

La evaluación socioeconómica de proyectos de restauración de ecosistemas

Enrique Sanjurjo y Verónica Espinosa

Dirección de Economía Ambiental, Dirección General de Investigación en Política y Economía Ambiental, Instituto Nacional de Ecología. Periférico Sur 5000. Colonia Insurgentes-Cuicuilco. Correo-e: sanjurjo@ine.gob.mx

Introducción

Tradicionalmente, el análisis financiero de proyectos de inversión se ha enfocado al análisis de la rentabilidad privada de los proyectos. A pesar de que la evaluación social de proyectos es una disciplina que se aplica desde hace varios años, aún falta realizar más esfuerzos para hacerla una práctica común en los proyectos ambientales. El objetivo de este documento es hacer que quienes estudian temas en restauración de ecosistemas terrestres se familiaricen con las herramientas de evaluación socioeconómica de proyectos. También se pretende que sepan aplicar dichas herramientas de manera que se reconozcan los costos y los beneficios monetarios de los impactos ambientales generados por la realización de proyectos de restauración de ecosistemas, así como de los impactos de no realizar dichos proyectos.

Para cumplir con este objetivo, el documento se organiza en cuatro partes. En la primera se exponen las herramientas de análisis financiero y socioeconómico de proyectos, haciendo hincapié en los costos y los beneficios sociales generados por los impactos ambientales de los propios proyectos. La segunda y tercera parte exponen algunos ejemplos de aplicación de estas técnicas en proyectos de restauración de ecosistemas, haciendo énfasis en dos casos: a) cuando el daño ambiental es gradual y paulatino, y b) cuando el daño ambiental comienza súbitamente y sus efectos son duraderos. En la última parte se describen las técnicas de valoración ambiental, que se han desarrollado para identificar el valor monetario de los costos y los beneficios asociados con los impactos ambientales, y que son aplicables a posibles proyectos de restauración de ecosistemas.

Evaluación socioeconómica de proyectos

¿Vale la pena llevar a cabo un proyecto? Ésta es la pregunta básica que se pretende responder a partir de las herramientas de evaluación. Existen varias aproximaciones para responder a esta pregunta, las cuales se pueden clasificar en: criterios de condiciones de riesgo, criterios basados en la tecnología y criterios utilitaristas. Estos

últimos incluyen tanto los aspectos tecnológicos como de riesgo, utilizando el bienestar social como elemento para integrar estos distintos aspectos. Existen varias formas de responder la pregunta utilizando criterios utilitaristas: análisis multi-criterios, análisis de costos restringidos, análisis de costo efectividad y análisis de costo-beneficio; este último criterio será utilizado, en este texto, para determinar la pertinencia de los proyectos de restauración. Como se puede observar en el cuadro 1, las diferencias entre los distintos criterios representan restricciones o variaciones sobre el análisis básico que es el de costo beneficio.

Cuadro 1. Criterios para determinar la pertinencia de un proyecto

Criterio	Breve descripción
Análisis costo-beneficio (ACB)	Calcula los beneficios y los costos (en términos monetarios) de las alternativas, y selecciona la que resulte con mayores beneficios netos.
Análisis costo beneficio probabilístico	Es un análisis similar al ACB pero para casos en los que existe incertidumbre, ya sea en los costos, en los beneficios o en ambos.
Análisis con presupuesto restringido	Calcula el mayor beneficio neto para niveles dados de costos máximos.
Análisis costo-efectividad	Calcula el menor costo posible para alcanzar un objetivo predeterminado (no necesariamente planteado en términos monetarios).
Análisis multi-criterios	Pondera diferentes criterios (que presumiblemente conforman una función de utilidad) y selecciona la alternativa con mayor puntaje.

Fuente: adaptado de Granger y Henrion, 1990.

Análisis costo-beneficio

Uno de los acercamientos más comunes a la interrogante planteada es la búsqueda de la respuesta en los costos y los beneficios que estén asociados con el proyecto. Esto se puede complicar debido a que los beneficios y los costos no necesariamente ocurren al mismo tiempo, y es muy común que se tenga que incurrir en costos hoy y no recibir los beneficios sino hasta después de un tiempo. Ahora bien, esta pregunta tiene otra arista importante ¿vale la pena desde el punto de vista de quién? La opinión de un individuo puede que sólo considere sus propios costos y beneficios, pero no incorpore los que sean enfrentados por terceros. Por ejemplo: para una persona puede resultar rentable desmontar la parte alta de una cuenca para realizar actividades agropecuarias, mientras que para la sociedad tal actividad implicará altos costos por la pérdida de los servicios ambientales que proporcionaba el ecosistema.

