

DIRECCION DE PROYECTOS Y PROGRAMACION DE INVERSIONES

**Distr.
LIMITADA**

**LC/IP/L.101
15 de septiembre de 1994**

**ORIGINAL: INGLÉS
ESPAÑOL**

EL ANALISIS COSTO-BENEFICIO Y EL MEDIO AMBIENTE *

Carlos M. Gómez-Gómez **

*** Este documento no ha sido sometido a revisión editorial.**

**** Profesor de Teoría Económica de la Universidad de Alcalá de Henares, España. Las opiniones expresadas en este documento son de la exclusiva responsabilidad del autor y pueden no coincidir con las de la Organización.**

INDICE

Página

PROLOGO	iii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. LOS MÉTODOS DE VALORACIÓN	5
A. VALORACIÓN UTILIZANDO MERCADOS CONVENCIONALES	6
1. Valoración mediante cambios en la producción	6
2. Valoración mediante bienes sustitutivos	8
3. Gastos preventivos	10
B. VALORACIÓN MEDIANTE MERCADOS IMPLÍCITOS	11
1. El método del costo de viaje	11
2. El método hedónico	12
C. VALORACIÓN UTILIZANDO MERCADOS ARTIFICIALES	14
III. PROBLEMAS AMBIENTALES DE LOS MÉTODOS DE ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO	17
A. IRREVERSIBILIDAD	17
B. EL VALOR DE LOS BIENES AMBIENTALES	20
C. INCERTIDUMBRE	21
D. DESCONTANDO EL FUTURO	23
IV. EL DESARROLLO SUSTENTABLE Y EL ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO	26
V. OBSERVACIONES FINALES	30
BIBLIOGRAFÍA	33

PROLOGO

La valoración económica de la calidad ambiental esta íntimamente asociada al bienestar de la sociedad y quizás por esta razón, los proyectos ambientales constituyen una de las áreas de aplicación más promisorias del análisis Costo-Beneficio. Además, el poder valorar los costos y beneficios de los proyectos que afectan directa o indirectamente el medio ambiente, nos permite no solamente una toma de decisiones más eficiente y equitativa, sino también cautelar el bienestar de la generación presente y futura en circunstancias cada vez más competitivas y abiertas.

El presente documento constituye, de una parte, una estimulante síntesis de algunos de los principales métodos que permiten incorporar el impacto ambiental en los proyectos de inversión. Se destacan los llamados métodos de Costos Evitados o Incurridos a partir de funciones dosis-respuesta; el método del Costo de Viaje, como alternativa para conocer la disposición de los consumidores a pagar por bienes y servicios; el método de los Precios Hedónicos, basado en las características implícitas de ciertos bienes y el método de la Valoración Contingente o revelación de preferencias mediante encuestas. De otra parte, el documento analiza cuatro de los principales problemas con que se enfrenta el análisis costo-beneficio al abordar los bienes y servicios ambientales: la irreversibilidad, el cálculo de los valores de no uso, la incertidumbre y el empleo de la tasa de descuento más apropiada para lograr objetivos de desarrollo sustentable.

Con las limitaciones prácticas que dichos métodos conllevan, creemos que la investigación y divulgación de dichas técnicas, por parte del ILPES, respalda los esfuerzos que desde diferentes perspectivas se están promoviendo a fin de institucionalizar un mayor conocimiento sobre la medición de impactos ambientales.

I. INTRODUCCIÓN

En los últimos años los organismos internacionales y locales se han mostrado cada vez más interesados en encontrar la mejor manera de incluir el impacto ambiental de los proyectos de desarrollo en el proceso de adopción de decisiones. Aunque se reconoce ampliamente que el fracaso de algunos proyectos de desarrollo fue producto de la poca atención prestada a su impacto en el medio ambiente, el problema puede considerarse relativamente nuevo en la literatura de análisis de proyectos. Por ejemplo, en una guía de amplia difusión y utilización sobre el tema (Gittinger, 1982), el impacto ambiental adverso de los proyectos agrícolas merece sólo dos referencias pequeñas y colaterales y la recomendación de describir tal impacto en el apéndice del proyecto (sólo si es significativo y tras haber hecho todo lo posible por minimizarlo).

Del mismo modo, los manuales más importantes de evaluación social de proyectos (Squire y van der Tak, Little y Mirlees, y Pearce, Dasgupta y Marglin) abordan el problema general de lograr una mejor asignación de los recursos en presencia de ciertos fracasos del mercado. Pero en estos casos no todos los fracasos del mercado merecen idéntica consideración; el interés principal está en los fracasos producidos como consecuencia de graves imperfecciones de los mercados existentes (que provocan una distorsión de los precios) y no tanto en los fracasos que surgen por la ausencia de mercados para ciertos bienes (debido a externalidades, bienes públicos, recursos comunes y demás), que lleva a una ausencia de precios. Este hecho podría ilustrar la afirmación de que hasta hace poco la evaluación social de proyectos y la estimación del impacto ambiental podían considerarse ramas separadas del análisis costo-beneficio social (Azqueta, 1993).

El presente trabajo tiene por objeto examinar de qué maneras y con qué cambios en la metodología general se podría introducir el impacto ambiental de los proyectos de desarrollo en el análisis costo-beneficio. Para nuestros propósitos el análisis costo-beneficio puede definirse como un método coherente de organizar la información sobre las ventajas (beneficios) y desventajas (costos) sociales expresadas en una unidad monetaria común. Obviamente, la primera condición para incluir

los aspectos ambientales en el marco del análisis costo-beneficio es calcular el valor de los cambios de la calidad ambiental en términos monetarios. La primera impresión es que el problema estriba simplemente en que no existen precios para calcular el valor de las repercusiones ambientales (positivas y negativas). Los mercados formales y los precios privados no están en condiciones de proporcionarnos información alguna sobre la **disposición a pagar** por aire y agua más limpios, biodiversidad o belleza geográfica, o sobre el **costo de oportunidad** de degradar la calidad de las aguas subterráneas utilizando abonos nitrogenados o del aumento de la salinización debido al riego, etc. Todos estos constituyen ejemplos de repercusiones que no tienen precio. Aparentemente tales repercusiones afectan al bienestar social y, salvo por un motivo muy especial, las personas no son indiferentes a ellas. Este hecho bien conocido ha alentado el esfuerzo por revelar el valor que la sociedad (a través de las preferencias de la gente) asigna a estas repercusiones intangibles. Si fuera posible (como veremos más adelante), el procedimiento sería directo; dado un proyecto concreto para el que se ha determinado el impacto ambiental, medido en ciertos términos físicos pero no valorado, habría que calcular su valor de acuerdo con la técnica más apropiada y añadir el resultado obtenido al flujo de costos y beneficios del proyecto, lo que daría una especie de beneficios ambientales netos del proyecto (Winpenny, 1991). Por todas estas razones, la sección II del presente trabajo está dedicada a las técnicas disponibles para la valoración económica del impacto ambiental de los proyectos de inversión.

Aunque la valoración económica de los efectos ambientales es una condición necesaria para incluir los aspectos ambientales en el análisis costo-beneficio, no es suficiente. En efecto, esta perspectiva es demasiado simplista y podría esconder, tras una respuesta técnica, problemas sociales muy importantes. Este hecho obedece a que los bienes y servicios ambientales son sustancialmente distintos de los bienes de producción o consumo comunes en la teoría económica. A diferencia del capital creado por el hombre, la pérdida de un bien ambiental puede ser irreversible. El valor de los bienes ambientales no puede reducirse al valor que le damos a su uso como factor de producción o como bien de consumo. Los efectos de las modificaciones que hacemos en el medio ambiente están sujetos a un mayor grado de incertidumbre que las consecuencias de las actividades normales de producción y consumo. En suma, si los bienes ambientales son diferentes de otros bienes

económicos, nuestros criterios para asignarlos también deben ser distintos. Ese es el problema que se examina en la tercera parte del trabajo.

Un tercer problema, más general, aparece si tomamos en cuenta el hecho de que la consideración de aspectos ambientales en el análisis costo-beneficio lleva necesariamente a incluir otros objetivos sociales en el proceso de adopción de decisiones, además de la eficiencia económica y la equidad intergeneracional. En términos generales el problema puede definirse así: ¿cómo incluir un nuevo objetivo (por ejemplo, la conservación o sustentabilidad) en un marco (análisis costo-beneficio) destinado a lograr otros objetivos (eficiencia económica y a veces equidad social)? ¿De qué manera puede el marco del análisis costo-beneficio permitir la inclusión de estos nuevos objetivos sin hacer cambios radicales en los supuestos y procedimientos utilizados para analizar proyectos de desarrollo? Este es el tema de la sección IV.

En el presente trabajo se examinan tres problemas fundamentales que pueden resolverse de alguna manera si queremos incorporar los efectos ambientales de los proyectos de desarrollo en el marco del análisis costo-beneficio. El primero es el problema de la valoración, que surge de la naturaleza misma del análisis costo-beneficio. El segundo es reconocer la especificidad del medio ambiente como bien económico diferente de los factores de producción o los bienes de consumo normales. Por último, el tercer problema se deriva de la introducción de un nuevo objetivo, la sustentabilidad, en el marco de la adopción de decisiones. Más que pretender resolver estos difíciles problemas, nuestra tarea es presentar las respuestas a estas preguntas que podemos encontrar en la literatura económica.

