los agentes económicos no reconocen los costes externos (cuyo valor se puede aproximar con diversos métodos) en la toma de decisiones. Esto lleva a situaciones en las que la viabilidad de alguna parte del sistema económico se vea comprometida. En el ejemplo de la figura 1, los ingresos netos de pescador se irían reduciendo con los aumentos de producción del bien contaminante. En el extremo, la actividad del pescador desaparecería. La manera de revertir la situación es reconocer los costes externos en el análisis y en la toma de decisiones. Los mecanismos para hacer posible esta «internalización» de las externalidades incluyen, por ejemplo, los impuestos o la creación de mercados de emisiones de contaminantes. Los veremos con más detalle en este apartado.

Cabe destacar que el propósito último de la internalización de externalidades no es la conservación de estado del medio ambiente y sus ciclos biofísicos (lo que supondría una visión de *sostenibilidad fuerte*), sino de las diferentes actividades económicas que dependen de él. Esta lógica, que se centra en el mantenimiento del flujo monetario correspondiente y no en el estado del medio, se conoce como de *sostenibilidad débil*.

### 2.1. El análisis de coste-beneficio social para la evaluación de proyectos

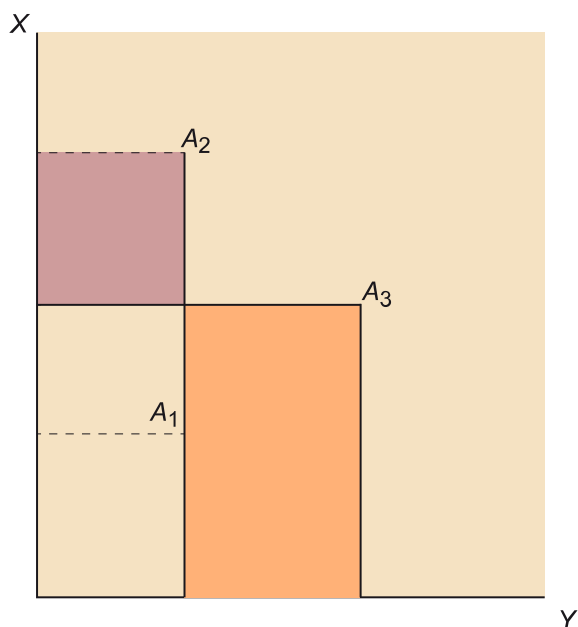
A menudo, se presentan situaciones en las que es necesario elegir entre diferentes opciones a la hora de llevar a cabo un proyecto. La construcción de una presa, la apertura de una mina, o la ampliación de una infraestructura de transporte puede significar la alteración de un paisaje fluvial bien conservado, el desplazamiento de comunidades, o el aumento del ruido y la contaminación. El problema de la elección social se produce porque, aunque los proyectos enunciados pueden contribuir a mejoras en el bienestar, la forma en que los beneficios y los costes se distribuyen puede llevar a que alguien salga perdiendo con el cambio.

Ante esta situación, ¿qué procedimientos nos pueden ayudar a seleccionar una opción razonable que sea conveniente para la sociedad en general? El criterio de eficiencia más conocido es el de la eficiencia paretiana. Este califica una situación en la que, si algo cambia, alguien sale perdiendo. Si alguien empeora con el cambio, ya no hay eficiencia. Por ejemplo, en la figura 5, el cambio de  $A_1$  a  $A_2$  o de  $A_1$  a  $A_3$  es Pareto-eficiente, ya que en ambos casos se consigue un

aumento de algún satisfactor sin que empeore el otro. No obstante, el cambio entre  $A_2$  y  $A_3$  no puede calificar como una mejora en el sentido de Pareto, ya que el aumento en un satisfactor lleva al empeoramiento del otro.

En estos casos, se podría aplicar el principio de compensación de Kaldor-Hicks. Este indica que, si los «ganadores» son capaces de compensar potencialmente a los «perdedores» en el cambio, hay una mejora potencial para la sociedad en su conjunto. Por ejemplo, en la figura 5, el cambio entre  $A_2$  y  $A_3$  conduce a la pérdida del área sombreada en marrón, que podría ser compensada potencialmente por la ganancia del área sombreada en naranja, claramente superior. El criterio indica que la elección resulta socialmente deseable si estas ganancias existen, incluso si las transferencias no se llevan a cabo.

Figura 5. ¿Qué alternativa,  $A_1$ ,  $A_2$  o  $A_3$ , es socialmente más deseable?



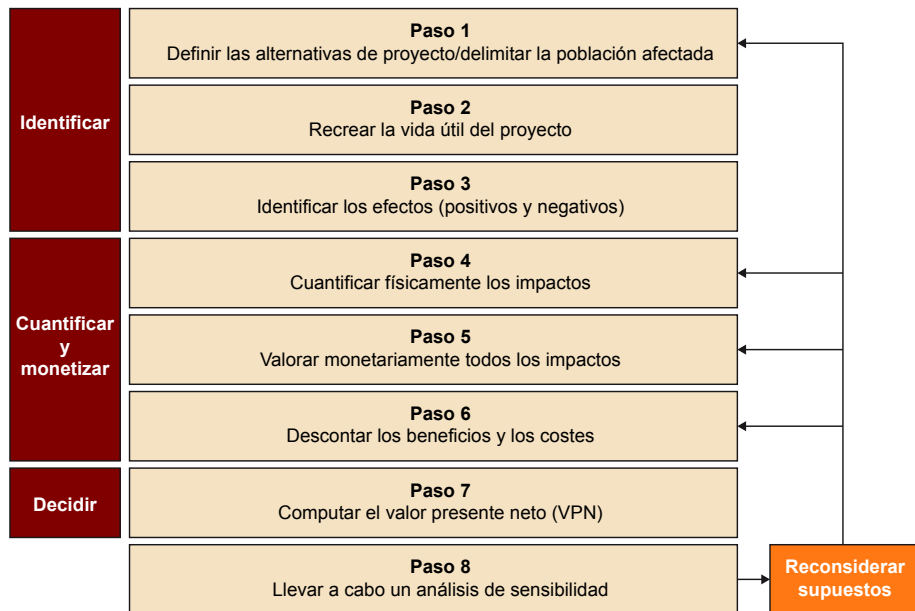
El principio de compensación de Kaldor-Hicks da fundamento teórico del análisis de coste-beneficio (ACB). Como se expone en el apartado siguiente, el ACB implica traducir a valores monetarios todos los flujos asociados al proyecto para poder comparar los costes y beneficios. En este sentido, se aceptan dos supuestos importantes que expresan la perspectiva de sostenibilidad defendida. El primero es el de comparabilidad fuerte, que implica que todos los posibles cursos de acción se pueden clasificar de acuerdo a un mismo elemento comparativo. El segundo, que se desprende del anterior, es el de la conmensurabilidad fuerte de los valores, que indica que esta base comparativa se puede expresar en una unidad cardinal (por ejemplo, unidades monetarias).

En definitiva, se asume que todos los costes y beneficios (incluso los relacionados con bienes y servicios que están fuera del mercado) se pueden compensar entre sí. En consecuencia, el ACB es consistente con una noción de sostenibilidad débil.

### 2.1.1. El análisis coste-beneficio, paso a paso

De manera convencional, las etapas del ACB son las que se muestran en la figura 6. En el análisis de coste-beneficio «social», la tercera etapa pondría especial atención a la identificación de posibles externalidades como resultado de la ejecución del proyecto. En eso se distinguiría de un ACB convencional. En cada etapa, el analista se irá enfrentando a decisiones metodológicas que pueden llegar a ser considerablemente complicadas, y que a menudo están relacionadas con las críticas que suscita el ACB.

Fig. 6. Etapas del análisis de coste-beneficio



Fuente: Zografos y Rodríguez-Labajos (2014)

**Paso 1.** La definición del proyecto y la delimitación de la población afectada supone establecer las opciones factibles de ejecución. En esta etapa es importante establecer una línea base respecto a la que se comparará el proyecto. En esta etapa se define también la perspectiva respecto a la que se evalúa el proyecto, lo que en etapas posteriores servirá para establecer si un efecto dado se puede interpretar como negativo o positivo.

**Paso 2.** La recreación de la vida útil de las diferentes alternativas del proyecto. Algunos efectos del proyecto pueden suceder décadas después de su inicio. Esta etapa requiere la especificación de una línea de tiempo en la que se defina con claridad en qué momento se espera cada efecto.

**Paso 3.** La identificación de los efectos positivos y negativos está relacionada con los cambios en el bienestar de las poblaciones afectadas. Esta etapa incluye efectos directos e indirectos, que pueden tomar diferentes formas de uso de recursos (financieros, sociales), costes de todo tipo, incluyendo costes de oportunidad, pero también posibles ingresos que se desprendan de la fase de operación. En esta etapa, se debe identificar con claridad la presencia y el tipo de externalidades del proyecto.

**Paso 4.** Cada uno de los efectos debe cuantificarse en su expresión más lógica. A menudo, se trata de magnitudes físicas (como cantidad de emisiones de gases de efecto invernadero, árboles cortados, número de personas desplazadas, etc.). No es raro que esta etapa utilice métodos de modelización, puesto que analiza con eventos que sucederán en el futuro. Por esta razón, se debe explorar en profundidad la probabilidad de cada uno de dichos eventos.

**Paso 5.** Una vez el espectro de efectos está claramente cuantificado, se debe traducir a costes o ingresos. Esto significa que todos los impactos se deben valorar en términos monetarios. Algunos efectos (como los costes de material, laborales, etc.) son fáciles de estimar monetariamente. En algunos casos, hay bienes ambientales que cuentan con mercados (por ejemplo, madera extraída). Sin embargo, es frecuente recurrir a los métodos de valoración monetaria presentados más arriba, cuando los efectos afectan a bienes o servicios ambientales.

**Paso 6.** La incorporación del tiempo en el análisis exige «descontar» los flujos de dinero que se esperan en los diferentes momentos de la vida útil del proyecto. Para poderlas comparar, todas las magnitudes monetarias deben estar expresadas en sus valores presentes. Este procedimiento se explica con más detalle en el apartado siguiente.