Para los inversionistas, un aspecto tan importante como los costos y los beneficios del proyecto es conocer el tiempo en que recuperarán la inversión y, en general, el tiempo en el que ocurrirán cada uno de estos costos y beneficios. Lo anterior se debe a que las personas valoramos más el presente que el futuro. Cualquier inversionista en su sano juicio preferirá recibir mil pesos hoy a recibir los mismos mil pesos dentro de veinte años; sin embargo, su decisión resultará más complicada si se le pidiera que escogiera entre mil pesos hoy o seis mil pesos dentro de veinte años. La decisión anterior dependerá de cada persona y estará afectada por distintos factores como la impaciencia, la expectativa de ingresos futuros¹, y la

¹Si el individuo es un estudiante que espera que con el tiempo mejoren sus ingresos, también esperará que los 1,000 pesos le hagan más falta hoy, que 6,000 pesos dentro de 20 años, cuando ya sea un profesionalista con un buen trabajo

rentabilidad de los mil pesos (que en el banco, a una tasa de cinco por ciento anual, se convertirían en más de 2,500 pesos). Los factores anteriores forman lo que se conoce como la tasa de descuento, que es el premio que cada individuo le asigna al consumo presente sobre el consumo futuro. La subjetividad de las preferencias en el tiempo permite que exista un mercado de préstamos, en el que los individuos impacientes pagan un interés a los individuos pacientes.

Una vez revisado el concepto anterior es factible conocer los indicadores que permiten identificar la rentabilidad financiera de un proyecto determinado. Definiendo B_t como los beneficios generados por el proyecto en el año t , C_t como los costos en que se incurre en el año t , r como la tasa de descuento relevante², y definiendo t como el período que va desde el año 1 hasta el año n ; entonces el valor presente neto (VPN) de un proyecto se define como:

$$VPN = \sum_{t=1}^n \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} \quad \text{ecuación 1}$$

Esta ecuación suma todos los beneficios y les resta los costos, pero los pondera de manera diferente. El comportamiento del término en el denominador hace que los pagos (costos o beneficios) que ocurran más a futuro tengan menos peso.

El VPN mide las ganancias netas que se obtendrán del proyecto. Pero además existen otros indicadores financieros que pueden ser de interés para el inversionista, como la razón de beneficios a costos. Cuando esta razón es exactamente igual a uno el proyecto tiene un VPN igual a cero, cuando es mayor a uno, tiene ganancias y cuando es menor a uno el proyecto tiene pérdidas. La razón beneficios a costos se calcula como:

$$B/C = \frac{\sum_{t=0}^n \frac{B_t}{(1+r)^t}}{\sum_{t=0}^n \frac{C_t}{(1+r)^t}} \quad \text{ecuación 2}$$

Como se puede observar, para los dos indicadores anteriores es necesario conocer la tasa de descuento. Sin embargo existe una medida de rentabilidad que no requiere de la definición de una tasa de descuento; esta es la tasa interna de rendimiento (TIR). La TIR se calcula como la tasa de descuento con la cual una inversión presenta un VPN igual a cero, y se interpreta como el rendimiento de la inversión propuesta. Es decir, mide el rendimiento que tendrá el dinero en la inversión propuesta.

Para el caso de proyectos con beneficios crecientes en el tiempo, existe un indicador financiero muy relevante que es la Tasa de Rentabilidad Inmediata (TRI).

Existen proyectos de restauración de ecosistemas que presentan beneficios netos crecientes en el tiempo, como los proyectos de restauración de ecosistemas por fenómenos de degradación paulatinos y continuos (como ejemplo, suelos dañados por agricultura). En estos casos, en los que los beneficios aumentan cada año, la pregunta relevante es ¿cuándo iniciar la inversión? Para responderla, el criterio aplicable es la tasa de rentabilidad

²Para los efectos de la ecuación 1, se expresará la tasa de descuento (r) como un número entre cero y uno; es decir, una tasa de descuento de diez por ciento se expresará como r = 0.10.

inmediata (TRI) definida como la razón de los beneficios netos del primer año de operación (Bni) entre la inversión.

$$TRI = Bni / Inversión \quad \text{ecuación 3}$$

De esta manera, cuando los beneficios son crecientes, la inversión debe ser programada de tal forma que el proyecto entre en operación en el primer año en que la TRI es mayor que el costo social de los recursos, esto es: Si TRI > r es el momento óptimo de iniciar la operación; mientras que si TRI < r conviene postergar la inversión.³