Es preciso hacer cierta selección previa de la literatura a fin de reducir el análisis a una dimensión razonable. De manera que presentaremos principalmente la forma en que se abordan los tres problemas mencionados en la corriente principal de "economía ambiental" y evitaremos referencias detalladas a las ideas procedentes de otras escuelas de pensamiento como la "economía ecológica" o la "ecología profunda". Sin duda esta selección puede ser arbitraria, pero de otra manera nos veríamos obligados a desarrollar un largo análisis sobre los principios de las diferentes escuelas, sin resolver los problemas prácticos que hemos presentado. En otras palabras, no estamos

interesados, por ejemplo, en la idoneidad de descontar el futuro, sino en los criterios apropiados para elegir la tasa de descuento; tampoco en cuál es el marco más adecuado de decisión social para abordar el impacto ambiental, sino en cómo adaptar el análisis costo-beneficio, y así sucesivamente. Además, como se aclarará más adelante, una característica básica y propia de la "economía ambiental" es que acepta la pertinencia de nuestros tres problemas fundamentales.

II. LOS MÉTODOS DE VALORACIÓN

En los últimos años se ha registrado un creciente interés en aplicar las diferentes metodologías para obtener el valor económico de los cambios en la cantidad o calidad de los recursos naturales y los bienes ambientales. Dado que algunos bienes y servicios que ofrece el medio ambiente no se compran ni se venden en el mercado (como puede ser el caso del agua natural, la belleza, la descarga de desechos, y otros), estos recursos no tienen precio y las personas tienden a sobreutilizarlos. El objetivo general de estas técnicas de valoración es revelar el valor que la sociedad asigna a una cierta mejora o pérdida de un bien ambiental. Se acepta que estos cambios en el bienestar social pueden medirse por la disposición de los individuos a pagar por un cierto aumento o mejora de la calidad de los bienes y servicios ambientales (o por la **compensación** necesaria para aceptar una reducción del suministro o una pérdida de calidad).

Las diferentes técnicas para calcular el valor de bienes y servicios ambientales pueden agruparse según el respectivo mercado en que se puede encontrar la información necesaria para obtener un cierto valor para los bienes intangibles de que se trate. Desde esta perspectiva surgen tres grandes categorías de técnicas. Primero están aquellas que intentan obtener el valor económico de los bienes y servicios ambientales mediante la búsqueda de ciertas **equivalencias** entre estos bienes y otros bienes y servicios que normalmente se intercambian en el mercado. Si estas equivalencias existen, el valor de los bienes ambientales puede deducirse directamente de la información sobre los bienes intercambiados en los mercados convencionales. Luego tenemos las técnicas que están basadas en el supuesto de que, cuando las personas compran y venden ciertos bienes privados, también están expresando sus **preferencias** implícitas en materia de bienes ambientales (luego la valoración puede obtenerse observando estos mercados implícitos), y finalmente están los métodos que crean **mercados artificiales** específicos en que las personas expresan directamente sus preferencias en materia de bienes ambientales.

A. VALORACIÓN UTILIZANDO MERCADOS CONVENCIONALES

1. Valoración mediante cambios en la producción

Hay algunos casos en que es acertado considerar a los bienes ambientales como insumos en el proceso de producción de ciertos bienes privados. En este caso cabe esperar que la reducción de la disponibilidad de los insumos ambientales, a igualdad de condiciones, haga decrecer el valor del producto final. Por otra parte, esta pérdida de producción puede interpretarse como el costo de oportunidad del cambio ambiental. El caso más común surge cuando un proyecto produce externalidades tecnológicas (que afectan a la función de producción de un agente económico que no forma parte del proyecto) que modifican la calidad de un bien ambiental que se utiliza como insumo para otro productor. Por ejemplo, la contaminación del agua puede afectar a la producción de agua potable (aumentando el costo de tratamiento), reducir el suministro de agua de riego y contraer la producción de pescado; la erosión del suelo reduce el valor de los cultivos sembrados en determinado terreno, y así sucesivamente.

Los ejemplos de cambios en la función de producción también pueden ser internos del proyecto, pero en tal caso no es necesario obtener una valoración separada de los efectos ambientales internos. Por ejemplo, con bastante frecuencia, la implementación de un proyecto de riego implica el constante aumento de la salinidad del suelo y luego la constante reducción del valor de los cultivos. Ahora bien, cuando el efecto ambiental es interno, las pérdidas de bienestar debidas a la mayor salinidad pueden reflejarse en la trayectoria decreciente de los ingresos obtenidos al cosechar (aunque no es fácil encontrar un ejemplo práctico en que haya ocurrido esto).

En la base de este método se encuentra el supuesto de que hay una función de producción ($Q(X \in R^n)$) de los bienes agrícolas, uno de cuyos argumentos, o insumos (x_k), es la cantidad (o la calidad medida en términos cardinales) del bien ambiental afectado. Si esta función de producción es diferenciable en x , y se conoce el precio del bien objeto de la transacción (P), luego el valor de un cambio marginal en el bien ambiental (W_k) puede expresarse así:

$$W_k = (\partial Q / \partial x_k) \cdot P \quad (2.1)$$

La ecuación 2.1 tiene dos términos: el primero representa el impacto físico unitario del cambio en el insumo ambiental k sobre la cantidad producida de ese cultivo en particular. A veces esta información puede deducirse con datos empíricos, por ejemplo, mediante el análisis de parámetros de respuesta de los cultivos (o **dosis-respuesta**) a los cambios en los bienes ambientales (por ejemplo, respuesta de los cultivos al suministro de agua natural, o niveles de salinidad, etc.). El principal supuesto necesario para aceptar los datos empíricos es que las combinaciones observadas de producción e insumos son eficientes desde un punto de vista técnico (cada nivel de producción observado es el máximo obtenible por la combinación respectiva de insumos); si es así, se podrían separar los efectos de producción de los cambios ambientales de los demás efectos.

Si el primer término refleja una cuestión física y técnica, el segundo (P) puede interpretarse directamente como una cuestión económica; representa el precio unitario del cambio. Es importante tener presentes ciertos supuestos económicos para validar esta fórmula:

El supuesto de que los recursos (incluido el insumo ambiental k) se están utilizando de manera óptima está implícito en la ecuación 2.1. En suma, significa que cada agente usa el ambiente hasta que su beneficio (o su productividad marginal) es igual a su costo (o a su degradación marginal). Con una fácil manipulación de la fórmula se demostrará que la productividad marginal del insumo ambiental por definición es igual al precio relativo del insumo k con respecto al precio del cultivo.

En segundo lugar, esta medida no está directamente basada en el análisis del comportamiento de los agentes económicos afectados. La valoración mediante este método se obtiene independientemente de cómo actúan los agricultores frente a los cambios de la calidad ambiental, lo que obedece al hecho de que el cambio valorado en la ecuación 2.1 implica el efecto de un cambio en el insumo k , a igualdad de condiciones. Al menos por razones teóricas, aceptamos que el agricultor no reacciona utilizando otra combinación de los insumos restantes (por ejemplo, usando más abonos para mantener un determinado nivel de producción), reemplazando ese insumo ambiental en particular (por ejemplo, cambiando el agua contaminada por agua más limpia) o cambiando sus productos (buscando cultivos que sean más resistentes a ciertos tipos de contaminación, etc.)

2. Valoración mediante bienes sustitutivos

Otra perspectiva es considerar que los bienes y servicios ambientales son un insumo más entre otros del proceso de producción. Por ejemplo, los nutrientes naturales del suelo pueden reemplazarse con abonos orgánicos, las aguas subterráneas contaminadas con agua pura. En este método se parte de la base de que la producción física de un bien es una función de ambos tipos de insumos, algunos privados ($x \in R^n$), entre ellos mano de obra, abonos, aguas tratadas, y algunos ambientales ($z \in R^m$), como la disponibilidad de nutrientes naturales del suelo (nitrógeno, fosfato, carbono orgánico, etc.) y agua de una cierta calidad.

$$Q = Q(x, z) \quad (2.2)$$

Cada nivel de producción (Q_0) puede obtenerse con diferentes combinaciones de estos insumos. Vale decir que hay un conjunto $(x^*, z^*) \in R^{n+m}$, de modo que:

$$Q(x^*, z^*) = Q_0 \quad (2.2.1)$$

Para simplificar la exposición podemos interpretar la relación 2.2.1 en el contexto de dos insumos (uno con el precio del mercado formal y el otro no) y un producto. La relación 2.2.1 sirve para definir la cantidad del insumo privado (x) necesaria para obtener un determinado nivel de producción, dada la disponibilidad de diferentes cantidades del insumo ambiental (z). Vale decir, dado el nivel actual de producción, la cantidad utilizada del insumo intercambiado puede definirse como una función implícita de la cantidad disponible del insumo ambiental. La pérdida de producción debida a un cambio unitario marginal en z puede evitarse con un aumento del uso del insumo intercambiado x de una cantidad dada

por:

$$(dx/dz) = - (\partial Q / \partial z) / (\partial Q / \partial x) \quad (2.2.2)$$

Y si el precio de mercado de x es P_x , luego la conservación del nivel actual de producción después de un cambio unitario negativo del insumo ambiental implica un aumento del costo de producción equivalente a la relación marginal de sustitución entre x y z multiplicada por el precio de x :

$$P_x (dx/dz) = (P_x) (\delta Q/\delta z)/(\delta Q/\delta x) \quad (2.2.3)$$

La ecuación 2.2.3, por ejemplo, nos permite calcular el costo de reemplazar los nutrientes perdidos con la erosión. Sin embargo, la aceptación de este resultado como la pérdida de bienestar social debida al proceso de erosión es una cuestión debatible. La ecuación 2.2.3 es al menos aceptable como el valor mínimo de los beneficios de impedir una pérdida marginal del bien ambiental x , pero refleja la disposición a pagar de los individuos para evitar de todos modos los efectos negativos de la degradación ambiental.