**Paso 7.** El valor presente neto (VPN) del proyecto sintetiza –ya sea mediante una agregación o una relación– la información disponible sobre el valor actual de todos los costes y todos los beneficios del proyecto. La regla de decisión puede ser elegir proyectos que tengan un valor presente positivo o el más alto entre diferentes opciones.

**Paso 8.** El análisis de sensibilidad es un paso crucial que a menudo se soslaya en el ACB. Consiste en entender cómo cambian los resultados si se modifican algunos de los supuestos adoptados en cualquiera de las etapas. Sus resultados pueden llevar a reconsiderar decisiones analíticas que influyen en el resultado final. También ayudan a entender qué supuestos son más cruciales en la determinación del resultado.

#### **Caso de aplicación del ACB orientado a la conservación**

Un caso clásico de aplicación del ACB orientado a la conservación se da en la tensión que se produce en muchas áreas tropicales del planeta entre la conservación



del **manglar** y la extensión de la acuicultura, principalmente para la producción de langostino o camarón. Los manglares son ecosistemas biológicamente muy diversos y ecológicamente muy productivos que se encuentran en estuarios y zonas costeras tropicales y subtropicales del planeta. En este caso, se enfatiza que los valores los bienes y servicios ambientales generados en las zonas de manglar superan los ingresos asociados a la venta de camarón. Estos bienes y servicios incluyen la extracción de leña y madera, o de alimentos asociados a la pesca o la extracción de ostras, para las necesidades de subsistencia de comunidades aledañas. Además de bienes que se pueden comercializar, existen importantes beneficios asociados a la retención de nutrientes, protección costera, fijación de carbono y conservación de la biodiversidad, cuyos valores se pueden aproximar con métodos de valoración no basados en el mercado. Claramente, la producción de camarón genera beneficios por hectárea muy considerables, a pesar de los costes directos vinculados a la preparación y el mantenimiento de los estanques y la siembra de larvas. No obstante, los proyectos camaroneros tienen una vida útil relativamente reducida, frente a los beneficios a largo plazo de la conservación, que emergen como costes de oportunidad muy sustanciales. En este caso, el ACB resulta una vía eficaz para visibilizar la conveniencia de proteger los manglares con una lógica económica.

### **Bibliografía recomendada**

Más información sobre casos emblemáticos de ACB en manglares en:

**A. Contreras Araque** (2016). «Valoración económica del servicio ecosistémico de soporte a la pesquería provisto por el ecosistema demanglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta». *Revista Económica del Caribe* (n.º 18). <http://dx.doi.org/10.14482/ecoca.18.7847>

**E. B. Barbier; S. Satharathai** (2001). «Valuing Mangrove Conservation in Southern Thailand». *Contemporary Economic Policy* (vol. 19, n.º 2, págs. 109-122).

**M. Mahmoud Sarhan; R. Tawfik** (2018). «The economic valuation of mangrove forest ecosystem services: Implications for protected area conservation». *The George Wright Forum* (vol. 35, n.º 3, págs. 341-349). <http://www.georgewright.org/353sarhan.pdf>

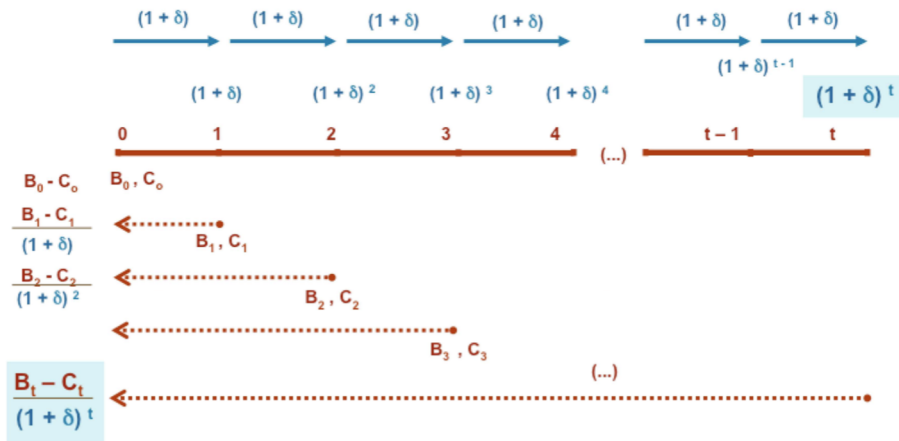
### **2.1.2. El concepto «descuento del futuro» y sus implicaciones**

La comparación de flujos monetarios que se originan en diferentes momentos del tiempo es compleja. En principio, se asume que las personas tienen preferencia por consumir en el presente frente a aplazar el consumo para el futuro. Este coste de oportunidad intertemporal se conoce como **tasa de descuento** ( $\delta$ ). En otras palabras, se trata de la retribución exigida por los agentes económicos para sacrificar el consumo de una unidad de recurso en el periodo actual y recibir una cantidad mayor después de un número acordado de periodos ( $t$ ).

Una tasa de descuento positiva supone una preferencia mayor por el presente que por el futuro. Si la tasa es cero significa que los ingresos del futuro se consideran exactamente igual de valiosos que los del presente. En algunas sociedades, se valora más el consumo de las generaciones futuras que el propio. En este caso se especificarían tasas de descuento negativas.

Si se establece un nivel socialmente aceptable para la tasa de descuento, es posible «descontar» o «actualizar» los ingresos y costes de diferentes momentos en el tiempo. En el caso discreto, esto se puede hacer multiplicando (si se trata de flujos del pasado) o dividiendo (si se trata de flujos del futuro) por expresiones que integren la tasa de descuento (figura 7).

Figura 7. El descuento de costes y beneficios de diferentes momentos del tiempo



La suma de los flujos actualizados de un proyecto se conoce como valor presente. La diferencia entre los ingresos y los costes actualizados es el valor presente neto (VPN) o valor actual neto (VAN). A continuación, se muestra la expresión del caso discreto, más común, [10] y del caso continuo del VPN.

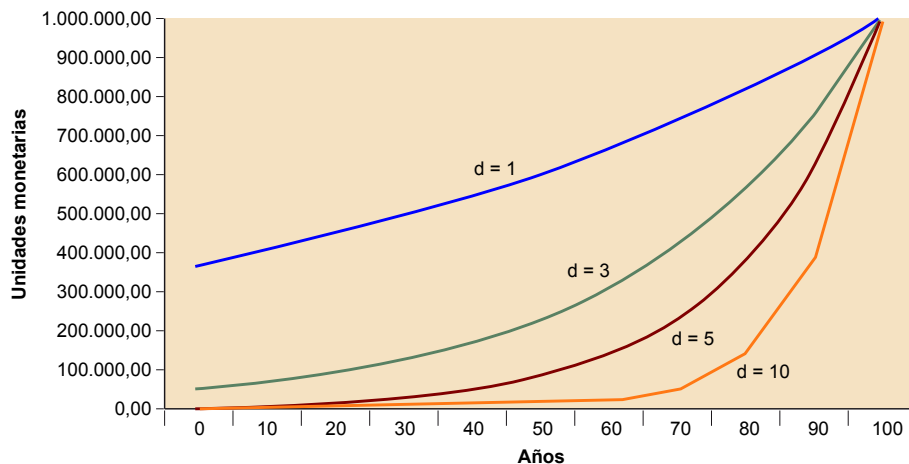
$$VPN = \sum_0^T \frac{B_t - C_t}{(1 + \delta)^t} \quad 2.10$$

$$VPN = \int_0^T (B_t - C_t) e^{-\delta t} dt \quad 2.11$$

Existen numerosos **cuestionamientos al uso de la tasa de descuento** aplicada a la evaluación de proyectos de carácter ambiental. Un conjunto de críticas hace referencia al nivel arbitrario de las tasas que además resultan demasiado altas comparadas con el ritmo de reposición de los bienes y servicios ambientales. Por ejemplo, las tasas de interés de mercado a menudo están influidas por estructuras financieras monopolísticas o por premios al riesgo excesivo (especulación). Ello lleva a tasas demasiado altas desde un punto de vista social. Como resultado, los proyectos que ofrecen beneficios rápidos se ven favorecidos en la evaluación. Evidentemente, la presión resultante sobre los bienes y servicios ambientales es excesiva. Adicionalmente, los propios economistas destacan que la miopía de los individuos sobre su futuro les hace privilegiar el presente y expresar tasas de descuento elevadas. Numerosas externalidades repercuten sobre generaciones futuras a las que se considera poco a la hora de expresar la tasa de descuento. Por ejemplo, la figura 8 muestra cómo al aumentar la tasa de descuento, el monto equivalente hoy a un coste de un millón de euros dentro de cien años puede llegar a ser muy pequeño. Un

argumento, conocido como la «paradoja del aislamiento de Sen y Marglin», indica que los individuos estarán dispuestos a ahorrar para las generaciones futuras si están seguros de que las generaciones futuras harán lo propio. Como no existe certidumbre al respecto, se tienden a considerar las actuaciones de cada generación de manera aislada.

Figura 8. ¿Cuánto dinero es hoy un millón de euros dentro de cien años?



Nota:  $d$  es la tasa de descuento

Debido a que las tasas de descuento que se utilizan en el ACB tradicional son demasiado altas, el bienestar de las generaciones futuras se ve amenazado cuando se utiliza este método de evaluación. Algunos analistas proponen que la solución es no descontar los flujos monetarios del futuro. En otros casos, la propuesta es descontar de modo diferente aquellos flujos relacionados con la protección de las generaciones futuras, o bienes y servicios ambientales cuyo valor relativo se espera que cambie con el tiempo.

Un caso emblemático de esta lógica está relacionado con la defensa de paisajes naturales de alto valor estético frente a la construcción de presas hidroeléctricas. En 1967, consultado por actores conservacionistas que defendían el hermoso paisaje del Cañón Hells, en Oregón, frente a proyectos hidroeléctricos, John Krutilla razonó que el valor relativo de los dos bienes de interés en el caso iba a cambiar en el tiempo. La expectativa entonces era que los avances tecnológicos abaratarían la producción de electricidad con el tiempo. Entretanto, los paisajes naturales con interés recreativo, cada vez más escasos e irremplazables, se iban a hacer más valiosos. El **criterio de Krutilla**, por consiguiente, recomienda modificar las tasas de descuento, aplicando una tasa de descuento muy baja, o nula, a aquellos bienes cuya escasez aumentará en el tiempo.