Los costos y beneficios sociales de un proyecto

Los mismos indicadores y procedimientos utilizados para la evaluación privada de proyectos se utilizan para la evaluación social, sólo que tomando en cuenta los costos y los beneficios sociales, es decir, los efectos que tendrá el proyecto en la comunidad. En el caso de proyectos con un impacto en el medio ambiente ya sea negativo, como un proyecto que implique cambio de uso del suelo o bien, positivo, como en la restauración de ecosistemas, la diferencia entre la evaluación privada y la social es relevante. Por ejemplo: en la operación de un proyecto que genera contaminación a los cuerpos de agua, en el que ni el productor ni los consumidores incorporan los costos de la contaminación del agua en sus cuentas, van a existir diferencias entre los costos sociales y los privados. Si el inversionista no incorpora los impactos ambientales en sus cuentas, es probable que el proyecto resulte rentable desde el punto de vista privado, aunque posiblemente sea indeseable para la sociedad.

El caso contrario son los proyectos de restauración de ecosistemas, donde los beneficios que generan a la sociedad pueden no representar ningún tipo de ganancia para el desarrollador del proyecto, pero sí para la sociedad. Lo anterior implicaría que, a pesar de que el proyecto fuera adecuado socialmente no se realizaría al no ser rentable para los privados. Esto se debe a que los beneficios generados por el proyecto no son intercambiables en los mercados, lo que dificulta que el productor pueda adueñarse de parte de los excedentes de los consumidores. Entonces, se pueden encontrar proyectos indeseables socialmente, pero que resulten rentables desde el punto de vista privado, y viceversa.⁴

Recordando la ecuación 1, el VPN de un proyecto es igual al valor presente de los beneficios menos los costos asociados al proyecto. Considerando los beneficios como la cantidad de productos vendidos multiplicados por el precio (como ejemplo de precio, un costal de naranjas a diez pesos), y los costos como los precios de los insumos (incluyendo mano de obra) multiplicados por la cantidad de tales insumos utilizados, se puede re-escribir la ecuación 1, como:

³Para mayor referencia sobre los indicadores de rentabilidad financiera de un proyecto se recomienda consultar Fontaine 2000: 69-98.

⁴Los efectos ajenos al interés directo de un proyecto, en los ejemplos anteriores, son conocidos en teoría económica como externalidades. Para mayor referencia sobre este tema, se recomienda consultar Varian, 1993 pp. 546 – 565

$$VPN = \sum_{t=0}^n \frac{(P_t \cdot Y_t) - (W_t \cdot X_t)}{(1+r)^t} \text{ ecuación 4}$$

Donde P_t es el precio del producto en el período t , Y_t es la cantidad de producto en el período t , W_t es el precio de los insumos en t , X_t es la cantidad de insumos utilizados y r es la tasa de descuento para el inversionista privado.

Para incorporar los impactos ambientales en la ecuación de VPN, se agregará el concepto de precio sombra, como aquél que refleja todos los costos y beneficios generados por la producción o consumo de un bien o insumo. Por ejemplo, el precio sombra de utilizar un insumo que genera deterioro ambiental, será el precio de mercado del insumo más el costo social de utilizarlo; por su parte el precio sombra de utilizar un insumo que evita la contaminación ambiental de un proceso productivo (un filtro) será el precio del filtro menos el beneficio social de usarlo. Para fines de este documento se definirá el precio sombra de los insumos como W_s .

El precio sombra de producto que genera contaminación, como los combustibles, será el precio de mercado del mismo menos el costo social de la generación que provoca; por su parte, el precio sombra de un producto que mejore la calidad ambiental será el precio de mercado más el beneficio social asociado a la producción de ese bien o servicio. Para los fines de este documento se definirá el precio sombra de los productos como P_s . Considerando lo anterior, se puede definir el Valor Presente Neto Social (VPNS) como:

$$VPNS = \sum_{t=0}^n \frac{(P_s^t \cdot Y_t) - (W_s^t \cdot X_t)}{(1+i)^t} \text{ ecuación 5}$$

En la ecuación anterior se observa que los impactos ambientales quedan considerados para la obtención del VPNS, mediante la incorporación de los precios sombra de los productos y de los insumos⁵, descontados a una tasa de descuento social (i) la cual es distinta a la tasa privada. La diferencia entre ambas se explica por medio de los mismos factores que definían el descuento futuro privado: impaciencia (z), expectativa en el crecimiento de los ingresos (g), y el costo de oportunidad de la inversión (ρ); sólo que las magnitudes son diferentes.

Para los privados, la tasa g dependerá de sus propias expectativas; mientras que para la sociedad dependerá de las predicciones sobre ingresos futuros. Por su parte, para los privados la tasa z dependerá de sus propios niveles de impaciencia, mientras que para la sociedad la tasa de impaciencia se tendrá que definir de manera más cuidadosa, para evitar que se le dé trato discriminatorio a las generaciones futuras.⁶

En equilibrio, la tasa de descuento social se puede definir como:

⁵Para una descripción completa acerca de la evaluación socioeconómica de proyectos se recomienda consultar Markandya 1991:4 - 18 y Fontaine 2000:439-463.