Tal como el primero, este método permite obtener una medida representativa de la pérdida de bienestar en que se ha incurrido (a falta de una medida más directa). Evidentemente el resultado mencionado no se basa en el comportamiento individual de los agentes económicos sino en una relación técnica. Además, hay que prever que el verdadero valor de la disposición a pagar para evitar la pérdida del bien ambiental pueda estar cerca del costo de reemplazo. Si de hecho las personas realizan el reemplazo, revelan una disposición a pagar por una mejora ambiental que es por lo menos igual al costo de reemplazo; probablemente están dispuestas a pagar más, pero esta información no se puede obtener con métodos indirectos. Por otra parte, si las personas no realizan actividades de reemplazo, quiere decir que su disposición a pagar es inferior a este costo.

Este razonamiento se basa en importantes supuestos. El primero es que el reemplazo es posible. Una vez producida la erosión, podría haber una manera de restablecer el anterior nivel de producción del terreno afectado. Esta afirmación podría ser cierta desde un punto de vista técnico (independientemente del costo al que se estén produciendo cultivos en otras partes).

El segundo supuesto es que los efectos de la erosión pueden conocerse con seguridad. Las personas pueden tener información correcta sobre los efectos ambientales de sus prácticas de producción y sobre los métodos para evitar las consecuencias económicas de estos daños.

Un último aspecto es que, para un agricultor que enfrenta la degradación de su producción, el reemplazo de la tierra puede no ser una respuesta racional, lo que constituye un hecho obvio que

puede deducirse de la teoría del productor. Normalmente los agricultores no pagan por los insumos ambientales utilizados en la producción. En consecuencia, el corolario inmediato del daño ambiental es un aumento del costo variable para obtener el nivel de producción anterior. Asimismo, la curva del costo marginal puede resultar afectada y, en condiciones normales, el nivel de producción óptimo será menor que antes. En este caso nunca se concretará el reemplazo y la disposición a pagar siempre es menor que el costo de reemplazo.

3. Gastos preventivos

A veces nos podemos aproximar al valor del beneficio de las mejoras ambientales estudiando los gastos en que las personas están dispuestas a incurrir para evitar los peligros ambientales. En países avanzados, por ejemplo, la gente puede reducir su exposición al ruido gastando dinero en materiales de aislamiento o reducir el riesgo de corrosión de ciertos materiales empleando pinturas especiales, etc. En países menos desarrollados, mucha gente está dispuesta a pagar por agua embotellada y aparatos de filtración y a instalar pozos privados a fin de evitar los peligros para la salud que representa el agua de río. Otro ejemplo sería cuando los agricultores incurren en gastos para instalar estructuras de protección contra el atarquinamiento causado por la erosión aguas arriba (Dixon y Hufschmidt, 1986). A diferencia del método de costo de reemplazo, el método de gastos preventivos se basa directamente en la observación del comportamiento individual. Las observaciones pueden servir de base para revelar la disposición a pagar para reducir el riesgo de exposición a la contaminación.

Las personas incurren en gastos preventivos para reducir las consecuencias negativas derivadas de la exposición a cierto riesgo ambiental. Aunque normalmente este tipo de gastos es fácil de medir en términos monetarios, sus beneficios no siempre se pueden cuantificar con facilidad. Estos beneficios están determinados por el carácter incierto del riesgo evitado. En consecuencia el gasto preventivo puede interpretarse como la disposición a pagar por la reducción del riesgo personal y el valor de los beneficios puede calcularse como la diferencia entre el efecto esperado de la exposición a los riesgos ambientales con estos gastos y sin ellos. Además, la ausencia o a veces el bajo nivel de estos gastos de un cierto grupo afectado por el riesgo no puede tomarse como la consecuencia del

valor bajo o nulo que la gente asigna a la calidad ambiental. En algunos casos podría obedecer a la falta de información sobre la existencia de tal riesgo (por ejemplo, un grupo de campesinos podría no tener información sobre un plan de gobierno para desviar un curso de agua natural); es decir, es preciso que el riesgo sea percibido para poder evitarlo. También podría obedecer a la falta de información sobre las consecuencias de cierto riesgo (por ejemplo, los campesinos no siempre conocen las consecuencias ambientales de algunas prácticas agrícolas). Por último, el método de los gastos preventivos sólo puede emplearse para prevenir riesgos evitables en la escala en que se reúna la información (no hay forma de que un campesino pueda evitar las consecuencias de una inundación, pero el gobierno puede hacerlo construyendo un embalse, por ejemplo); en comunidades pobres lo único que cada campesino puede hacer para evitar los riesgos locales a la salud (por ejemplo, un aumento en la incidencia de bilharziasis derivado de los proyectos de riego) es mudarse (pero el gobierno puede usar fungicidas en gran escala o dragar los canales).

B. VALORACIÓN MEDIANTE MERCADOS IMPLÍCITOS

La idea fundamental de este método es que algunos bienes y servicios ambientales sólo pueden consumirse comprando ciertos bienes intercambiados en los mercados convencionales. Si es así las personas pueden revelar sus preferencias de consumir ciertos bienes ambientales comprando determinados bienes que se intercambian normalmente. En este caso los bienes ambientales se consideran indirectamente intercambiados y su valor implícitamente calculado en el comportamiento de los agentes económicos del mercado. En esta categoría se incluyen dos métodos generales: el método del costo de viaje y el método hedónico.

1. El método del costo de viaje

Este método se utiliza sobre todo para estimar la disposición de los consumidores a pagar por bienes recreativos. Así pues, el costo de viaje a un sitio recreativo determinado se usa como medida sustitutiva de su precio. En esos casos es también una medida sustitutiva del valor de uso y no puede considerarse una medida del valor económico total de un determinado sitio (los valores de opción y preservación no pueden estimarse de esta manera).

Este método está muy difundido en los países desarrollados. Algunos autores también encuentran que este método es útil en países en desarrollo, por ejemplo, en la comparación de los beneficios de la preservación y explotación de las zonas silvestres (Bojö, Mäler y Unemo, 1990; Dixon y Hufschmidt, 1986).

El método exige un gran cantidad de información que puede suponer un costo prohibitivo para los países en desarrollo. Estos datos se refieren no sólo al costo tangible del viaje para un cierto grupo de usuarios del sitio, sino también al costo de oportunidad del tiempo que les supone la visita a estos consumidores (cuyo valor también es difícil de calcular en forma confiable). Otro problema es que los gastos del consumidor deben corresponder directamente a la visita al sitio, lo que no siempre es así cuando los usuarios visitan más de un sitio el mismo día o cuando la visita es sólo una de muchas actividades de vacaciones.

2. El método hedónico

Este método se basa en la idea de que el precio de determinados bienes (como una casa o un pedazo de tierra productiva) depende directamente de los atributos que contiene ese bien. En este sentido el primer objetivo del método hedónico es establecer la función del precio total para una serie de características que conforman un bien singular del mercado privado. La teoría económica que respalda las funciones hedónicas se basa en la hipótesis de que todo producto de atributos múltiples es una combinación de características que no pueden comprarse o venderse por separado por falta de mercados formales y precios explícitos. Por otra parte, estos atributos son la única razón por la que el producto privado tiene algún valor de uso para el consumidor o el productor, y por eso cada transacción puede considerarse una venta global de un grupo de características, de modo tal que el precio de cada uno de los bienes también es un agregado del precio implícito de las características que contiene.

Por ejemplo, el precio de un pedazo de tierra depende de ciertos atributos físicos y económicos. Al primer tipo de atributos corresponden la extensión, la inclinación del terreno, la cantidad de nutrientes disponibles en el suelo, la disponibilidad de agua natural y demás. Al segundo

la infraestructura de transporte, su distancia al mercado, la disponibilidad de instalaciones de almacenamiento, agua de riego, etc. Si todos estos atributos son cantidades continuas identificadas y medidas ($z_i, i = 1...n$), podemos afirmar que el precio total de la tierra puede expresarse como una función de ellos ($P = P(Z \in \mathbb{R}^n)$) y el precio implícito de cualquier atributo determinado puede expresarse como el derivado parcial de esta función de precio con respecto a él ($P_k = \partial P / \partial z_k$).