#### Bibliografía recomendada

J. Krutilla (1967). «Conservation reconsidered». *The American Economic Review* (vol. 4, n.º 57, págs. 777-786).

## 2.2. La corrección ecológica del sistema de cuentas nacionales (*green national accounting*)

### 2.2.1. Críticas al uso del producto interior bruto como indicador de bienestar

El producto interno bruto (PIB) es un indicador de producción final o valor añadido en una economía durante un periodo determinado, generalmente un año. Es el principal indicador macroeconómico o de contabilidad nacional (CN). Otro indicador similar es el producto nacional bruto (PNB), que recopila la producción agregada bajo la titularidad de un estado nación en particular, independientemente de dónde se produzca. Tanto el producto interior como el producto nacional pueden estimarse descontando la depreciación del capital instalado que se ha empleado en la producción. Así se estiman el producto interno neto (PIN) y el producto nacional neto (PNN), que revelan el mayor o menor desgaste de activos en el país para poder generar la producción final.

El PIB se emplea muy frecuentemente como indicador de progreso económico, y se relaciona su evolución con el cambio en el bienestar económico. Es común presentar *rankings* o mapas globales de PIB o PIB per cápita para perfilar patrones de bienestar a escala internacional. No obstante, existen numerosas críticas al uso del PIB como una medida de bienestar. Al margen de consideraciones ambientales, es evidente que el mismo nivel de PIB puede conseguirse con distribuciones equitativas o muy desiguales del ingreso. Muchas transacciones que son relevantes en el día a día de una sociedad no están consideradas en el PIB. Por ejemplo, el tiempo de ocio, que en realidad es una de las claves para el mantenimiento de la calidad de vida, no está incorporado en el PIB. Ciertamente, los indicadores macroeconómicos convencionales no son capaces de revelar procesos que se dan fuera del mercado. Un caso claro es el trabajo no remunerado doméstico, el voluntariado, o los procesos de auto-producción. Adicionalmente, transacciones no contabilizadas, generalmente asociadas a actividades ilegales u ocultas a la hacienda pública, no están reflejadas en el PIB.

Adicionalmente, se ha comprobado empíricamente que el bienestar subjetivo (medido con el denominado «indicador de felicidad o de satisfacción con la vida») no está significativamente asociado al PIB per cápita, en países de alto ingreso. A esta situación se la conoce como la **paradoja de Easterling**. Sucesivos estudios han confirmado que los niveles expresados de satisfacción vital aumentan con el nivel de ingreso per cápita en el país, pero solo hasta cierto nivel. Superado este nivel, las mejoras en el bienestar se estancan y, en algunos países, las estadísticas disponibles sugieren una disminución.

También existen, claro está, **críticas al PIB desde una perspectiva ecológica**. La primera tiene que ver con el tratamiento de los procesos de agotamiento y degradación de los recursos naturales en el PIB. Procesos como la extracción de

#### Bibliografía recomendada

Para saber más sobre la paradoja de Easterling consultad:  
**Choudhary y otros** (2011).  
*Oxford Economic Papers*.  
10.1093/oep/gpr006  
Penn Wlrd Tables, 6.2.

petróleo u otros recursos no renovables del subsuelo, que suponen una pérdida de patrimonio natural, se suelen computar como ingresos. Por ejemplo, la extracción de petróleo para la exportación implica una reducción de reservas de recursos no renovables, y que a menudo genera impactos ambientales en el suelo, aire y agua. No obstante, el valor de las exportaciones de petróleo se registra como un aumento del PIB. Los procesos contables de amortización del capital instalado reconocen una pérdida de patrimonio y, por lo tanto, no se asume su depreciación.

Una segunda línea de crítica tiene que ver con registros positivos en el PIB que, en realidad, son indicadores de pérdida de bienestar. Este es el argumento denominado de los gastos defensivos o compensatorios. Por ejemplo, el gasto enorme realizado para tratar los lodos contaminados del embalse de Flix (Cataluña, España) «suman» al PIB, en vez de reflejar la enorme problemática de contaminación en el tramo bajo del río Ebro. Cabría analizar si dichos gastos se deberían computar como una inversión que suma al PIB, o como un coste de restauración u amortización de las formas de capital tecnológico utilizadas en el pasado y que generaron la contaminación. En este caso, se deberían reconocer como una detracción del PIB. A ello cabe añadir que mantener el estado del medio en la misma condición cuesta cada vez más y más (argumento destacado por K. W. Kapp). Por consiguiente, los gastos defensivos aumentan más deprisa que el PIB (como evaluó C. Leippert). En definitiva, la aseveración de que el crecimiento económico mejora la calidad de vida de las personas no es apropiada, porque el propio crecimiento está sobreestimado.

### **2.2.2. Las correcciones ecológicas de los agregados macroeconómicos**

Ante las críticas enunciadas, existen diferentes vías para avanzar hacia una contabilidad nacional ecológicamente corregida. La primera es el **desarrollo de cuentas satélites**. Se trata de diferentes estadísticas biofísicas que suplementan los indicadores de contabilidad nacional convencional. Para ello, se crean matrices híbridas en las que aparecen partidas en diferentes unidades, monetarias o no. De manera flexible conforme a las necesidades, se incluyen temas como el turismo, la salud y cuestiones laborales o ambientales.

#### **Ejemplo de cuentas satélite**

Ejemplos de cuentas satélite son Cuenta Satélite del Turismo de España, que incluye partidas expresadas tanto en millones de euros como en miles de puestos de trabajo. Otro ejemplo consolidado es la experiencia del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) de México, que desde hace décadas recopila cuentas satélite en turismo, salud, trabajo voluntario o doméstico, e indicadores de degradación ambiental.

La segunda es la construcción de **un indicador de contabilidad nacional «verde»**, que incorpore la dinámica de los recursos naturales a la lógica del sistema de cuentas nacionales. Esto requiere dar un valor monetario a todas las partidas. Este enfoque sería análogo en términos macroeconómicos al reconocimiento de las externalidades en términos microeconómicos. Se asume

la compensación de los agentes afectados, por ejemplo, las generaciones futuras, mediante la reinversión en formas de capital que mantengan el ingreso. Por lo tanto, el «PIB verde» es un enfoque de sostenibilidad *débil*.

Respondiendo a las críticas ecológicas a la CN, un primer conjunto de métodos de cuentas «verdes» busca reconocer las pérdidas del patrimonio natural como una depreciación que se debe identificar y amortizar. Por ejemplo, R. Repetto, vinculado al World Resources Institute, propuso descontar del crecimiento económico el cómputo de la pérdida de patrimonio que se produce vía exportaciones de materias primas. Se centra en la pérdida de elementos como la tierra fértil, la superficie forestal, o las reservas de petróleo. El cálculo no se lleva a cabo en términos físicos, aunque conocerlos es necesario para el cálculo, sino en términos monetarios. Se tiene en cuenta la renta que generan, es decir, de los flujos de producto e ingreso que se derivan de ellos. Estimaciones del propio Repetto muestran que el crecimiento económico en países como Indonesia bajaba del 7%, estimado con criterios de cómputo convencional, al 4%, si se tenía en cuenta la disminución de bienestar asociada a la pérdida de patrimonio natural.

Una propuesta afín es la de El Serafy (1989), que también interpreta los recursos naturales como una forma de capital amortizable. En este caso, no obstante, la idea es entender el flujo permanente de *ingresos* que se derivaría de la reinversión del capital natural que se está perdiendo. Su método implica sustraer del PIB el coste por uso de los recursos naturales, distinguiendo la parte de producto que constituye un ingreso de aquella que, de hecho, es una descapitalización. La descapitalización depende de la relación entre las reservas del recurso y su extracción (teniendo en cuenta la duración prevista de dichas reservas) y la tasa de interés. En definitiva, la amortización se asimila al valor presente del ingreso neto obtenido por el recurso, asumiendo que el ingreso se reinvierte para mantener un flujo de efectivo permanente en el tiempo.

Una primera observación es que cualquier forma de uso de recursos no renovables (RNR) supone una descapitalización, ya que los RNR no se pueden reconstituir. En el caso de los recursos renovables (RR), los ingresos por la explotación del RR se deben dividir entre la parte que está disponible para el consumo ( $X$ ), y la parte que se debe reinvertir y capitalizar para no erosionar las rentas del futuro ( $R-X$ ). Por lo tanto, en un momento del tiempo ( $t$ ) se puede estimar el ingreso real sostenible de acuerdo a la expresión [12].

$$X_t = R_t \cdot \left[ 1 - \frac{1}{(1+r)^{N+1}} \right] \quad 2.12$$

donde:

$X$  es el ingreso real sostenible;

#### Bibliografía recomendada

R. Repetto; W. Magrath; M. Wells; C. Beer; F. Rossini (1989). *Wasting Assets: Natural Resources in the National Accounts*. Washington: World Resources Institute.

#### Bibliografía recomendada

Yusuf J. Ahmad; Salah El Serafy; Ernst Lutz (eds.) (1989). *Environmental accounting for sustainable development*. Washington, DC: UNEP / The World Bank. <http://documents.worldbank.org/curated/en/156521468767069279/Environmental-accounting-for-sustainable-development>

Salah El Serafy (2002). «La contabilidad verde y la sostenibilidad». *ICE*, (n.º 800, págs. 15-30). <https://bit.ly/2QRXD0K>

$R$  es el valor neto de las ventas, restando diferentes conceptos de gastos de extracción;

$r$  es la tasa de interés;

$N$  es el número de años de extracción previsto.

En la estimación del valor de las ventas ( $R$ ) es importante considerar los gastos de extracción y la progresiva escasez de recursos agotables. En consecuencia, en cada momento del tiempo,  $R$  se calcularía de acuerdo a la expresión [13].

$$R_t = O_t - (I_t + E_t + D_t + K_t) \quad 2.13$$

donde:

$O_t$  es el valor de las ventas;

$I_t$  es el consumo intermedio;

$E_t$  es el coste de la mano de obra;

$D_t$  es la depreciación del capital fijo;

$K_t$  es el coste de oportunidad.