⁶En términos sociales es aceptable pensar en un valor de z igual a cero. Para una discusión más completa sobre la

validez de descontar la impaciencia privada en la tasa de descuento social, se recomienda ver Azqueta 2000:149-154.

$$p = i = (g \cdot \eta) + z \text{ ecuación } \delta$$

donde el costo de oportunidad de la inversión (p) es igual a la tasa de descuento social (i), la cual es igual a la tasa de impaciencia (z) más el producto del crecimiento (g), por un factor (η) que representa el cambio en la utilidad que genera una unidad adicional de ingreso.

Otro aspecto a considerar, especialmente en proyectos relacionados con la restauración de ecosistemas, es un muy largo plazo. Cuando el valor de los beneficios ambientales vinculados con un proyecto de restauración sucede en un plazo muy largo, la impaciencia de hoy conduciría a valorarlo muy poco. Considérese el siguiente ejemplo: si descontáramos el valor de toda la producción mundial en 200 años a una tasa de 5% anual, obtendríamos el equivalente a una buena casa y, si la tasa fuera del 10%, las personas estarían dispuestas a cambiar toda la producción del mundo dentro de 200 años a cambio de un muy buen coche el día de hoy. Una posible solución a este problema es la utilización de un descuento hiperbólico, que hiciera que el descuento se fuera haciendo igual a cero de forma asintótica, lo que supondría medir el tiempo de acuerdo a incrementos proporcionales.⁷

Incorporación del concepto de bienestar social a la evaluación de proyectos

Hasta esta parte del documento pareciera que el criterio para determinar la pertinencia de un proyecto se reduce a la capacidad de generar riqueza; es decir, a la capacidad del proyecto para aumentar la cantidad de dinero en la sociedad. Sin embargo, esto no es necesariamente cierto, ya que lo que debe regir la toma de una decisión es la capacidad de aumentar el bienestar de la población, el cual estará definido por las preferencias de cada uno de los individuos de la sociedad. Una buena aproximación para medir la capacidad de un proyecto para aumentar el bienestar es el uso del excedente del consumidor.

Para comprender el significado del excedente del consumidor, se plantea el siguiente ejemplo: una persona se encuentra dispuesta a pagar veinte pesos por un costal de naranjas y encuentra de camino a su casa un camión que vende el costal en diez pesos; al hacer la transacción, el comprador obtendrá un excedente igual a diez pesos, ya que sólo pagó diez cuando estaba dispuesto a pagar veinte.

Otro aspecto a considerar en la evaluación social de proyectos son los factores distributivos del proyecto. Un caso claro puede ser la generación de empleos en economías en desequilibrio y con desempleo. Con frecuencia se observa que tanto los políticos como los encargados de las relaciones públicas industriales, consideran la

creación de empleos como parte de los beneficios de un proyecto, cuando esto es claramente un costo del mismo. Es decir, dejando todo lo demás constante, contratar más empleados durante más horas, implica mayores costos para el proyecto y menor rentabilidad. Sin embargo, si la generación de empleos sirviera para combatir la pobreza o mejorar la distribución del

7El factor de descuento usando este criterio es igual a $e^{-\int_0^t \log t dt}$ en vez del factor de descuento utilizado habitualmente $[e^{-it}]$.

Este tratamiento es compatible con el criterio de equidad intergeneracional propuesto por Chichilinsky (1996), quien resuelve satisfactoriamente este problema.

ingreso, el aumento en bienestar asociado a estos fenómenos debería considerarse como un beneficio social⁸, aunque el pago de mano de obra siempre será un costo.

Considerando los efectos en bienestar generados por un proyecto se puede volver a escribir la ecuación 5 como:

$$VPNS = \sum_{t=0}^{\infty} \frac{(P^s_t \cdot Y_t) + BSt - (W^s_t \cdot X_t)}{(1+i)^t} \text{ ecuación 7}$$

donde BSt es el bienestar social en cada período t, y está conformado por los crecimientos en el excedente del consumidor más los aumentos (o disminuciones) en bienestar, generados por aspectos que la sociedad considera relevantes, como la distribución del ingreso y el combate a la pobreza. El resto de las variables incluidas en la ecuación 7, tienen el mismo significado que en las ecuaciones 5 y 6.