Más allá de su relativa elegancia, es preciso hacer ciertas advertencias respecto del método hedónico. En primer lugar hay importantes problemas de identificación: por ejemplo, si los gustos y las aptitudes para producir difieren según los compradores, es probable que los consumidores estén segregados en diferentes tipos de tierra (el precio de un tipo determinado de tierra es sólo la disposición a pagar de su propio ocupante). La especificación de una función hedónica también implica no sólo que hay que considerar todos los atributos posibles sino también la relación entre todos ellos. Por ejemplo, cabe señalar que la disponibilidad de nutrientes del suelo no es independiente del régimen de lluvias o la extensión de la tierra.

En segundo lugar, la interpretación económica del significado exacto de los resultados obtenidos por una función de precio hedónico es de por sí un tema abstruso. Los precios hedónicos no son funciones de la demanda ni de la oferta sino sólo funciones de precio (y con supuestos heroicos pueden considerarse series de puntos de equilibrio entre curvas de oferta y demanda) que pueden interpretarse como una restricción no lineal que enfrenta el productor para maximizar su producción. El problema principal de la interpretación de las funciones hedónicas es que la teoría económica de optimización con límites presupuestarios no lineales aún no está bien establecida. En este contexto el uso de precios hedónicos puede llevar a un notable contrasentido; por ejemplo, sostener que un precio hedónico es un precio de equilibrio cuando al mismo tiempo se puede demostrar que no puede sustentar ninguna asignación óptima de recursos (Gómez Gómez, 1992). Esta interpretación también puede complicarse debido al carácter indefinido de los bienes para los que se calcula un precio hedónico; ni las casas ni las tierras pueden considerarse sólo bienes de consumo o bienes de capital, ya que son una combinación de ambos tipos de bienes (se puede comprar una casa con la expectativa de que suba de precio y comprar tierra de labranza para vivir).

En tercer lugar, cualquiera sea la interpretación económica correcta, los precios hedónicos también pueden utilizarse para deducir la disposición individual a pagar por cambios de la calidad ambiental si son precios de equilibrio. Aun en países desarrollados, los mercados inmobiliarios no son eficientes; están afectos a impuestos y a diferentes tipos de reglamentos públicos, cuyos efectos no están claros. Los costos de transacción son altos y los usuarios no se mudan cuando se produce un pequeño cambio de la calidad ambiental; la movilidad se reduce por la segmentación del mercado.

Pero fuera de todas estas complicaciones, el problema principal de los países menos desarrollados es la escasez o incluso inexistencia total de transacciones monetarias de tierras. En muchos países las tierras agrícolas nunca se venden y, en los casos en que sí, las consideraciones relativas al prestigio y la seguridad de la inversión pueden hacer subir el precio justo por encima de la contribución esperada de la tierra al producto agrícola. En algunos casos, cuando hay un mercado de alquileres aceptablemente competitivo, la alternativa podría ser el uso del valor de alquiler de la tierra. Aun en este último caso, probablemente no haya información disponible sobre todas las características de cada pedazo de tierra intercambiado que son necesarias para estimar su precio hedónico.

C. VALORACIÓN UTILIZANDO MERCADOS ARTIFICIALES

En muchos casos no se puede inferir la disposición a pagar a partir del comportamiento actual del individuo en los mercados convencionales o implícitos. En cambio es posible que los individuos revelen sus preferencias haciendo frente a situaciones hipotéticas o en mercados artificiales. En este caso, se le presenta al entrevistado una serie de informaciones sobre la situación actual y las alternativas de que dispone. Por ejemplo, las praderas comunales del pueblo y la opción de acceso gratuito continuo y el consiguiente deterioro o el pastoreo limitado, controlado por una asociación popular (Bojö, Mäler y Unemo, 1990).

Luego el entrevistador hace una oferta inicial (¿estaría usted dispuesto a pagar un dólar por concepto de cuota a una asociación de pastoreo de su pueblo, con el fin de lograr la rehabilitación de los pastizales, según el programa descrito? (Bojö, Mäler y Unemo, 1990)). Según la respuesta,

se aumenta o disminuye la oferta hasta obtener una cifra definitiva. Con todas las respuestas se llega al cálculo de una oferta media y a una extrapolación de los resultados de la muestra a la población entera. Estos resultados también pueden relacionarse con características personales de los entrevistados como sexo, ingresos, educación, edad y otras.

La ventaja de este método (conocido como de **valoración contingente**) es su aplicación universal; siempre puede utilizarse cuando no se dispone de otros datos o cuando no son apropiados otros métodos. Una segunda ventaja es que la valoración contingente es el único método que puede revelar el valor total de un bien o servicio ambiental; contrariamente a los demás métodos, su aplicación no sólo sirve para informar sobre el valor de uso sino también el valor de opción y el valor de preservación o valor de existencia (véase, por ejemplo, Smith, 1990).

La valoración contingente puede tropezar con dos tipos de problemas: Primero, hay una serie de sesgos que intervienen en el cuestionamiento directo sobre la disposición a pagar. Los entrevistados se ubican en una situación hipotética e inusual y su motivación para encontrar o declarar su verdadera disposición a pagar puede resultar afectada en consecuencia. Los entrevistados también pueden creer que su respuesta individual puede afectar a los resultados de la encuesta y tener ciertos efectos sobre un proyecto o decisión determinado; algunos entrevistados (dado que en realidad no van a pagar) pueden hacer una oferta muy alta por algo que quieren; y finalmente los datos seleccionados que se presentan al entrevistado pueden influir en las respuestas. Algunos estudios demostraron que con diferentes cantidades y tipos de información se obtienen diferentes respuestas (Sample y otros, 1986; Hanley y Munro, 1991).

Segundo, hay considerable polémica respecto de la diferencia observada entre dos de las medidas de los cambios en el bienestar obtenidas con este método. De hecho algunos estudios revelaron una diferencia destacable entre la disposición a pagar por una cierta mejora de la calidad ambiental y la disposición a aceptar un deterioro de esta de la misma magnitud. La teoría económica convencional sostiene que ambas cifras debieran ser iguales. Es una cuestión que se presta al debate y un tema importante de investigación actual. Este problema no es privativo de los métodos de valoración contingente; por el contrario, es un problema actual y generalizado del significado económico de los

cambios en el bienestar. La única razón por la cual el debate se centra en los resultados empíricos del método de valoración contingente puede encontrarse en el hecho mismo de que este método es el único que está directamente diseñado para obtener una medida (no sustitutiva ni limitada al valor de uso) de los distintos cambios en el bienestar.

III. PROBLEMAS AMBIENTALES DE LOS MÉTODOS DE ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO

Si reconocemos que el problema de la valoración explicado en el capítulo anterior no es insoluble, podemos continuar nuestro análisis examinando qué problemas específicos se presentan en el análisis costo-beneficio al tratarse de bienes y servicios ambientales. El punto de partida es reconocer que los bienes ambientales son bienes económicos (dado que nuestro bienestar depende en gran medida de ellos); sin embargo, no son bienes de capital o consumo normales y, en consecuencia, la asignación de bienes o servicios ambientales provoca otros problemas concretos, que deben resolverse en el contexto del análisis costo-beneficio. Estos son: primero, la posibilidad de efectos irreversibles; segundo, el carácter del valor económico del medio ambiente; tercero, la incertidumbre respecto de las consecuencias futuras de nuestras decisiones actuales y, por último, los nuevos problemas que surgen al elegir la tasa social de descuento.

A. IRREVERSIBILIDAD

Con frecuencia la implementación de ciertos proyectos agrícolas tiene efectos irreversibles. Por ejemplo, la explotación de recursos hídricos para riego puede exigir la construcción de un embalse. Si la aparición de productos alternativos o la caída de los precios hacen que la producción de cultivos regados no sea rentable, podría ser imposible (o muy oneroso) quitar el embalse y restablecer el curso natural del río. Otro ejemplo se presenta con la conversión de bosques pluviales en tierras agrícolas. A diferencia de los efectos relacionados con la destrucción del capital creado por el hombre, que usualmente puede reconstruirse (excepto el acervo cultural), los proyectos de desarrollo pueden ser causa de la pérdida del capital natural (especies, paisajes, marismas, arrecifes de coral, etc.) para siempre.

Como ocurre en todas las situaciones económicas que son objeto del análisis costo-beneficio, el desarrollo con repercusiones irreversibles es sólo una de las posibles opciones alternativas rivales para el uso de un recurso natural. Por ejemplo, si tomamos el caso más citado, los bosques pluviales pueden considerarse un recurso económico que puede servir para diferentes propósitos. Por ejemplo,

como proveedor de tierra agrícola, proveedor de madera, fuente de productos naturales, regulador de la gestión del agua, obstructor de la erosión, regulador del clima, amortiguador del CO₂, reserva genética, acervo cultural, fuente de ingresos del turismo, etc. Todas estas funciones potenciales y reales no pueden existir al mismo tiempo. La principal competencia está entre las dos primeras y todas las demás, debido al carácter irreversible del impacto potencial. La pregunta obvia es: ¿cómo podemos comparar los beneficios netos de la tala del bosque pluvial con fines agrícolas con el costo social de la pérdida de todas las funciones alternativas?