El siguiente bloque de críticas ecológicas a la contabilidad nacional tiene que ver con la necesidad de **descontar (y no añadir) los gastos defensivos o compensatorios del PIB**. Se trata de los costes en los que se incurre al tratar de evitar el deterioro ambiental o, una vez ocasionado, los costes de restablecer un nivel de calidad aceptable del recurso.

En este sentido una propuesta de Roefie Huetting desde 1980, más tarde complementada por Reyer Gerlagh, consiste en estimar un *ingreso nacional sostenible*, calculando el valor presente de los flujos de efectivo neto, una vez descontado el gasto necesario para mantener las condiciones deseadas del recurso. Dichas condiciones no son necesariamente las del estado más o menos original del recurso, sino las marcadas por ciertas normas ambientales de contaminación o uso. Se trataría entonces de calcular el coste de mantener dichas condiciones, que varían dependiendo del tipo de medidas de gestión o políticas adoptadas. Esta vía se acerca a la noción de gestión ambiental coste-efectiva que impregna, por ejemplo, la Directiva Marco del Agua en la Unión Europea.

Otros autores que han cuestionado el uso del PIB como medida de progreso económico o bienestar sugieren reemplazarlo por un índice de bienestar económico sostenible (*index of sustainable economic welfare*, ISEW). En su formulación original, propuesta por H. Daly y J. Cobb en 1989, en su libro *For the*

*Common Good*, el ISEW agregaba aspectos sociales y ambientales, distinguiendo aquellos que contribuyen a mejoras de la calidad de vida (que suman en el índice) y aquellos que la empeoran (que restan en el índice). En particular, suman aspectos como: consumo personal, gasto público no defensivo, formación de capital y servicios del trabajo doméstico; mientras que restan: gastos defensivos privados, costes de la degradación ambiental y depreciación del capital natural. Una versión más refinada de este enfoque dio lugar a la noción del indicador de progreso genuino (*genuine progress indicator*, GPI), que incluye hasta veintiséis indicadores relativos a condiciones económicas (incluyendo consideraciones de equidad en el ingreso), sociales y ambientales. Entre las sociales, se reconoce el valor del trabajo doméstico o no remunerado, o la educación superior, y al mismo tiempo se detraen costes asociados al desempleo, a la falta de tiempo para el ocio, o los costes sociales de la concentración urbana (por ejemplo, los costes por accidentes). Entre los costes ambientales se reconoce un catálogo de efectos potencialmente dañinos de las actividades económicas, tanto los que tienen que ver con la contaminación del medio como pérdida de hábitats relevantes como los humedales, las tierras de cultivo o los bosques.

El ISEW y el GPI son índices populares que han conducido a numerosas evaluaciones empíricas. EL GPI en particular es un importante antecedente de la popularización de los indicadores de las métricas de indicadores nacionales de felicidad. En general, la evolución de ambos índices revela que, en los países con PIB alto, los costes del crecimiento económico superan a sus beneficios. Como consecuencia, la evolución del PIB per cápita y el ISEW se han disociado en diferentes momentos de la historia económica reciente. Por ejemplo, en Estados Unidos el GPI dejó de crecer en los años setenta del siglo XX, mientras que países como Suecia, la disociación del GPI y el PIB se dio a partir de los años ochenta.

El ISEW en sí mismo no está exento de críticas, puesto que requiere igualmente reducir todos los impactos a valores monetarios. Mantiene, al igual que el PIB, el problema de medir un concepto complejo como el bienestar con un índice sintético, que necesariamente reduce la utilidad de la evaluación en el proceso de simplificación.

#### **Ejemplos: el Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México y el Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada de las Naciones Unidas**

El Sistema de Cuentas Nacionales de México (SCEEM) fue uno de los sistemas pioneros en la contabilidad del medio ambiente, y el que ha generado series más largas de datos anuales de producto interno neto ecológico (PINE) o ajustado ambiente. Hay tablas disponibles en diferentes publicaciones para el periodo 1985-2010, y datos disponibles *online* desde 2003 en adelante. El PINE incluye partidas de costes por agotamiento y por degradación y desagregados por diferentes tipos de recursos (forestales, hidrocarburos, agua subterránea, degradación del suelo, residuos sólidos, descargas de agua residencial no tratada y emisiones en el aire).

La proliferación de iniciativas de cuentas satélite y de contabilidad nacional ambiental llevó a crear un estándar bajo el auspicio de la Comisión Estadística de las Naciones Uni-



das y otras organizaciones internacionales, denominado Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada (*System of Integrated Environmental and Economic Accounting*, SEEA). El SEEA es un marco de referencia que cuenta con diferentes módulos suplementarios, entre los que destaca el de análisis de flujo de materiales, de gastos de protección ambiental y de agua.

### 3. ¿Cómo se pueden internalizar las externalidades?

Una vez interpretado el problema ambiental como una externalidad, la recomendación lógica es establecer mecanismos de política ambiental que integren los costes externos a la lógica de producción y consumo de los agentes económicos. Esto es «internalizar» las externalidades.

Los instrumentos económicos que veremos a continuación no son los únicos disponibles. La tipología de instrumentos de política ambiental incluye también instrumentos regulatorios y administrativos que buscan el control directo del comportamiento ambientalmente deseable (o establecen las sanciones correspondientes en caso de incumplimiento), la promoción o el requerimiento de mejoras tecnológicas, o la persuasión de individuos y colectivos mediante información, educación o participación.

El resto del apartado, no obstante, se centrará en los instrumentos económicos, esto es, aquellos que buscan influir en los costes y los ingresos asociados a los cursos de acción de los agentes económicos, incentivando comportamientos ambientalmente deseables. Se examinarán tanto instrumentos fiscales que inciden en la corrección ecológica de los precios mediante impuestos o subsidios, como en instrumentos de mercado que promueven la negociación de permisos de emisión de sustancias contaminantes.

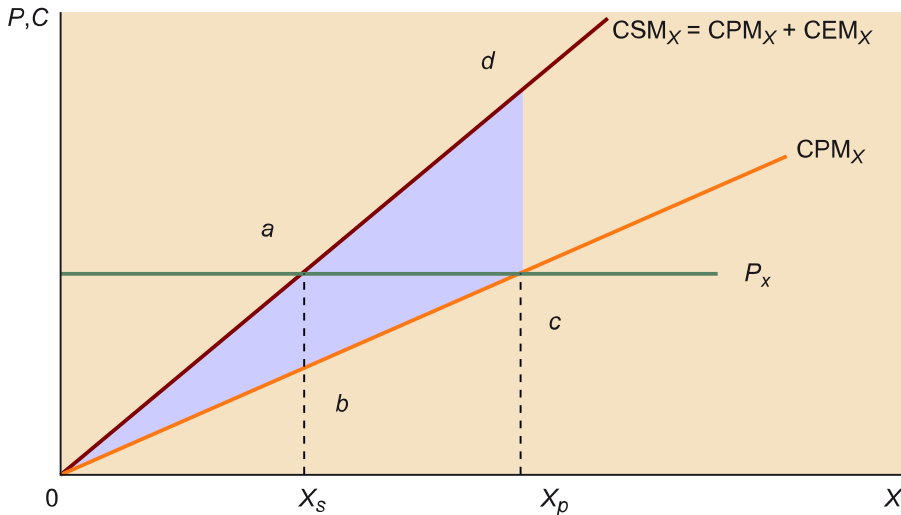
#### 3.1. Corrección de los precios (*environmental pricing*)

##### 3.1.1. La tributación «verde»: impuestos ecológicos o ambientales

Los instrumentos fiscales introducen al Estado como ente que puede exigir a los agentes ciertos pagos (o dirigirles ciertos pagos) con el objetivo de internalizar los costes por el uso de bienes y servicios ambientales (o los beneficios por su generación).

Centrándonos en los impuestos, el fundamento teórico se puede encontrar en las propuestas que el pionero de la economía del bienestar, Arthur C. Pigou, llevó a cabo en la década de 1920. Pigou describió el problema de la diferencia entre los costes privados y los costes sociales (apartado 1.1) y concluyó que la lógica privada conducía a una sobreproducción de bien contaminante (figura 9).

Figura 9. Estructura de costes e ingresos del bien contaminante X

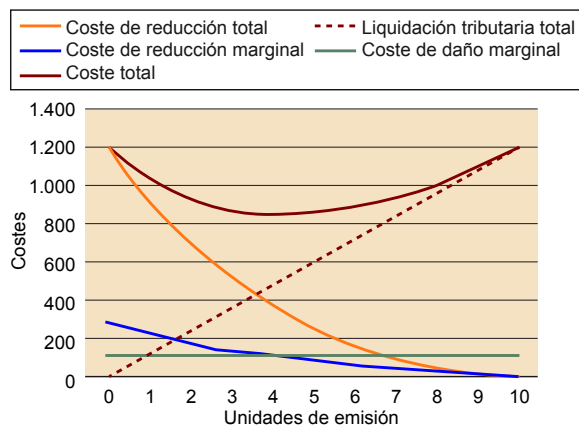


Nota: CSM (coste social marginal); CPM (coste privado marginal); CEM (coste externo marginal);  $p$  (precio);  $X_s$  (nivel de producción social óptima);  $X_p$  (nivel de producción privada óptima);  $0dc$  (coste externo total de  $X_p$ );  $0ab$  (coste externo total de  $X_s$ ).

Ante esta situación, parecía que la única manera de revelar la verdadera estructura de costes del bien contaminante X al productor era imponer un impuesto cuya tasa debía ser igual al coste externo marginal ( $t = CEM$ ). Esto garantizaba un resultado eficiente desde el punto de vista social. Ahora el productor podía reconocer la curva CSM como la de los costes del bien, y ajustar el nivel de producción a  $X_s$ .