Evaluación socioeconómica en presencia de incertidumbre

Hasta este momento se han descrito criterios de decisión para los casos en que con certidumbre se conocen los costos y los beneficios asociados al proyecto. Pero en ocasiones los beneficios podrán variar por factores aleatorios, como las variaciones en la incidencia de las lluvias. Con cierta regularidad, en proyectos relacionados con impactos ambientales no se conocen con certeza las magnitudes por las modificaciones al ambiente. En estos casos existen dos posibilidades: (i) que se conozcan las probabilidades de ocurrencia de ciertos eventos probables, y (ii) que se conozcan los posibles impactos, pero que no las probabilidades de ocurrencia.

En los casos en los que se conocen los posibles impactos y la probabilidad de ocurrencia de cada uno de ellos se puede recurrir al concepto de valor esperado (VE), el cual se define como:

$$VE = \sum_i^n p_i \cdot X_i \text{ ecuación 8}$$

Donde p_i es la probabilidad de ocurrencia del impacto i , X_i es el flujo de beneficios netos del impacto i (puede ser negativo o positivo) y n es el número de impactos probables dado el proyecto. Por ejemplo, el flujo de beneficios por la captación de aguas generado por un proyecto de reforestación, puede estar determinado por factores de los que sí conozcamos su probabilidad de ocurrencia; por ejemplo, la precipitación.

Cuando existen dos proyectos con el mismo valor esperado, pero con diferentes probabilidades y pagos, la decisión de los individuos estará determinada por su aversión al riesgo. Supóngase un proyecto que genera un pago seguro de 1,000 pesos contra un proyecto que pudiera generar una ganancia de 4,000 o una pérdida de 2,000

8Para mayor referencia acerca del aumento en bienestar, asociado con la distribución del ingreso, se recomienda revisar el concepto de utilidad marginal decreciente (Varian, 1993:57-70) y simular una transferencia de un rico a un pobre para detectar que, a un mismo nivel de ingreso de la sociedad, cuando éste se encuentra mejor distribuido se obtiene que la suma de las utilidades individuales es mayor (bienestar social).

con una probabilidad de un medio, entonces la mayor parte de la gente preferirá el primero ya que el pago esperado es el mismo y el riesgo es menor.

Una situación más difícil de resolver se presenta cuando el proyecto riesgoso genera un valor esperado un poco más alto que el del proyecto seguro. Recordemos el caso del estudiante que prefería mil pesos hoy en vez de seis mil dentro de veinte años (véase nota 1); en este caso el estudiante tenía esas preferencias ya que hoy no contaba con dinero para su manutención y esperaba tener un buen trabajo dentro de veinte años. Supóngase que a ese mismo individuo se le ofreciera la oportunidad de entrar a una rifa por 4,001 pesos en la que su probabilidad de ganar fuera igual a 0.25, pero que el costo del boleto fuera igual a sus únicos mil pesos (de los que depende para sobrevivir). En este caso el valor esperado de entrar a la rifa es mayor, pero no resultaría extraño que el estudiante, en su sano juicio, decidiera no participar. Esto se debe a un factor de aversión al riesgo, que es completamente consistente con la racionalidad del individuo.⁹

Como se mencionó, otro aspecto que afecta las decisiones es el desconocimiento de las probabilidades o se tiene poca información sobre alguno de los parámetros; digamos la función de utilidad $U(Y)$ de los individuos. En estos casos se puede recurrir al análisis

de sensibilidad para ayudar al tomador de decisiones a elegir entre dos o más proyectos. Esto consiste en realizar la evaluación para los diferentes estados de la naturaleza posibles y compararlos entre sí. Para el caso de no conocer los efectos de la reforestación de un bosque sobre la captura de agua, y no poder asignar probabilidades a cada uno de éstos, se podrá hacer el análisis para cada caso y compararlos. Cuando este análisis se realiza para un número de escenarios continuo o muy numeroso, se estará hablando de una simulación, la cual es más recomendable y otorga mayor información que un análisis de sensibilidad.

Evaluación socioeconómica de proyectos de restauración

Si bien los proyectos de restauración pueden llegar a tener beneficios privados, como la restauración de un suelo degradado por agricultura, sus beneficios son mayormente sociales. Si consideramos los proyectos de restauración como actividades cuyo principal producto son ecosistemas restaurados, entonces tendremos que $P_s > P$. Esto es, el valor social del servicio producido es mayor al precio de mercado (que en ocasiones puede ser cero). Dada la poca rentabilidad privada, no sería difícil imaginar ejemplos de proyectos de restauración de ecosistemas que no se han realizado pese a su alta impacto social.