A veces pueden minimizarse las pérdidas de bienestar por la irreversibilidad. Por ejemplo, el impacto irreversible de la construcción de un embalse podría reducirse eligiendo otra ubicación. En ciertos casos las pérdidas de capital natural pueden menguar o compensarse con capital construido por el hombre, por ejemplo, plantando un bosque en otra zona. Pero ninguna de estas alternativas está exenta de costo; la nueva ubicación podría aumentar el costo de transportar la energía generada por la central hidráulica o reducir su magnitud técnica y al final seguiría habiendo cierto impacto irreversible. La voluntad de hacerlo depende directamente del valor asignado a la alternativa (es decir el beneficio social de la conservación).

La manera de tomar en cuenta el valor económico de la irreversibilidad en el análisis costo-beneficio se explica en el modelo Krutilla-Fisher. Consideremos el caso del desarrollo agrícola de una zona de bosque pluvial. El costo de capital de esta actividad (expresado en su valor presente neto del momento), es C_0 y los cultivos sembrados dan un beneficio una vez deducidos los gastos corrientes de B_t al año. Digamos que podemos calcular el valor de los beneficios de preservar una zona de bosque pluvial y llamarlo P_t . Frente a un impacto irreversible, el análisis debe hacerse a perpetuidad en lugar de horizontes temporales limitados. En este caso es más necesario considerar el carácter dinámico de los beneficios tanto de realizar la actividad como de preservar el bosque. Los primeros podrían considerarse decrecientes (a un cierto ritmo α) dado que el progreso técnico tenderá a reducir los beneficios de este tipo de actividad debido, por ejemplo, a la superioridad de aumentar la intensidad de los cultivos en la propia tierra agrícola. También hay buenas razones para considerar que los beneficios de la preservación aumentarán con el tiempo (a un ritmo β); entre estas razones están la trayectoria decreciente de la reserva global de zonas silvestres, el incremento de los

ingresos reales, que presumiblemente aumentará la disposición a pagar por la preservación y por el turismo de aventura, etc. Con todos estos elementos podemos expresar el valor presente neto total de la inversión propuesta así:

$$VPN_d = -C_o + \int_0^{\infty} B_t e^{-(r+\alpha)t} dt + \int_0^{\infty} P_t e^{-(r-\beta)t} dt \quad (3)$$

Este resultado no es muy útil a los efectos prácticos pero resume todos los aspectos pertinentes del problema. La fórmula incluye términos cuyo carácter y tendencia en el tiempo son inciertos (el valor que las generaciones futuras asignarán a los medios de esparcimiento ambientales, el valor de la variedad genética para los descubrimientos futuros, el progreso técnico y demás). Es imposible obtener toda la información necesaria para alcanzar una cifra confiable en los dos últimos términos de la ecuación. Sin embargo, cabe suponer que esta fórmula puede dar cierta información sobre lo que tendría que ser el valor de los beneficios de preservación para que no se llevara a cabo esta actividad (véase Pearce y otros, 1990, p.42). En otras palabras, el modelo Krutilla-Fisher sirve por lo menos para calcular el valor cambiante de los beneficios de la preservación. Hanley y Craig (1991) dan un ejemplo reciente de aplicación del modelo Krutilla-Fisher al estudio de la gestión de recursos silvestres en la zona de pantanos del norte de Escocia.

La irreversibilidad no es sólo consecuencia de la destrucción de un bien singular (como una zona de bosque pluvial, un paisaje determinado o un pedazo de marisma); también puede producirse al utilizar el medio ambiente de manera no sustentable. Por ejemplo, el fracaso de algunos proyectos de riego en países africanos obedece al aumento de la salinidad (que en casos extremos imposibilita el uso de la tierra como apoyo de los cultivos (USAID, s/f)). Otros ejemplos son los procesos irreversibles de erosión debida al pastoreo y cultivo excesivos y demás factores. Vale decir que la irreversibilidad también puede ser la consecuencia indeseable de los proyectos de desarrollo.

El modelo Krutilla-Fisher también es un límite discreto de todos los problemas que el análisis costo-beneficio podría tener que superar para dar una respuesta sensata a las inquietudes ambientales. La primera pregunta es: ¿por qué razón los bienes y servicios ambientales tienen valor para la sociedad?; la segunda es: ¿cómo podrían reformularse los métodos de análisis costo-beneficio

para incluir todas las incertidumbres implícitas en la fórmula?; y la tercera: ¿las tasas de descuento habituales son o no compatibles con los objetivos de conservación?

B. EL VALOR DE LOS BIENES AMBIENTALES

Una de las razones por las cuales los bienes y servicios ambientales pueden diferir de los bienes y servicios privados es que los primeros pueden incluir algún tipo de valor que los segundos no tienen. Es de aceptación generalizada que no puede considerarse que los bienes ambientales tienen valor sólo por las funciones que cumplen para sus usuarios directos (por ejemplo, los cazadores de aves silvestres, los excursionistas de montaña, los ornitólogos, los turistas, etc.). Los valores así expresados son valores económicos en un sentido conocido (o valores de uso).

Se afirma que además el medio ambiente tiene un valor social para sus usuarios potenciales (aquellos que algún día podrían llegar a usarlo), que también están interesados en su conservación; este se denomina valor de opción y puede incluir asimismo el valor que las generaciones futuras asignarán al medio ambiente (valor de legado) y el valor que algunas personas darán al hecho de que otros puedan obtener bienestar al utilizarlo (valor indirecto).

Pero el medio ambiente también puede tener cierto valor por sí mismo, vale decir, independientemente de cada uso humano potencial o directo, futuro o real, lo que se conoce como valor de existencia. No quiere decir que el medio ambiente tenga cierto valor que no se relaciona en absoluto con los seres humanos; significa que el valor que los seres humanos atribuyen al medio ambiente no sólo es la consecuencia de su uso sino de la parcialidad a la existencia de una mayor variedad genética, o porque la gente prefiere saber que existe aunque no lo use ni tenga la posibilidad de hacerlo.

Así pues, según Pearce, Markandya y Barbier (1990, pp.60-63), podemos decir que el **valor económico total** del medio ambiente natural es la suma total de su valor de uso actual, su valor de opción y su valor de existencia. Todos ellos deben incluirse en el análisis costo-beneficio de las

alternativas de desarrollo. Por ejemplo, la inclusión del valor de uso actual podría llevar al agotamiento del bosque pluvial natural, porque las prácticas agrícolas intensivas (aun durante el corto período en que son sustentables en el bosque talado) habitualmente producen mayores beneficios que la extracción selectiva de madera, la pesca controlada y las escasas actividades turísticas. Pero esta diferencia podría compensarse con el valor de existencia del bosque pluvial, los usos potenciales futuros de la variedad genética que conserva o el valor de los visitantes potenciales.

C. INCERTIDUMBRE

Casi todos los proyectos de inversión están sujetos a incertidumbres en cuanto a sus resultados futuros, su precio, su pertinencia social y demás. Asimismo, la incertidumbre es parte del carácter mismo de la mayoría de los problemas ambientales. Antes de examinar este tema vale la pena considerar más precisamente el significado de incertidumbre. Formalmente podría hacerse una distinción entre riesgo e incertidumbre. El riesgo está presente cuando se conoce la probabilidad de que ocurran diferentes desenlaces; es decir, el riesgo es una "incertidumbre cuantificable". Es el caso cuando, por ejemplo, no sabemos nada sobre el efecto exacto de algunos contaminantes en las poblaciones de peces de un río, pero tenemos toda una serie de desenlaces con sus respectivas probabilidades de ocurrir. La incertidumbre pura se produce cuando no conocemos los posibles resultados ni sus probabilidades.

En la ecuación (3), que resume el modelo Krutilla-Fisher, todos los términos salvo el primero están sujetos a diferentes grados de incertidumbre. Además de la incertidumbre respecto de los precios futuros de los productos agrícolas, podemos mencionar la tasa de deterioro técnico, si existe (α), las preferencias de las generaciones futuras (y la tasa β), el valor actual de la conservación para los usuarios directos, el valor de los usuarios potenciales, etc. Algunos autores sostienen que los valores de todas estas variables son casos de incertidumbre pura (Hanley y Craig, 1991). Por ejemplo, la probabilidad (si existe) de que la conservación de ciertas especies raras lleve al descubrimiento futuro de una nueva droga y el valor económico de esta droga son imposibles de conocer. Por el contrario, algunos economistas especializados (Bojö, Mäler y Unemo, 1990, p.70) prefieren considerar que toda la incertidumbre es cuantificable.

Desde esta segunda perspectiva, la única adecuada en la práctica, el valor presente neto de un proyecto no es un único número sino una serie de números con una correspondiente distribución de probabilidad. La manera de abordarla consiste en calcular el valor esperado del valor presente neto. La decisión sobre el proyecto debe adoptarse considerando no sólo el valor presente neto esperado sino también la distribución de probabilidad de todos los posibles resultados. Una regla general para hacer frente a esta decisión es definir un valor de equivalencia de certidumbre de los beneficios netos del proyecto. El equivalente de certidumbre es la cantidad que, recibida con absoluta seguridad, se considera equivalente a una distribución alternativa de probabilidad de los resultados. El costo del riesgo es la diferencia entre el valor esperado de la distribución de probabilidad y el equivalente de certidumbre. Si este costo es cero, quien adopta la decisión es neutral al riesgo; si es positivo, es reactivo al riesgo.