Desde la perspectiva del productor, la noción de coste de reducción (*abatement cost*) es relevante. El coste de reducción está asociado a las innovaciones de gestión o tecnológicas que hacen posible reducir las emisiones contaminantes de la empresa. A la hora de determinar la tasa impositiva, es importante que se establezca un nivel que haga equivalente este coste de reducción al coste de daño asociado a las emisiones.

Figura 10. El impuesto visto desde la empresa. Un ejemplo con datos numéricos



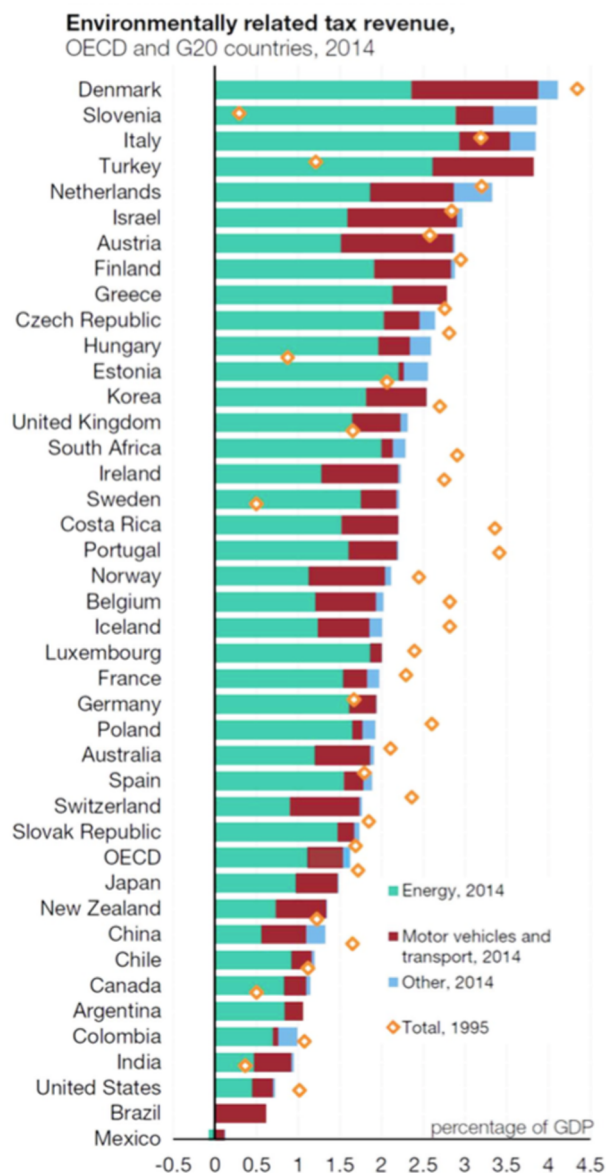
Emisiones (Tm/mes)	Coste marginal de reducción	Coste total de reducción	Liquidación tributaria total	Coste social total
10	0	0	1200	1200
9	15	15	1080	1095
8	30	45	960	1005
7	50	95	840	935
6	70	165	720	885
5	90	255	600	855
4	115	370	480	850
3	135	505	360	865
2	175	680	240	920
1	230	910	120	1030
0	290	1200	0	1200

Supongamos por simplicidad, por ejemplo, que el coste de daño o coste externo marginal es fijo ( $CEM = 120$  unidades monetarias por Tm/mes). Alternativamente se puede asumir, como en la figura 9, que este coste es creciente. Para la empresa, la tasa impositiva ( $t = 120$ ) impone un coste de control que le incentiva a reducir sus emisiones. De manera racional el productor comparará este coste marginal con los costes de reducción de emisiones. Si la tasa está bien definida, llevará al productor a un nivel de emisiones en las que los costes de reducción marginal equivalgan a los costes de control marginal. En este punto, los costes totales de instrumentar la medida de mejora ambiental son los mínimos posibles. En este punto, todavía existirá un nivel remanente de daño que debería ser equivalente a la liquidación tributaria de la empresa.

Existen numerosos ejemplos de tributación verde en la gestión de recursos energéticos, especialmente los carburantes, al transporte (por ejemplo, a vehículos de motor conforme a su cubicaje), a emisiones o descargas de sustancias contaminantes o a la generación de residuos, o al uso de recursos (agua, pesquerías, suelo, recursos forestales o biodiversidad). En todos los casos, para que se pueda hablar de un impuesto, y no de una tasa de uso de servicio, es importante establecer una vinculación clara entre la tributación y la cantidad emitida o utilizada.

La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) reporta regularmente información sobre la situación en materia de tributación verde en los países de su ámbito (figura 11). En muchos casos, es posible observar un propósito recaudatorio más que ambiental en estos tributos.

Figura 11. Ingresos fiscales relacionados con recursos ambientales en países de la OCDE y el G20 (2014)



Fuente: OCDE, [http://www.oecd.org/environment/tools-evaluation/PINE\\_database\\_brochure.pdf](http://www.oecd.org/environment/tools-evaluation/PINE_database_brochure.pdf)

En el ámbito del Estado español, la aplicación de tributación verde es relativamente escasa, descansando fuertemente en el impuesto a los hidrocarburos, que tiene un carácter notablemente recaudatorio.

Entre las iniciativas con criterio ambiental más refinado está la establecida en la Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera que condujo a la reestructuración del impuesto sobre determinados medios de transporte, vinculando los tramos de tasa impositiva a las emisiones de CO2 (en gramos CO2/km). De manera similar, en el orden autonómico, el «canon del agua en Cataluña» (cuadro 3) constituye un ingreso específico de la autoridad de la cuenca, la Agencia Catalana del Agua. Se articula en cuatro tramos, progresivos según si los volúmenes consumidos de agua doméstica se sitúan por debajo o por encima de la dotación básica (9 m<sup>3</sup> mensuales). Por debajo de este límite hay un primer tramo de carácter social, y una bonificación vía un coeficiente reductor dependiendo del número de personas por vivienda.

Cuadro 3. Tramos del canon del agua en Cataluña

Concepto	Primer tramo	Segundo tramo	Tercer tramo	Cuarto tramo	Concepto
Volumen	$< 0 = 9 \text{ m}^3$	$10 - 15 \text{ m}^3$	$16-18 \text{ m}^3$	$> 18 \text{ m}^3$	Volumen
Tasa	$0,4936\text{€}/\text{m}^3$	$0,5685 \text{ €/m}^3 \times 2 = 1,137 \text{ €/m}^3$	$0,5685 \text{ €/m}^3 \times 5 = 2,8425 \text{ €/m}^3$	$0,5685 \text{ €/m}^3 \times 8 = 4,548\text{€/m}^3$	Tasa

Fuente: Agencia Catalana del Agua

### 3.1.2. El principio «quien contamina, paga»: ¿impuestos o subsidios a los contaminadores?

Las opciones fiscales vía impuestos tienen su contrapartida en los incentivos o ayudas financieras ambientales. Este tipo de incentivos pueden adoptar forma de subvenciones, ventajas fiscales o facilidades de crédito. Conforme a la teoría, un subsidio debería ser la contrapartida a la generación de externalidades positivas no compensadas. Un caso sería la provisión de fondos para proyectos de conservación de la biodiversidad o subvencionados a la producción de energías renovables.

No obstante, es más frecuente que los subsidios sean una forma de incentivar comportamientos ambientalmente deseados en los causantes de la contaminación. Este tipo de subsidios «a los contaminadores» puede adoptar diferentes mecanismos, como la exención de impuestos indirectos para la adquisición de vehículos menos contaminantes (por ejemplo, vehículos eléctricos), o facilidades de crédito a la reconversión tecnológica de industrias contaminantes.

Si bien estas ayudas suelen ser bastante eficaces al efecto deseado (reducir la degradación ambiental) son contrarios al principio «quien contamina paga». Se trata este de un marco básico de responsabilidad ambiental que busca la prevención y reparación de daños ambientales por parte de los causantes de dichos daños. Si bien es generalmente aceptado, y está incluso incorporado en la legislación ambiental comunitaria, en ocasiones resulta controvertido. Para algunos, genera la interpretación de que la degradación ambiental es posible, siempre y cuando se cuente con los medios para su compensación. De ahí la importancia de definir cuidadosamente sistemas impositivos que no lleven a entender el impuesto como una validación del comportamiento contaminador, sino al contrario.

### 3.2. La negociación «coasiana»: ¿es el propio mercado la solución?

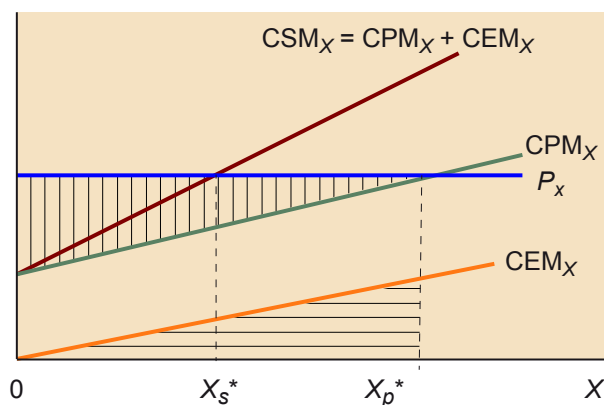
El fundamento de los instrumentos ambientales de mercado es el Teorema de Coase, formulado en 1960. Plantea que, si el sistema de derechos de propiedad sobre el recurso ambiental afectado está bien definido, y en ausencia de costes de transacción, los agentes causantes de una externalidad y los afectados por ella conseguirán, mediante negociación, alcanzar el nivel óptimo social de producción del bien contaminante.

#### Bibliografía recomendada

R. H. Coase (1960). «The Problem of Social Cost». *Journal of Law and Economics* (n.º 3).

Esta negociación buscará que la parte que ostente los derechos de propiedad será compensada por la otra. De manera contraintuitiva, el óptimo se alcanza tanto si quien ostenta los derechos inicialmente es el agente que sufre la contaminación como el que la provoca. Este resultado sorprendente se explica entendiendo las diferencias entre el beneficio privado marginal (BPM) del productor del bien contaminante, y el coste externo marginal (CEM) que tiene que asumir el actor que sufre la contaminación.