La importancia de realizar evaluaciones sociales de proyectos de restauración es precisamente el identificar aquéllos que, aunque presentan una rentabilidad privada baja o nula, resulten socialmente necesarios. Dicha identificación es esencial no sólo para llevarlos a cabo con fondos públicos, sino para el diseño de políticas públicas que modifiquen los precios relativos y conduzcan a los privados a prevenir el daño a los ecosistemas y, en su defecto, a realizar proyectos de restauración. Todo ello contribuiría a que la restauración resultase una actividad deseable y, por tanto, le fuera otorgada más atención y aplicación de acciones efectivas.

⁹Sea $U(Y)$ una función de utilidad que depende del ingreso (Y), sea $U'(Y) > 0$, y sea $U''(Y) < 0$; entonces se podrá medir la conveniencia del riesgo sobre U en vez de sobre Y . Para lo anterior se calculará la Utilidad Esperada de forma similar al valor esperado mostrado en la ecuación 8, pero tomando en cuenta la utilidad de los pagos en vez de los pagos. Para comprender mejor el concepto de aversión al riesgo es conveniente revisar nuevamente la teoría de la utilidad marginal decreciente, y complementarla con un capítulo de incertidumbre en algún texto de microeconomía. Se recomienda Varian 1993:212 - 242.

Para fines de esta exposición se presentarán dos ejemplos hipotéticos de restauración de ecosistemas, con componentes que requieren un trato distinto para cada uno de ellos. El primero es el caso de un proyecto de restauración de suelos degradados por la agricultura; en este caso el daño ambiental es paulatino y continuo, y el proyecto tiene (o puede tener) beneficios privados además de los sociales. El segundo caso, es un proyecto de restauración de ecosistemas por derrame de hidrocarburos; en este caso el evento que sucede de una vez y los daños ambientales se van sufriendo en diferente grado, durante período que va desde el accidente hasta que se completa la restauración.

Restauración de suelos afectados por agricultura

Para plantear un caso de valoración socioeconómica de proyectos referido a la restauración de suelos afectados por agricultura, se plantea un proyecto hipotético que consiste en restaurar el suelo y frenar la erosión en una ladera. Sus características son: en la parte alta de la cuenca hay actividades de pastoreo y cultivo de forrajes, en la parte media, otros cultivos (por ejemplo, maíz) y en la parte baja existen pequeños asentamientos humanos, agricultores de temporal y algunos cuerpos de agua.

La cuenca presenta problemas de erosión del suelo, lo que implica efectos directos para los productores en las partes media y alta de la cuenca (pérdida de productividad), y efectos indirectos para las personas en la parte baja. La pérdida de vegetación forestal y el arrastre de suelos provoca que en época de lluvias el flujo de aguas sea muy violento y cause problemas en las cosechas y en los asentamientos humanos, pero también produce que el flujo de agua en época de estiaje sea prácticamente inexistente, provocando pérdidas en las cosechas y disminuyendo el bienestar de las personas que valoran la limpieza de los cuerpos de agua, los cuales se están contaminando por el arrastre de sólidos cargados de nutrientes.

En este contexto se plantea un proyecto de conservación y restauración de suelos que consiste en reforestación, cambio de cultivos y prácticas, y restauración de suelos erosionados. Sus costos estarán dados por la construcción de estructuras, represas y terrazas, cuidado de árboles de especies nativas en vivero, mano de obra en la zona y vigilancia.

Por su parte los beneficios estarán divididos en dos partes: los sociales, que son aquellos que tendrían los individuos de la parte baja de la cuenca por control del flujo de agua, y por disminución de la sedimentación y la contaminación en los cuerpos de agua; y los beneficios privados, que son las ganancias netas de los productores en las partes alta y media de la cuenca, en el caso en que se pudieran organizar para llevar a cabo las obras¹⁰, los cuales se medirán como el cambio en ganancias dados las variaciones en las prácticas y la modificación en la tasa de erosión.

Para calcular los beneficios de frenar la erosión es común utilizar alguna de las siguientes técnicas: el costo de reemplazo y el cambio en productividad. La primera (Sung-Hoon y Dixon, 1986) consiste en medir los costos necesarios para recuperar la fertilidad del suelo,

¹⁰Sería de esperarse que los individuos no se pudieran organizar debido a dos factores: (a) incentivos para actuar como gorriones (free-rider) y esperar el beneficio sin hacer gasto alguno, y (b) altos costos de transacción entre los agricultores en la ladera (véase: Cooter y Ullen, 1999:113-127, 144-153).

mientras que la de cambio en productividad (Burt, 1981; Bishop y Allen, 1989) consiste en calcular las pérdidas agrícolas que surgen del deterioro de los suelos.