Algunos autores sostienen que, aun cuando los individuos son reacios al riesgo, la sociedad en general debe considerarse neutral (Arrow y Lind, 1970). La única excepción que aceptan ocurre cuando un proyecto público está directamente correlacionado con el estado general de la economía y afecta a los ingresos nacionales de manera significativa. El hecho de que el sector público deba ser neutral al riesgo se justifica con dos argumentos centrales: la centralización y la diversificación de los riesgos. El primero significa que el sector público puede realizar varias inversiones y diversificar su cartera (y reducir el riesgo global). El segundo argumento sostiene que a medida que el número de quienes corren el riesgo (por ejemplo, contribuyentes) se acerca al infinito, el costo del riesgo se acerca a cero. Estos argumentos tienen amplia aceptación en el análisis costo-beneficio normal.

No obstante, hay algunas salvedades importantes que es preciso hacer en el caso del impacto ambiental. Fisher (1973) señala que el argumento de la diversificación de los riesgos no funciona cuando los costos de los efectos adversos no son sufragados por los contribuyentes sino por los individuos directamente afectados, como puede ser el caso de los males públicos. Por ejemplo, las consecuencias sobre la salud humana de las aguas tóxicas, el aire contaminado y demás. Bojö, Mäler y Unemo (1990, p.71) dicen que la característica saliente es que el riesgo de una persona a la bilharziasis debido a un proyecto de represa no se diluye cuando más personas lo comparten. Esta característica de los efectos ambientales invalida la posición de neutralidad al riesgo también desde

el punto de vista de la sociedad. En un caso más general, los efectos ambientales negativos pueden producir males ambientales públicos cuyas consecuencias pueden afectar a la sociedad en general (Brown, 1983). Como en el caso de los bienes públicos, los males públicos no son rivales en el consumo; por ejemplo, mi consumo de la radiactividad producida por un accidente nuclear no reduce la cantidad de radiactividad a que están expuestos otros consumidores. La existencia de este posible mal público (como en la tragedia de Bophal o en un probable problema de calentamiento de la Tierra) es un argumento contra el criterio de neutralidad frente al riesgo de las decisiones de inversión pública.

Hemos mencionado que una manera de abordar el costo del riesgo es definir cierto valor positivo de equivalencia de certidumbre. Otra alternativa consiste en ajustar la tasa social de descuento por un factor de riesgo que, si es positivo, refleja la intensidad de la aversión al riesgo de la sociedad. Lo examinaremos más adelante.

D. DESCONTANDO EL FUTURO

Hay pocos temas en la economía ambiental que susciten debates más acalorados que el descuento del futuro para obtener valores presentes. El debate se inicia con la interrogante de si todas las razones que respaldan el descuento son aceptables desde el punto de vista ético (por ejemplo, el riesgo de muerte podría ser un argumento real para descontar el futuro por razones personales pero no sociales) y continúa preguntando qué tasa de descuento debe elegir el sector público entre las diferentes alternativas (el costo de oportunidad social del capital, la tasa de interés del consumo o la tasa de preferencia temporal social). No nos proponemos analizar todos estos argumentos; en esta sección nos preocuparemos principalmente por la relación entre el impacto ambiental y la tasa de descuento.

Afortunadamente, como algunos autores señalaron (Heal, 1981; Hanley, 1992), tras un largo período transcurrido tratando de descubrir una tasa de descuento aceptable para todos, los economistas comienzan a decidir que la tasa social de descuento no es algo que medimos sino algo

que elegimos¹. Desde la perspectiva ambiental, esta elección parece crítica y comprensiblemente la mayoría de las reservas sobre la aplicabilidad y conveniencia de los métodos de análisis costo-beneficio se expresan cuestionando las tasas de descuento que se utilizan normalmente. Es evidente que esta elección depende y es reflejo de cómo valoramos actualmente el bienestar de las generaciones futuras y, en general, nuestro concepto presente de la equidad intergeneracional.

El fuerte argumento en contra del uso de tasas de descuento mayores proviene de la economía de los recursos naturales (Conrad, 1992). Si bien el descuento no es polémico en los mercados privados de capital, cuando se trata de recursos de propiedad pública el tema es más controvertido. Aun en horizontes relativamente cortos, un cambio de la tasa de descuento puede alterar en forma significativa los méritos de una inversión (Conrad, 1992, p.24). Por ejemplo, si un árbol de crecimiento rápido llega a un tamaño talable en 10 años y rinde un ingreso neto de 100 dólares, su valor presente a una tasa de descuento de 5% es 60.65 dólares. Si la edad de tala se prolonga a 20 años, su valor presente disminuye a 36.79 dólares. Una tasa de descuento pequeña pero positiva puede reducir los beneficios de la conservación a números insignificantes. Si la preservación de una zona de bosque pluvial contribuye al descubrimiento de una nueva droga por valor de 100 dólares de aquí a un siglo, el valor actual de este producto futuro descontado al 5% es apenas 67 centavos.

Pero la solución a todos estos problemas no está garantizada por la reducción de la tasa de descuento. Por cierto las tasas de descuento altas podrían apresurar el agotamiento de los recursos renovables y no renovables, contribuir a la deforestación de zonas silvestres, dragado de marismas y

¹Por otra parte, esta conclusión no cuenta con un apoyo unánime. Por ejemplo, Norgaard y Howarth (1991) sostienen que las tasas de descuento no pueden usarse simplemente como un instrumento económico para lograr objetivos de desarrollo sustentable; aducen que el problema de la equidad intergeneracional debe resolverse directamente con una decisión política sobre la distribución adecuada de derechos entre generaciones. Una vez que esta decisión se haya tomado, llevará a un sistema de precios (entre ellos la tasa de descuento). En otras palabras, para cualquier distribución intergeneracional hay un sistema de precios (y por ende una tasa de descuento). Luego la decisión respecto de la tasa de descuento correcta no puede resolverse antes de decidir cuál es la mejor distribución intergeneracional (la tasa de descuento no es un instrumento económico sino un resultado de una decisión de distribución). Para hacer un análisis más detallado de esta teoría y de sus consecuencias prácticas, tendríamos que sobrepasar los límites del presente trabajo.

otras repercusiones irreversibles y oponerse al desarrollo de fuentes de energía alternativas. Pero las tasas bajas también pueden actuar contra las propuestas de conservación. Evidentemente, a menor tasa de descuento, mayor el volumen de inversión que da un valor presente neto positivo, y en consecuencia mayor la presión sobre los recursos naturales mediante la extracción mineral y de recursos energéticos y las descargas de efluentes.

Una primera solución propuesta a este dilema consiste en la definición de una "tasa ambiental especial". Algunos autores consideran que los efectos ambientales deberían descontarse a una determinada tasa baja (Cooper, 1981). Este argumento a veces se respalda sosteniendo que la tasa de descuento debería ajustarse hacia abajo para reflejar la incertidumbre ambiental (Brown, 1983). Otros autores sugieren que los beneficios de los proyectos que están sujetos a un alto riesgo ambiental se descuenten a una tasa más alta (Prince, 1985). En la práctica algunos gobiernos aceptan que las tasas de descuento puedan ser menores al administrar recursos naturales. Por ejemplo en el Reino Unido la tasa de descuento de 5% normalmente utilizada se reduce a 3% para los beneficios de la comisión forestal como un ajuste ad hoc para los beneficios externos de sus actividades (véase Hanley, 1992).

Actualmente esta respuesta a cuál puede ser la mejor tasa de descuento es objeto de fuertes críticas. Aparentemente, al tratar de resolver la cuestión, este procedimiento podría multiplicar las dificultades sin respuesta. Este argumento podría implicar que la tasa de descuento adecuada puede diferir con respecto a todos los costos y todos los beneficios sujetos a un riesgo determinado. Además de eso y de las dudas que esta política podría lógicamente plantear desde el punto de vista de la eficiencia económica, los principales argumentos contra las "tasas ambientales" son:

-Primero, es cierto que la mayoría de los procesos ambientales son inciertos dado nuestro actual conocimiento de ellos. Pero este hecho no tiene nada que ver con la tasa de descuento. Aparentemente se trata de un problema que debe resolverse cuando se calcula el valor de los beneficios y costos, por ejemplo, estableciendo los equivalentes de certidumbre de algunos de ellos. Esta una manera más clara y explícita de ajuste para manipular la tasa de descuento.

-Segundo, no es aceptable que los beneficios y costos futuros iguales puedan tener diferentes valores presentes debido a sus orígenes diferentes (Bojö, Mäler y Unemo, 1990, p.69). Por ejemplo, consideremos la pérdida de un rendimiento de 100 dólares en un cultivo regado por un aumento de la salinidad y la misma pérdida debida a una huelga de camioneros. No hay razón para descontar ambas pérdidas de manera diferente.

-Tercero, el hecho de reducir las tasas de descuento para reflejar el interés por las generaciones futuras no es la mejor manera de reflejar el interés social actual por preservar el medio ambiente. Primero, implica la aparición de dudas respecto de qué proyectos llenarían estos requisitos; segundo, los cambios de la tasa de descuento no son practicables cuando las decisiones que afectan a los recursos naturales corren por cuenta de agentes privados y, tercero, existe la sospecha de que aun con una tasa de descuento muy baja, puede producirse una seria degradación de los recursos.