Figura 12. Elementos de la negociación coasiana



La figura 12 retoma la noción de costes privados, costes externos y costes sociales, todos ellos expresados en términos marginales. Es de hacer notar que el beneficio privado marginal del bien contaminante ( $BPM_x$ ) se puede identificar como la diferencia entre el ingreso para cada nivel adicional de producción (equivalente al precio,  $p_x$ ) y su coste privado marginal ( $CPM_x$ ). En la figura se representa, en términos totales, como el área con trazo rayado vertical. Al mismo tiempo, el coste externo total se representa como el área con trazo rayado horizontal. Examinando las diferentes opciones de propiedad inicial de los derechos de contaminación y la asignación inicial resultante (cuadro 4), es fácil advertir que, efectivamente, mientras exista una diferencia entre BPM y CEM habrá una oportunidad de compensación entre los actores involucrados.

En ambos casos, el resultado previsible de la negociación lleva a una asignación equivalente al óptimo social, lo posiciona la negociación como una vía eficiente de internalización de externalidades.

Cuadro 4. El proceso de negociación cosiana frente a dos opciones de asignación

Propietario de los derechos	Asignación inicial	Oportunidad de negociación	Asignación final
Perjudicado	$x = 0$	Si $x = [0, X_s^*]$ BPM > CEM	$x = X_s^*$
Contaminador	$x = X_p^*$	Si $x = [X_p^*, X_s^*]$ BPM < CEM	$x = X_s^*$

Evidentemente, existen numerosas limitaciones a la negociación coasiana. En primer lugar, es necesario que los participantes estén claramente definidos, lo que no siempre es posible. Por lo tanto, es más probable que la negociación tenga éxito si hay pocos negociadores.

El poder negociador de cada uno de los involucrados es fundamental en la definición del resultado. La realidad es que difícilmente las partes se van a encontrar en un plano igualitario respecto a su influencia en la negociación. En este sentido, la asignación inicial de los derechos no es irrelevante, ya que la posición original del contaminador o del contaminado puede afectar a su disposición a negociar. El supuesto básico de costes de transacción bajos o nulos es poco realista. Para empezar, es importante indagar en las funciones de coste externo y beneficio privado. Estas raramente son conocidas, y en caso de serlo, puede que existan asimetrías importantes de información entre los participantes en la negociación.

El Teorema de Coase ha dado lugar a diferentes diseños de cuotas ambientales o autorizaciones (*caps*) asignadas sobre los niveles de contaminación o de uso de recursos. Dichas cuotas, dadas determinadas condiciones, pueden ser intercambiadas entre sus titulares en procesos de negociación directa. El procedimiento general pasa por el establecimiento de las cuotas, su reparto o asignación entre los agentes que se desea que participen en el mercado, así como la definición o autorización de intercambios entre los titulares de las cuotas.

Los ejemplos más destacados de sistemas de creación de mercados de comercio de emisiones contaminantes son, tal vez, el programa de permisos comercializables de dióxido de azufre en Estados Unidos y el sistema de emisiones comercializables de carbono de la Unión Europea. Ambos se describen a continuación.

### 3.2.1. Comercio de emisiones de dióxido de azufre y dióxido de carbono, ¿por qué no siempre funcionan?

El programa de comercio de emisiones de dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) en Estados Unidos buscaba responder al severo problema de lluvia ácida que desde hace décadas afecta a la región noreste de Norteamérica. La precipitación ácida



incluye varias provincias de Canadá (Ontario, Quebec, New Brunswick y Nova Scotia) y los estados del noreste de Estados Unidos. La causa son las emisiones de dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) y óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) de actividades industriales y urbanas localizadas básicamente en Estados Unidos. La lluvia ácida afecta a las comunidades vegetales y a otros organismos en los ecosistemas terrestres y acuáticos, y deteriora infraestructuras urbanas, siendo ambiental y económicamente muy perjudicial.

Tras iniciativas regulatorias con resultados más bien pobres, en 1990 una enmienda a la *Clean Air Act* estableció un sistema a gran escala de cuotas de emisiones de SO<sub>2</sub>. El objetivo era reducir de manera permanente el volumen total de emisiones 10 millones de toneladas por debajo de los niveles de emisión de 1980. Fijado el volumen total de emisiones, el programa se instrumentó en dos fases (I, 1995-1999; y II, 2000 en adelante) para incorporar primero a las 110 plantas termoeléctricas con capacidad superior a los 100 MW, y después a todas las plantas de más de 25 MW y nuevas instalaciones.

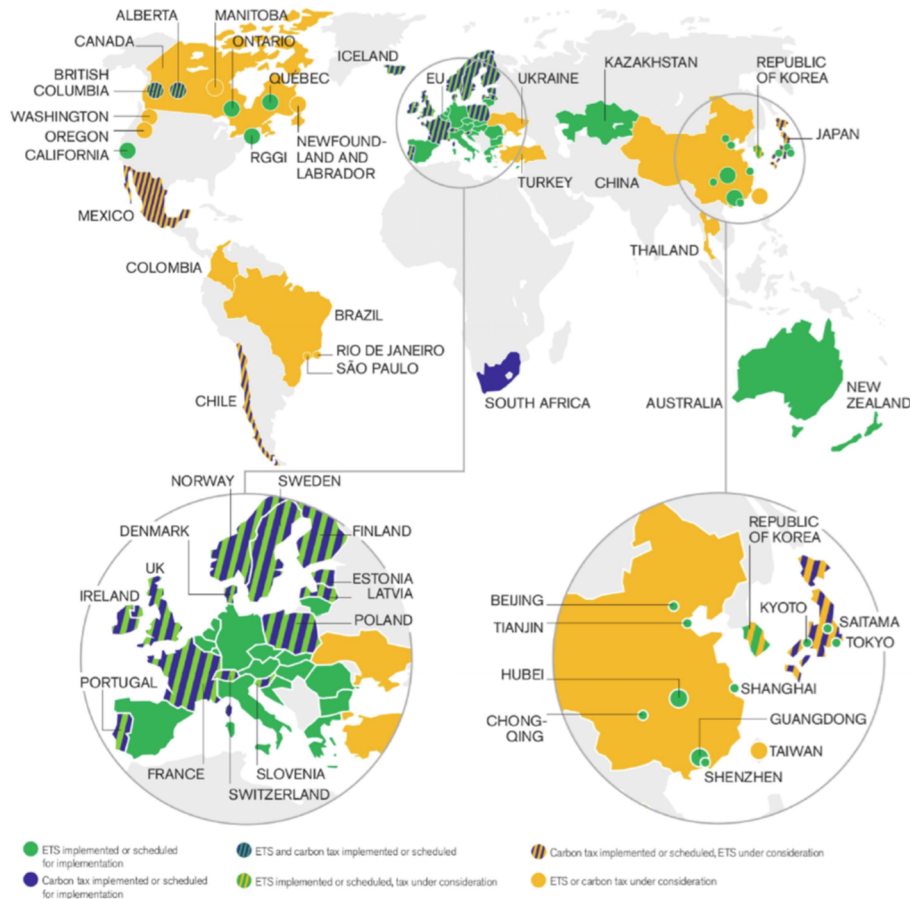
La innovación del sistema consistía en que se crearon permisos negociables que se podían usar, vender o reservar. Cualquier agente del mercado, generador de energía o no, podía utilizar su capacidad de compra para generar más emisiones o retirar permisos del sistema. Potencialmente, actores sociales interesados en la protección ambiental podían así intervenir en la reducción de actividades contaminantes.

Las valoraciones de este programa son mayormente positivas, ya que se alcanzó y superó el objetivo de reducción, con costes de instrumentación del programa inferiores a los esperados. No obstante, el sistema no está exento de críticas, ya que *de facto* supone una «privatización» de la calidad atmosférica, en que los actores interesados deben pagar para obtener aire limpio. Adicionalmente, la distribución inicial de permisos fue controvertida. La asignación se basó en registros de emisión durante el periodo base de 1985-1987. Ello supuso que las plantas más grandes (esto es, las más contaminantes), se hicieran con más permisos. Aunque se defiende que el programa se alinea al principio de «quien contamina paga», en su instrumentación se convirtió en «quien contamina se hace el amo».

En todo caso, el sistema de comercio de emisiones de SO<sub>2</sub> en Estados Unidos se convirtió en un importante antecedente del funcionamiento fluido de los instrumentos de mercado. Inspirados, tal vez, por la iniciativa, el 13 de octubre de 2003, la Directiva 2003/87/CE para el control de emisiones de CO<sub>2</sub> en la UE introdujo **un sistema comunitario de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero** (fundamentalmente CO<sub>2</sub>). La idea era crear un mecanismo que permitiera la instrumentación conjunta del Protocolo de Kioto, entonces en vigor, tal como había anunciado la Decisión 2002/358/CE, orquestando así las diferentes metas de reducción en un objetivo común del 8% por debajo de los niveles de 1990. La directiva establecía que a partir de

2005 las actividades especificadas únicamente podían emitir gases de efecto invernadero si disponían de permiso al efecto. El sistema cubría el 45% de las emisiones comunitarias (más de 12.000 instalaciones), pero no incorporaba el transporte ni el sector químico. Se delegaba a los estados la definición de Planes Nacionales de Asignación, que en muchos casos se llevó a cabo por asignación gratuita. Una vez asignados, los permisos podían ser intercambiados, en la UE o con terceros países.

Figura. 13. Iniciativas de modificación de precios del carbono a escala global



Fuente: World Bank y otros, 2016

De hecho, no faltan razones para pensar que un comercio global de emisiones es posible. Existen numerosas iniciativas en curso que buscan consolidar sistemas de comercialización de emisiones (*emission trading systems, ETS*) (figura 13).

El sistema de comercio de emisiones de CO<sub>2</sub> en la UE, pese a ser la pieza fundamental de las políticas de combate al cambio climático en Europa, está lejos de resultar un éxito. Un problema fundamental es, claramente, que el sistema no ha contribuido de manera sustancial a reducir las emisiones de CO<sub>2</sub> en la UE. En aquellos sectores donde se han registrado mayores reducciones, como la generación de energía eléctrica, las mejoras son en gran medida atribuibles al giro hacia las energías renovables y, muy especialmente, la ralentización económica durante la pasada década, más que al sistema en sí mismo.