Suponiendo que la erosión del suelo provoca una reducción en la producción de la forma:

$$Y_t = Y_0 \cdot e^{-kt} \text{ ecuación 9}$$

donde la productividad de un terreno (Y_t) como una función de la productividad en ausencia de erosión (Y_0), de un coeficiente de pérdida de suelo (k) y como una función del tiempo (t).¹¹

Para el ejemplo hipotético, planteado con fines exclusivamente didácticos, se considerará que las ganancias de los productores en las partes media y alta de la cuenca son de 788 mil pesos al año, que la productividad decrece de la forma propuesta en la ecuación 9 para un valor de k igual a 0.01, y que los precios no fluctúan. Se plantea también la existencia de un proyecto de restauración del suelo que detiene la erosión y aumenta la productividad en un 10% (3.3 para el primer año, 6.7 para el segundo año y diez del tercer año en adelante); y que los costos de realizar este proyecto son de 350 mil pesos el primer año y de 65 mil pesos el resto de los años.

De acuerdo con estos datos se puede obtener: (i) el valor presente de la producción en la cuenca bajo el supuesto hipotético de ausencia de erosión, (ii) el valor presente de la producción, en presencia de erosión y considerando que las prácticas no se modificaran en el tiempo, y (iii) el valor presente de la producción, en presencia de erosión y considerando la propuesta de mejoramiento en las prácticas de control de la erosión.

Como se puede apreciar en la figura 1, el valor de la producción en presencia de proyecto es mayor que la producción en el caso hipotético sin erosión; y el valor de la producción en presencia de erosión y en ausencia de proyecto disminuye de manera constante en el tiempo; todo esto, a largo plazo se podría traducir en decisiones de abandono de tierra y de migraciones a otras zonas rurales o urbanas.

Una vez generados los tres escenarios se calcula el beneficio bruto del proyecto, considerando la diferencia entre la situación con y sin proyecto. Al beneficio bruto se le tendrán que restar los costos de instrumentación y mantenimiento del proyecto para la obtención de los beneficios netos. El cuadro 2 muestra los resultados para el ejemplo propuesto, en el que se genera una ganancia de peso y medio por peso invertido, lo que es equivalente a una inversión con ganancias del 50 %, suponiendo que el proyecto tiene una vida útil de 22 años. ¹²

Si bien el ejemplo es incompleto, ya que se limita a la evaluación privada e ignora la social, resulta relevante por varios factores: (i) siempre se deben comparar los efectos del proyecto con la situación sin proyecto, (ii) cuando el estado actual genera una degradación continua, el simple hecho de revertir la tendencia es un beneficio, y (iii)

¹¹La ecuación 9 corresponde a la propuesta de Bishop y Allen (1989). Al lector interesado en modelos más completos de pérdida de productividad del suelo (que incluyan las decisiones de los individuos) se le recomienda

revisar Gunatilke y Vieth (2000). En la ecuación 9, "e" representa un crecimiento exponencial de las pérdidas en productividad respecto al tiempo: $\ln(e) = 1$.
 12Ejemplo basado en McIntire (1998).

existen diferentes metodologías para medir los beneficios ambientales de detener la erosión, por lo que se debe ser cuidadoso con la alternativa que se elija¹³.

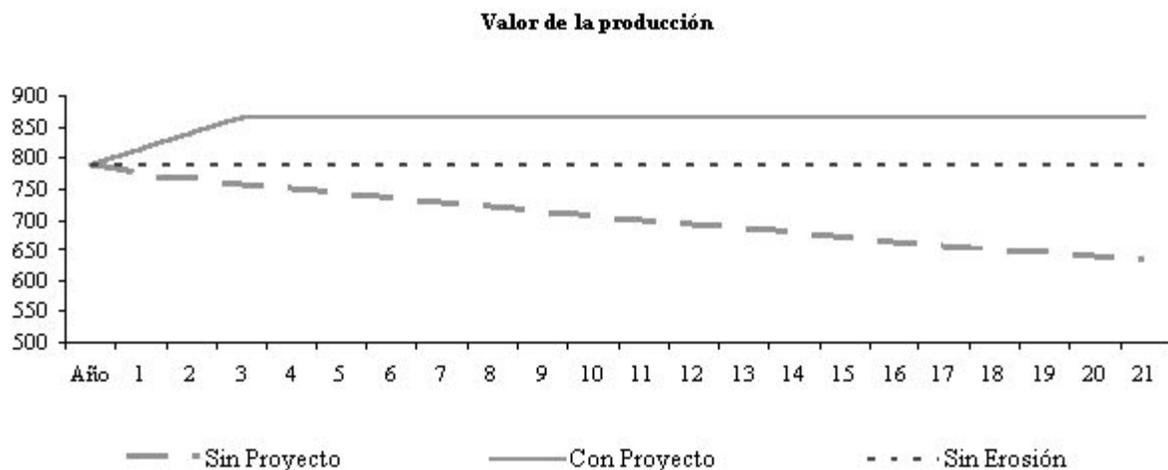
Cuadro 2. Valor presente neto del proyecto de restauración de suelos