El verdadero problema que se esconde detrás de todo este debate sobre la tasa de descuento es la cuestión de la equidad intergeneracional. Conrad (1992, p.43) señala el problema planteando tres preguntas: Si el resultado del descuento es que se le asigne menor peso al bienestar de las generaciones futuras, ¿debería ser admisible el descuento al intentar administrar recursos de propiedad pública? Al maximizar el valor presente de los beneficios sociales netos, ¿corremos el riesgo de agotar las reservas acumulando demasiados desechos y contaminación? ¿Estamos dejando a las generaciones futuras una reserva reducida de recursos naturales y una deuda ambiental inmanejable? En general, podemos aceptar que la definición de una cierta tasa de descuento ambiental especial no es la mejor manera de hacer frente a los nuevos problemas que aparecieron con la inclusión de los aspectos ambientales en el análisis costo-beneficio. Entonces, ¿cuál es?

IV. EL DESARROLLO SUSTENTABLE Y EL ANÁLISIS COSTO-BENEFICIO

Todos los problemas analizados hasta ahora tienen un denominador común: se refieren al problema general de tomar en cuenta los aspectos ambientales en la adopción de decisiones sociales al nivel de un proyecto de inversión cualquiera. Como ocurre en el análisis costo-beneficio convencional, esperaríamos derivar ciertas reglas prácticas para aplicarlas en el análisis de cualquier proyecto con relativa independencia de los demás proyectos u otras decisiones económicas. Sin embargo, aunque

podamos resolver satisfactoriamente todos los problemas antes presentados, queda el problema de garantizar la coordinación de cada una de las decisiones de inversión, de modo tal que la completa asignación de los recursos no perjudique nuestro bienestar futuro o el de las generaciones venideras. He allí el problema del desarrollo sustentable.

La manera de hacer operacional este problema, al menos en la teoría económica que nos preocupa, es suponer que es posible que en algún momento del futuro nuestra sociedad llegue a un cierto nivel de bienestar más alto que el actual y que, una vez logrado, este pueda transferirse a todas las generaciones siguientes². Aceptando esta premisa, podemos preguntarnos de qué manera necesitamos modificar el marco del análisis costo-beneficio para garantizar que seleccionamos el camino apropiado del desarrollo o, al menos, para minimizar el riesgo de tomar el camino equivocado.

Una primera respuesta a esta pregunta puede encontrarse en la teoría neoclásica del crecimiento económico. Según esta, la manera de llegar a un camino de desarrollo sustentable consiste en garantizar que los miembros de una generación transfieran a sus descendientes una reserva de capital (natural más artificial) al menos igual a la que ellos recibieron de sus predecesores, de tal manera que toda reducción en las reservas remanentes de recursos naturales hayan sido compensadas por la acumulación de capital artificial en un volumen suficiente para mantener constante el nivel de bienestar individual. Un método bien conocido de llegar a esta solución es el llamado teorema de Hartwick: según Hartwick (1977), siempre que los recursos renovables se administren de manera sustentable, se acepta agotar las reservas naturales y asegurar que todas las rentas de escasez producidas por los recursos no renovables se inviertan en la producción de capital artificial. Es decir, la sustentabilidad exige que la renta de escasez no se asigne a bienes de consumo.

Sin embargo, la validez de esta conclusión depende de manera crucial de la posibilidad de sustituir ambas formas de capital (algo que por definición se supone en los modelos neoclásicos); este

²En el presente trabajo evitamos la larga polémica sobre el significado exacto del concepto de desarrollo sustentable. Por otra parte, en Gómez Gómez (1993) puede encontrarse un análisis de este concepto en el contexto de la teoría del crecimiento económico.

supuesto común puede ser objeto de críticas por diferentes razones. Primero, tales posibilidades de sustitución son limitadas; aunque existe una amplia gama de materiales sintéticos, nunca será posible prescindir de los recursos naturales. Segundo, el capital natural tiene otras funciones además de ser un factor de producción; en una definición completa de capital natural se incluye un gran conjunto de ecosistemas afectados por la actividad humana (como el bosque pluvial, los océanos, las marismas, las pesquerías, la atmósfera, etc.) que cumplen funciones relacionadas con la sustentación de la vida que ningún capital artificial puede realizar. Estas funciones son, por ejemplo, la regulación del clima, la protección contra las inundaciones, la sustentación de la diversidad genética y los recursos biológicos, y otros.

Además, un problema que dificulta llegar a conclusiones definitivas respecto de las funciones de los recursos naturales en la sustentación de la vida y el mantenimiento de los sistemas económicos es que nos enfrentamos a considerable incertidumbre respecto de su papel exacto. De acuerdo con Pearce y Turner (1990, p.50), no entendemos cabalmente cómo funcionan los gases en baja concentración en la atmósfera y la estratósfera; la química de la lluvia ácida aún se está desarrollando; está abierto el debate sobre el papel de las corrientes oceánicas en la determinación del clima, y la manera en que los rodales naturales protegen el suelo, los ríos y los microclimas aún debe investigarse más. Si pudiéramos estar seguros de los beneficios de sustituir el capital natural por el artificial, luego las compensaciones entre ambos no serían graves. Pero no estamos seguros de las formas en que funciona el medio ambiente.

Gracias a algunos adelantos en el análisis costo-beneficio ambiental se ha llegado a la conclusión de que los objetivos de preservación deben incluirse en la evaluación social de proyectos por una decisión explícita y exógena sobre lo que son los objetivos sociales respecto de la equidad intergeneracional. Vale decir, los métodos de análisis costo-beneficio deben servir para maximizar el bienestar social sujeto a un límite explícitamente definido respecto de la conservación de la reserva natural y los servicios ambientales. La manera habitual de establecer este límite es definir las condiciones que permiten un desarrollo sustentable de la sociedad y, en su versión más general, equivale a la constancia del capital natural (Pearce, Markandya y Barbier, 1990). Es decir, se requieren cambios no negativos en la reserva de recursos naturales y la calidad ambiental. O bien,

en términos básicos, no debería haber más degradación del ambiente, pero se aplauden las mejoras (Pearce, Markandya y Barbier, 1990, p.4). Repetto (1986, p.15) usa una definición similar: el desarrollo sustentable como objetivo rechaza las políticas y prácticas que apoyan el modo de vida actual agotando la base productiva, incluidos los recursos naturales, y que dejan a las generaciones futuras en condiciones más pobres y con mayores riesgos que los propios.

Si no es posible garantizar que la degradación o la pérdida de los activos naturales siempre podrá compensarse con un suficiente nivel de acumulación de capital, luego la otra alternativa consiste en mantener constante la reserva global de capital natural (véase Pearce y Turner, 1990). Los argumentos más importantes en que se apoya esta política son los que ya mencionamos: la imposibilidad de sustituir el capital natural en el cumplimiento de todas sus funciones económicas; el alto grado de incertidumbre respecto del papel exacto de los activos naturales, que hace que su conservación sea una estrategia de máxima aversión al riesgo; y el hecho de que las reducciones de capital natural suelen ser irreversibles. Pero todas estas razones pueden resumirse en una sola: la conservación de por lo menos la reserva actual del capital natural es el único medio que tenemos para garantizar que nuestro modo de vida no reduzca el número de opciones que tendrán las generaciones futuras.

¿Pero qué significa en la práctica conservar la reserva de capital natural? Hay dos maneras de resolver esta cuestión. Primero, si fuera posible medir todos los bienes que conforman el patrimonio natural en unidades monetarias, también podríamos decir que el capital natural es constante si sus valores económicos permanecen constantes. Esta interpretación permite la degradación de un cierto activo natural (por ejemplo, el uso de un recurso agotable) que se ha de compensar con el aumento de otros activos naturales (como recursos renovables o el mejoramiento de la calidad del aire). La segunda interpretación es que el capital natural es constante si de él se deriva un flujo de servicios que se mantiene constante; en este caso debemos estar en condiciones de calcular en términos económicos el valor del flujo de servicios, incluido, por ejemplo, el suministro de los diferentes tipos de recursos productivos, la asimilación de desechos y residuos sin degradar la calidad ambiental y la prestación de servicios ambientales.

Cualquiera sea la definición que aceptemos, este criterio de sustentabilidad implica que la reserva actual de recursos naturales y servicios ambientales debe tomarse en cuenta como una restricción global para todas las decisiones de inversión relacionadas con la asignación de recursos naturales. Al menos en teoría, esta limitación puede introducirse en el marco del análisis costo-beneficio estableciendo una restricción sobre el uso y la degradación de la reserva de capital natural. Básicamente debemos modificar el objetivo de eficiencia económica garantizando que todos los proyectos de inversión que obtengan un beneficio social positivo sólo puedan aceptarse si su impacto ambiental completo (o la depreciación del capital natural que producen) es cero o negativo. Este criterio aplicado a nivel de proyecto podría ser innecesariamente restrictivo dado que pocos proyectos pasarían la prueba de factibilidad. Además, a medida que se incluyen más proyectos, la compensación de los efectos negativos de unos por otros puede incorporar más flexibilidad en el proceso de decisiones de inversión. Vale decir, lo que puede ser sustentable no es una inversión determinada sino un amplio programa de inversiones (idealmente el programa de inversiones completo de toda la sociedad). Según eso, en todo programa de inversiones debemos incluir uno o varios **proyectos sombra** (en la terminología propuesta por Pearce), cuyo propósito es corregir o compensar el daño ambiental causado por otros. Estos proyectos sombra no pueden evaluarse con un criterio de eficiencia sino de eficacia económica. Aquí no existe un nivel óptimo de corrección de los daños ambientales. Los proyectos sombra deben estar diseñados para minimizar el costo social total a fin de mantener la calidad ambiental general. Así pues, la existencia misma de estos proyectos sombra y de nuestra capacidad de formularlos es una condición necesaria para conciliar el marco del análisis costo-beneficio con el desarrollo sustentable.