Los cambios en las políticas climáticas tras el Acuerdo de París tampoco ayudan. En la actualidad, la UE se ha comprometido a una reducción de emisiones del 20% para 2020. La perspectiva más generalizada es que esta meta es muy moderada en relación al potencial real, y por lo tanto existirá un superávit de permisos de emisión, lo que los hace menos valiosos. La mayoría de las evaluaciones de las series históricas del precio de los permisos en euros por tonelada de carbono muestra evoluciones claramente a la baja. Los permisos de emisión son cada vez menos valiosos. Ello no ha sido un obstáculo para que los agentes que se han beneficiado más de las transacciones de permisos han sido las propias compañías contaminantes (del sector energético, del cemento y del acero), que han obtenido ingresos sustanciales por la comercialización de permisos sobre emisiones infladas, por los cuales no pagaron.

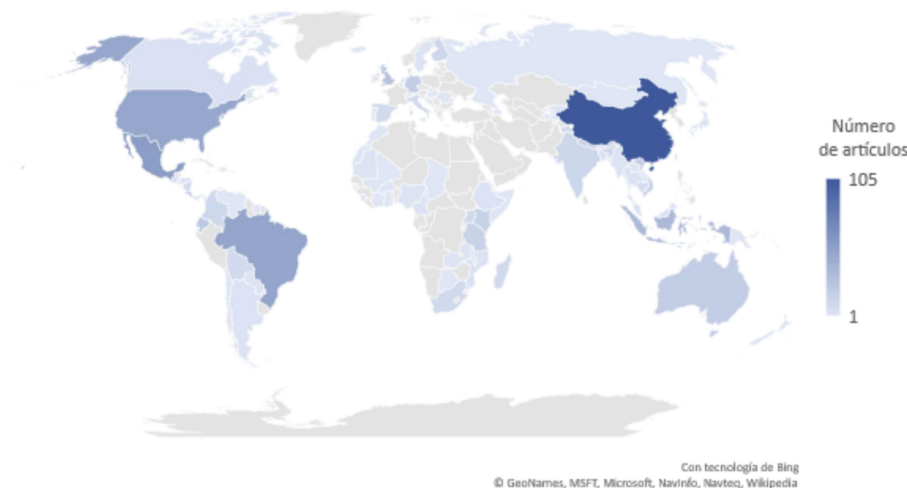
### **3.2.2. Pagos por servicios ambientales**

Los pagos por servicios ambientales (PSA, o PES por sus siglas en inglés) son instrumentos económicos que buscan incentivar la conservación de determinados recursos con el fin de mantener la provisión de un flujo de servicios de los ecosistemas. Los beneficiarios de dichos servicios contribuyen a compensar, monetariamente o en especie, directa o indirectamente, a los gestores del recurso ambiental. Por ejemplo, los usuarios del agua, aguas debajo de una cuenca pueden generar recursos para que los campesinos aguas arriba de la cuenca lleven a cabo proyectos de restauración. Generalmente, los gestores reciben directamente la responsabilidad de la gestión, o reciben los costes de oportunidad por limitaciones en su aprovechamiento.

Un ejemplo clásico es el secuestro de carbono en zonas forestales o plantaciones, lo que supone que las poblaciones asentadas en esta zona se ven limitadas en el aprovechamiento forestal (extracción de madera) de la zona.

La literatura científica ha prestado una atención casi desmesurada a los PSA. La base de datos de artículos científicos Scopus arroja un listado de 780 artículos por la consulta *payment for ecosystem services* (pago por servicios ambientales) entre 2006 y 2018. Los países más investigados son China, México, Brasil, Estados Unidos e Indonesia, que en su conjunto concentran el 40% de la producción científica (figura 14). África, algunas zonas de Europa y Asia Central están relativamente menos estudiadas.

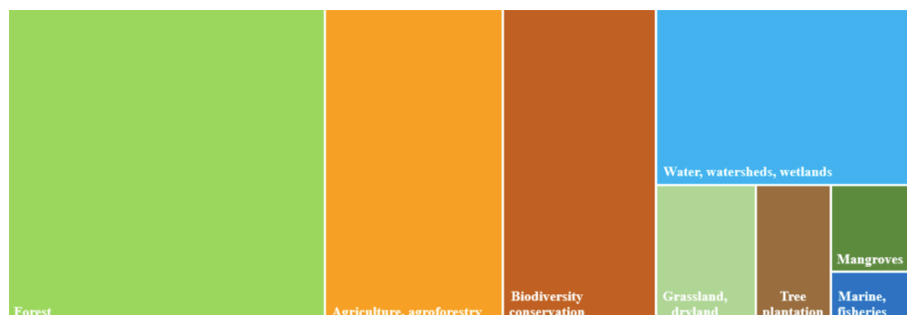
Figura 14. Distribución geográfica de las investigaciones sobre pagos por servicios ambientales



Fuente: elaboración propia, basándose en revisión de Scopus

Una tercera parte (35%) de todos los esquemas de PSA estudiados se encuentran en ámbitos forestales y un 20% en ámbitos agrícolas o agroforestales. Los PSA vinculados a proyectos de conservación suponen alrededor del 17%, muy cerca de los esquemas vinculados a la gestión del agua, las cuencas hidrográficas y los humedales (16%). El resto de los ámbitos representa porcentajes al 5% de los estudios disponibles (figura 15).

Figura 15. Ámbitos sujetos a esquemas de pagos por servicios ambientales



Fuente: elaboración propia, basándose en revisión de Scopus

### 3.2.3. Mercados de biodiversidad y el concepto del impacto neto positivo

Una forma particular de hacer transacciones en materia de la biodiversidad es el mecanismo denominado «mercados de biodiversidad», «bancos de biodiversidad» o «bancos de conservación» (*biodiversity offsets*). Se trata de una estrategia de mitigación ante proyectos cuya instrumentación solo es posible causando impactos irreversibles en elementos del ecosistema.

Por ejemplo, una mina de bauxita solo se puede construir eliminando totalmente la cubierta vegetal. La expansión de determinadas zonas cultivadas puede llevar a desecar un humedal. Grandes proyectos de infraestructura de trans-

porte a menudo afectan a zona forestal o ecosistemas de interés. En estos casos, la autorización de la actividad está condicionada en muchos países (como Estados Unidos, Reino Unido, Australia o Nueva Zelanda, entre otros) a que la empresa responsable compense el daño, creando o recuperando un ecosistema similar, igual o mayor que el afectado. En España se han ejecutado iniciativas *ad hoc* de colaboración público-privada en esta materia. Su implantación general está a debate, en parte debido a un marco normativo que, si bien hace referencia a dichos instrumentos, no define con claridad las condiciones para su instrumentación.

Los retos técnicos y de gestión son considerables. Uno de ellos, claramente, es confirmar que el valor de lo perdido es inferior a efecto del nuevo proyecto de conservación. Existen límites del alcance espacial del sistema, en la medida que los espacios conservados se van haciendo más escasos. El mantenimiento del valor de conservación en el tiempo es otro aspecto a considerar. Mientras que el impacto causado es irreversible, es difícil saber por cuánto tiempo se mantendrá el esfuerzo de la iniciativa de conservación. De ahí que los aspectos regulatorios sean tan relevantes.

A escala global, los mercados de biodiversidad se vieron respaldados por la visibilidad que la empresa minera Rio Tinto dio a la noción de «impacto neto positivo» (*net positive impact*, NPI), particularmente en el marco de sus intervenciones en la iniciativa TEEB. Utilizando casos piloto a partir de 2004 en Australia, Mongolia, y el ejemplo de su filial QIT Madagascar Minerals, la empresa argumentaba que era posible conseguir un mejor estado de la biodiversidad asociado a todas sus operaciones. Las evaluaciones realizadas por la propia empresa de dichos casos piloto no parecen confirmar esta idea, y recientemente ha concluido que el enfoque no es practicable. En la Unión Europea, se busca consolidar la idea de «No pérdida neta» (*No net loss*) de ecosistemas y sus servicios en la Estrategia Comunitaria de Biodiversidad.

### **3.3. Otras estrategias de uso de la valoración monetaria: de vuelta al «enfoque TEEB»**

La iniciativa TEEB (La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad), introducida en el apartado 1.2, no se limitó a compilar información sobre valores y métodos de valoración de los bienes y servicios ambientales. Si bien es especialmente conocida por esa contribución, TEEB configuró un enfoque que buscaba visibilizar los valores de la naturaleza e influir en las decisiones y el comportamiento de actores clave para su gestión. El enfoque TEEB incluye tres etapas, que combinan el conocimiento existente hasta el momento en materia de gestión de recursos naturales (cuadro 5). Se exponen a continuación.

**1) Reconocer el valor.** Se trata de identificar y entender el conjunto de beneficios, bienes y servicios de los ecosistemas y las implicaciones para los diferentes grupos sociales involucrados. Una idea básica es que la falta de reconocimiento puede ser, en sí misma, una barrera para la preservación y que, en

ocasiones, este paso es el único necesario para promover un uso más sostenible. Por ejemplo, este es el caso ante la presencia de valores culturales o espirituales asociados a los ecosistemas. Pasos fundamentales de esta etapa son la identificación de actores y la delimitación de los ecosistemas y sus servicios en el problema evaluado.

**2) Demostrar** el valor de los servicios ambientales con métodos apropiados. Esto supone estimar el valor en términos económicos, de manera que los costes y beneficios de una propuesta dada sean claros para los tomadores de decisiones. Esta puede ser la etapa más técnica, que moviliza métodos de evaluación y valoración presentados más arriba. También incluye un paso específico para analizar los efectos distributivos de cada opción.

**3) Capturar** el valor de los ecosistemas buscando soluciones que superen la infravaloración. La idea es diseñar instrumentos de política «económicamente informados» que incorporen los valores de los ecosistemas a la toma de decisiones mediante incentivos y señales vía precios. Ejemplos de este tipo de instrumentos son los PSA, la reforma de sistemas de subsidios que resulten perjudiciales a la conservación, o la creación de mercados de biodiversidad.