V. OBSERVACIONES FINALES

En el presente trabajo hemos presentado el problema general de extender la actual metodología de análisis costo-beneficio a fin de poder considerar el impacto ambiental de los proyectos de desarrollo. Nuestra conclusión principal es que los métodos de análisis costo-beneficio pueden ser un instrumento muy útil para abordar la gestión del medio ambiente de manera racional y sustentable, siempre que podamos resolver tres problemas fundamentales:

- a) El primero, que surge de la naturaleza misma de la metodología propuesta, es cómo calcular correctamente el valor de los recursos naturales y ambientales. Tales valoraciones deberían comprender todos los servicios que presta el medio ambiente, incluidos los que no provocan ningún flujo de caja o los que no pasan por mercado organizado alguno. Como hemos visto, la teoría económica de los efectos externos y los recursos comunes proporciona una batería muy importante de técnicas para la valoración económica del impacto ambiental de los proyectos de desarrollo y, aunque continúan algunos debates teóricos sobre el significado exacto de los resultados obtenidos con estas técnicas, su aplicabilidad es algo que puede explorarse (y desarrollarse) en ciertos proyectos.
- b) El segundo problema es reconocer la especificidad de los activos naturales y ambientales, que son diferentes de los bienes de consumo o los factores de producción comunes, lo que incluye primero la difícil cuestión de cómo abordar la irreversibilidad cuando los activos ambientales son irremplazables. En segundo lugar, debemos estar en condiciones de afrontar el hecho de que el valor de los bienes ambientales no sólo obedece a su uso como bien de producción o consumo; los bienes ambientales también son valiosos debido a las opciones que representan para las generaciones actuales y futuras y por su propia existencia. Tercero, está el problema de que los bienes y servicios ambientales están sujetos a tipos especiales de incertidumbre que cuestionan la validez de aplicar el criterio común de neutralidad al riesgo cuando se analizan proyectos desde una perspectiva social. La existencia de incertidumbre en cuanto a los efectos públicos ambientales es un argumento en favor de la aplicación de criterios de aversión al riesgo en las decisiones de inversión pública. En cuarto lugar, hemos revisado el debate sobre la conveniencia de elegir una tasa de descuento diferente para analizar proyectos que tienen un impacto en el medio ambiente; esta solución parece insatisfactoria, y los problemas que llevan a la recomendación de bajar la tasa de descuento pueden resolverse por otros medios, como manejar equivalentes de certidumbre o introducir limitaciones exógenas al uso de los activos ambientales.
- c) El tercer problema es garantizar que cada decisión de inversión adoptada por agentes privados y públicos esté coordinada de manera tal que nuestras acciones presentes no reduzcan el bienestar de las generaciones futuras. Se trata de una tarea muy ambiciosa que constituye una esfera de desarrollo crucial de la actual literatura del crecimiento económico.

Además, se pueden usar criterios de sustentabilidad que permitan mantener o mejorar el capital natural en el proceso de adopción de decisiones, los que deberían afianzarse con la aplicación de reglas de aversión al riesgo, hasta que se disipe más la incertidumbre relativa al papel exacto del medio ambiente en la sustentación del bienestar presente y futuro.

BIBLIOGRAFÍA

- Arrow, K., y R. Lind (1970), "Uncertainty and the evaluation of public investment decisions", American Economic Review, vol.60.
- Azqueta, D. (1993), La evaluación social de proyectos y la estimación del impacto ambiental: un puente teórico necesario pero complicado (LC/IP/L.081), Santiago de Chile, Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social (ILPES).
- Blaikie, S.P. (1989), The Political Economy of Soil Erosion, Longman Development Studies, Nueva York.
- Brown, S.P. (1983), "A note on environmental risk and the rate of discount", Journal of Environmental Economics and Management, vol.6, Nueva York.
- Bojö, J., K. Mäler y L. Unemo (1990), Environment and Development, Hingham, Massachusetts, Kluwer Academic Publishers.
- Conrad, J.M. (1992), "Resource economics: Time uncertainty and irreversibility", documento presentado en el seminario "Economic Analysis and the Management of Natural Resources", celebrado en la Universidad Internacional Menéndez Pelayo, Madrid, junio-julio.
- Cooper, C. (1981), Economic Evaluation and the Environment, Londres, Hodder and Stoughton.
- Dixon, J., y M. Hufschmidt (1986), Economic Valuation Techniques for the Environment: A Case Study Workbook, Baltimore, The Johns Hopkins University Press.
- Fisher, A.C. (1973), "Environmental externalities and the Arrow-Lind Theorem", American Economic Review, vol.63.
- Freeman, M. (1975), The Benefits of Environmental Improvement: Theory and Practice, Washington, D.C., Resources for the Future, Inc.
- Gittinger, J.P. (1982), Economic Analysis of Agricultural Projects, Baltimore, The Johns Hopkins University Press.
- Gómez Gómez, C.M. (1993), "Desarrollo sostenible y gestión eficiente de los recursos naturales", Gestión económica de los recursos naturales, D. Azqueta, vol.2, Madrid, Alianza Editorial Madrid.

- _____ (1992), "Does the hedonic price of the environment really exist?", documento presentado en la tercera reunión anual de la European Association of Environmental and Resource Economists, Cracovia, junio.
- Hanley, N. (1992), "Are there environmental limits to cost-benefit analysis?", Environmental and Resource Economics, vol.2.
- Hanley, N., y S. Craig (1991), "Wilderness development decisions and the Krutilla-Fisher Model: The case of Scotland Flow Country", Ecological Economics, vol.4, N°2, Amsterdam.
- Hanley, N., y A. Munro (1991), "Design bias in contingent valuation studies: The impact of information", Reino Unido, University of Stirling, inédito.
- Hartwick, J.M. (1977), "Intergenerational equity and the investing of rents of exhaustible resources", American Economic Review, vol.67.
- Heal, G. (1981), "Economics and resources", Natural Resource Policy, R. Butlin (comp.), Boulder, Colorado, Westview Press.
- Huetting, R. (1991), "The use of the discount rate in a cost-benefit analysis for different uses of a humid tropical forest area", Ecological Economics, vol.3, N°1, marzo.
- Little, I., y J. Mirrlees (1969), Estudio social de la industria de países en desarrollo, México, D.F., Centro de Estudios Monetarios Latinoamericanos (CEMLA).
- Norgaard, R., y R. Howarth (1991), "Sustainability and discounting the future", Ecological Economics.
- ONUDI (Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial) (1972), Pautas para la evaluación de proyectos, Nueva York, Naciones Unidas. Publicación de las Naciones Unidas, N° de venta: 72.II.B.11.
- Pearce, D., A. Markandya y E. Barbier (1990), Sustainable Development: Economics and Environment in the Third World, Londres, London Edward Elgar.
- _____ (1989), Blueprint for a Green Economy. A Report, Londres, Earthscan Publications.
- Pearce, D., y K. Turner (1990), Economics of Natural Resources and the Environment, Harvester Wheatsheaf.
- Prince, R. (1985), "A note on environmental risk and the rate of discount: Comment", Journal of Environmental Economics and Management, vol. 12.

- Reed, W.J. (1992), "Natural resource economics and modeling", documento presentado en el seminario "Economic Analysis and the Management of Natural Resources", celebrado en la Universidad Internacional Menéndez Pelayo, Madrid, junio-julio.
- Repetto, R. (1986), World Enough and Time: Successful strategies for resource management, New Haven, Yale University Press.
- Sample y otros (1986), "Information enclosure and endangered species evaluation", Land Economics, N° 62.
- Scotchmer, S. (1985), "Hedonic prices and cost-benefit analysis", Journal of Economic Theory, N° 37.
- Smith (1990), "Valuing amenity resources under uncertainty: A special view of recent resolutions", Journal of Environmental Economics and Management, N° 19.
- Solow, R.M. (1975), "Intergenerational equity and exhaustible resources", Review of Economic Studies.
- Squire, L., y H.G. van der Tak (1975), Análisis económico de proyectos, Madrid, Editorial Tecnos Madrid.
- USAID (Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Industrial) (s/f), Africa Irrigation Development, Water Management Synthesis (WMS).
- Winpenny, J. (1991), "Environmental values and their implications for development", Development Policy Review, vol.9.
- Zwahlen, R. (1992), "Failure of irrigation projects and consequences for a different approach: A case study", Ecological Economics, vol.5, N°2, mayo.