Cuadro 5. Las etapas y pasos de la estrategia TEEB

Etapa	Pasos
Reconocer	1. Identificar con claridad el problema y los actores clave. 2. Identificar con claridad los servicios de los ecosistemas que serán incluidos en la evaluación.
Demostrar	3. Seleccionar metodologías e indicadores apropiados. 4. Conducir un ejercicio de valoración/evaluación. 5. Analizar la distribución de costes y beneficios.
Capturar	6. Comunicar los resultados a actores clave y buscar el apoyo social. 7. Revisar, priorizar y seleccionar, y poner en práctica instrumentos económicos y de política.

## 4. Conclusión: ¿tiene sentido un enfoque de valoración monetaria del medio ambiente?

### 4.1. Controversias y críticas a la valoración monetaria

Este apartado sintetiza las principales críticas a los enfoques monetarios, algunas de ellas apuntadas en los apartados precedentes.

- **Visión antropocéntrica.** A menudo, el ejercicio de valoración no busca mejorar o mantener la calidad ambiental en sí misma. Los ejercicios de valoración monetario parten de un punto de vista antropocéntrico en el que el ser humano da valor a la naturaleza, a los recursos naturales y al medio ambiente en general. En este ejercicio, son relevantes los conceptos de soberanía del consumidor y democracia del mercado, que asumen que los entes decisores a la hora de establecer las bases del valor son los consumidores. En sus decisiones, que se asumen basadas en la libertad individual, determinan el resultado final de la asignación de recursos. Estos términos son contrapuestos a lógicas y ciclos de la naturaleza, y a la mayoría de los sistemas de valores y creencias en la relación sociedad-naturaleza históricamente y a escala global.
- **Problemas de equidad intra e intergeneracional.** El valor monetario de las externalidades se estima de acuerdo con métodos donde pesan aspectos institucionales y asimetrías de poder. De ahí surgen conflictos ecológico-distributivos, como se verá con detalle en el módulo 4. Un aspecto básico de inequidad es que las preferencias de las generaciones futuras no se tienen en cuenta y, frecuentemente, se ven afectadas por tasas de descuento positivas.
- **Críticas a la tasa de descuento.** Este punto se ha explicado con detalle en el apartado 2.1. El nivel de las tasas de descuento utilizadas en los ejercicios de evaluación económico es arbitrario, y a menudo demasiado alto desde el punto de vista de decisiones de carácter social. Las tasas de interés de mercado se utilizan comúnmente como referencia a las tasas de descuento. Como resultado, se exige a los proyectos tasas de retorno que exceden la capacidad de recuperación de los ecosistemas.
- **Ausencia de mercados reales.** La medición monetaria de los beneficios o pérdidas de bienestar, debidos a un cambio en el medio ambiente, descansa a menudo en la recreación de situaciones ficticias. En estos casos, es difícil contrastar que los valores obtenidos son suficientemente robustos.

- **Supuestos sobre comparabilidad y conmensurabilidad.** De cara a agregar la información disponible sobre costes y beneficios de un proyecto, sus diferentes efectos se transforman a unidades monetarias. Ello implica asumir que todos estos posibles efectos se pueden conocer y medir, y que además esta escala de medición se puede traducir a una unidad cardinal como es la moneda. En muchas ocasiones, cuando diferentes valores ecológicos o socioculturales forman parte de la decisión, la transformación no es tan directa. En todo caso, asociada a la idea de conmensurabilidad hay otra de comparabilidad fuerte de valores. Esto implica que todos los impactos, sea cual sea su naturaleza y duración, se pueden interpretar como costes potencialmente compensables por los beneficios del proyecto. Nuevamente, este supuesto es contrario a la existencia de pérdidas irreversibles o impacto en valores no monetarios, incluidos los espirituales. En general, está claro que los modelos de compensación no buscan la mejora de la calidad ambiental, sino la incorporación de los impactos en los sistemas de precios. Una vez «incorporados», el objetivo de los procesos de optimización es mantener la utilidad constante. Ello admite la sustitución completa entre la calidad ambiental y la actividad económica, que sustenta un enfoque de «sostenibilidad débil».

#### 4.2. Tasa por uso *versus* multa: el ejemplo de Chevron-Texaco en Ecuador

Una crítica persistente y fundamentada al uso de métodos de valoración monetaria de bienes y servicios ambientales es que puede ser el primer paso a la mercantilización de la naturaleza. Conocido un indicador de valor, este puede fácilmente convertirse en la base de un precio que asumir en caso de que por alguna razón se desee alterar el nivel de calidad ambiental. Se trataría de una suerte de tasa (*fee*) por uso del recurso. La resistencia a tratar los ecosistemas como una mercancía más está muy presente en las campañas de defensa del medio ambiente.

No obstante, el uso de métodos de valoración monetaria puede ser la única opción ante casos en los que el daño ambiental ya esté hecho. En estos contextos, la voluntad de sancionar al agente contaminador implica que es necesario conocer qué «multa» (*fine*) debe asumir. La idea no es generar una transacción sino intentar evitar un comportamiento similar en el futuro.

Un caso emblemático de uso de este tipo de enfoque se da en la decisión judicial de imponer a la compañía petrolera Chevron-Texaco una multa de 9,5 mil millones de dólares por diferentes conceptos de contaminación y daños a la salud causados en la Amazonia ecuatoriana. Para estimar esta cantidad, algunas partidas fueron cuidadosamente calculadas a partir de los costes de remediación. Otras partidas combinan compensación a las víctimas por daños a la salud y daños culturales.

#### Bibliografía recomendada

B. Rodríguez-Labajos; J. Martínez Alier (2013). «The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Recent Instances for Debate». *Conservat Soc* (n.º 11 [cited 2018 Oct 2], págs. 326-342). Disponible en: <https://bit.ly/2C8RMQF>



### 4.3. «Enfoques monetarios»: condiciones de utilización

En general, el movimiento de conservación, desde 1992 hasta hoy, ha favorecido la valoración monetaria de los productos y servicios de los ecosistemas, mientras que los activistas involucrados en conflictos ecológico-distributivos han tendido a apelar a valores no económicos. Sin embargo, las situaciones de la vida real no son tan claras. Como se acaba de mostrar, la valoración monetaria puede convertirse en el lenguaje común de todas las partes en un caso de reclamación de daños.

En decisiones públicas, un enfoque de análisis coste-beneficio (ACB), incluyendo ejercicios de valoración monetaria, tiene ventajas innegables, en caso de que incertidumbres sean reducidas en cuanto a los efectos del proyecto, y que se pueda contar con estimaciones confiables de los valores. El ACB ofrece una manera clara de mostrar el orden de preferencia del conjunto de alternativas dadas.

No obstante, consultados directamente, grupos de defensa ambiental insisten en que el ACB no se debe restringir a un ejercicio financiero, y que debe reflejar claramente la complejidad del problema analizado. Un ejercicio de este tipo no tiene sentido si las alternativas, preferencias y probabilidades del caso se establecen exclusivamente de manera técnica, y debe abrirse a enfoques participativos. En este sentido, es de interés revisar el decálogo de condiciones propuesto por defensores ambientales para el uso de herramientas de valoración monetaria en casos de conflicto ambiental (cuadro 6).

Cuadro 6. Recomendaciones para el uso de instrumentos de valoración en situaciones de injusticia ambiental

Etapa	Recomendación
Ante todo y siempre	1. ¡No hay que olvidar el propósito! La valoración está sujeta al objetivo de la organización, se lleva a cabo para alcanzar este objetivo, y no al contrario.
Antes de desarrollar la evaluación	2. Asegúrate de que los actores en el caso están dispuestos a escuchar argumentos razonados. 3. Sé estratégico/a. Pregúntate si el ejercicio te posiciona mejor en la negociación o si puedes utilizar otros recursos a tu alcance para ello. 4. Mantén canales de comunicación abiertos con los tomadores de decisiones. 5. Evalúa las barreras y los factores de apoyo con los que cuenta el proceso de evaluación. 6. Pondera las diferentes voces sobre el significado de la compensación en el caso.
Durante el desarrollo de la evaluación	7. Refuerza la credibilidad del ejercicio con colaboraciones con expertos respetados. 8. Desarrolla la evaluación de manera que revele las tensiones y dilemas de la toma de decisiones pública.

Fuente: Zografos y Rodríguez-Labajos, 2014

#### Bibliografía recomendada

C. Zografos; B. Rodríguez-Labajos; C. A., Aydin; A. Cardoso; P. Matiku; S. Munguti; M. O'Connor; G.U.Ojo; B. Özkaynak; T. Slavov; D. Stoyanova; L. Žižič (2014). «Economic tools for evaluating liabilities in environmental justice struggles. The EJOLT experience». *EJOLT Report* (n.º 16). [http://www.ejolt.org/wordpress/wp-content/uploads/2014/10/EJOLT\\_Report\\_16.pdf](http://www.ejolt.org/wordpress/wp-content/uploads/2014/10/EJOLT_Report_16.pdf)

<b>Etapa</b>	<b>Recomendación</b>
Después de la evaluación	9. Comunica los resultados a los medios y a otros potenciales aliados. 10. Utiliza los resultados de la evaluación de manera complementaria a otros medios a tu alcance para perseguir tu objetivo.

Fuente: Zografos y Rodríguez-Labajos, 2014

## Bibliografía

**Martínez Alier, J.; Roca, J.** (2013). *Economía ecológica y política ambiental* (cap. II, IV, V). México: FCE / PNUMA.

**Rodríguez-Labajos, B.; Martínez Alier J.** (2013). «The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Recent Instances for Debate» *Conservat Soc.* (n.º 11, págs. 326-342). Disponible en: <http://www.conservationandsociety.org/text.asp?2013/11/4/326/125744>

**Zografos C.; Rodríguez-Labajos, B.; Aydin, C. A.; Cardoso, A.; Matiku, P.; Munguti, S.; O'Connor, M.; Ojo, G. U.; Özkaynak, B.; Slavov, T.; Stoyanova, D.; Živčić, L.** (2014). «Economic tools for evaluating liabilities in environmental justice struggles. The EJOLT experience». *EJOLT Report* (n.º 16).