Año	Beneficios del proyecto		Costos del proyecto		Rentabilidad del proyecto	
	Con proyecto	Sin proyecto	Anual	Anualizado	VPN	B/C
	VP _{cp}	VP _{sp}	C _t	$VPC = C_t / (1+r)^t$	VP _{cp} - VP _{sp} - VPC	(VP _{cp} - VP _{sp}) / VPC
1	788	788	350	350	-350	-
2	767	728	65	61	-22	-
3	748	680	65	58	10	-
4	727	635	65	55	37	-
5	686	593	65	51	41	-
6	647	554	65	49	45	-
7	611	518	65	46	47	-
8	576	483	65	43	49	-
9	543	452	65	41	51	-
10	513	422	65	38	52	-
11	484	394	65	36	53	-
12	456	368	65	34	54	-
13	430	344	65	32	55	-
14	406	321	65	30	55	-
15	383	300	65	29	55	-
16	361	280	65	27	54	-
17	341	262	65	26	54	-
18	322	244	65	24	53	-
19	303	228	65	23	53	-
20	286	213	65	21	52	-
21	270	199	65	20	51	-
22	255	186	65	19	50	-
Suma	10,905	9,191	1,715	1,115	599	1.5

Fuente: elaboración propia con datos hipotéticos, con fines meramente didácticos.

13 Para mayores ejemplos con datos reales sobre proyectos de conservación de suelos y protección de cuencas, se recomienda ampliamente consultar la guía de conservación de la FAO número 16 (FAO, 1987) y el documento ambiental del Banco Mundial número 8 (Lutz et al., 1994)

Figura 1. Valor de la producción



Restauración de ecosistemas afectados por hidrocarburos

En el caso anterior se observó una actividad que deterioraba el suelo de manera constante y paulatina; sin embargo, existen casos en los que el daño ocurre de forma repentina. Tal es el caso de los derrames de hidrocarburos. En estos casos se debe buscar el restablecimiento del ecosistema hasta que se asemeje a la situación previa al daño, tanto en composición de especies, en estructura y en funciones. Hay casos en los que se necesitan largos periodos para alcanzar una recuperación completa, por lo que se pretende acelerar este proceso con acciones humanas.

Mientras ocurre la restauración del ecosistema existen pérdidas. Al momento del daño, los servicios del ecosistema decrecen hasta cierto nivel y continúan ofreciendo sus servicios a este nivel inferior hasta el inicio de la recuperación, la cual puede o no alcanzar los niveles originales.

Un caso ilustrativo de proyectos de restauración es el del derrame de 257 mil barriles de petróleo crudo en las costas de Alaska por el buque petrolero Exxon Valdez. A raíz del accidente las vidas de las personas que habitaban en el área del derrame se vieron afectadas drásticamente. La pesca comercial se suspendió, así como la pesca de subsistencia. A pesar de un programa de limpieza de 2,100 millones de dólares, los servicios recreativos y pesqueros todavía se encuentran en recuperación. Además de

las pérdidas por pesca y recreación, se calcula que el derrame causó una pérdida en valor de opción y de existencia de 2.8 billones (Hanemann et al. 2003)¹⁴, lo que nos sirve como base de comparación para tomar en cuenta los beneficios ganados (recuperados) como resultado del esfuerzo de restaurar el ecosistema a su estado original.

Lo anterior sirve para ilustrar que, en los casos en los que la recuperación no es inmediata o cuando no es completa, existen pérdidas sociales que alguien tendrá que

¹⁴En el estudio de valoración contingente realizado por el equipo de NOAA, se hace referencia a estos valores como valor de uso pasivo.

pagar: los afectados en ausencia de políticas de compensación y el causante del daño, en caso de la existencia de las mismas. Para el cálculo de estas pérdidas es necesario tener en cuenta el valor de las funciones ambientales del ecosistema, la cantidad de servicios ambientales antes y después del accidente y el tiempo que éste tarda en recuperarse. La siguiente ecuación muestra el valor de los servicios perdidos descontados:

$$VP_{pérdidas} = \sum_{t=0}^B V_j P_t (b^j - x_t^j) / b^j J \text{ ecuación 10}$$

donde: P_t es el factor de descuento $[1 / (1+r)^t]$, $V_j V_j$ es el valor de los servicios ambientales del hábitat dañado, x_t^j es el nivel de servicios por hectárea que provee el hábitat dañado al final de año t , b^j es el nivel base de servicios por hectárea previo al daño, y J es el número de hectáreas alteradas.

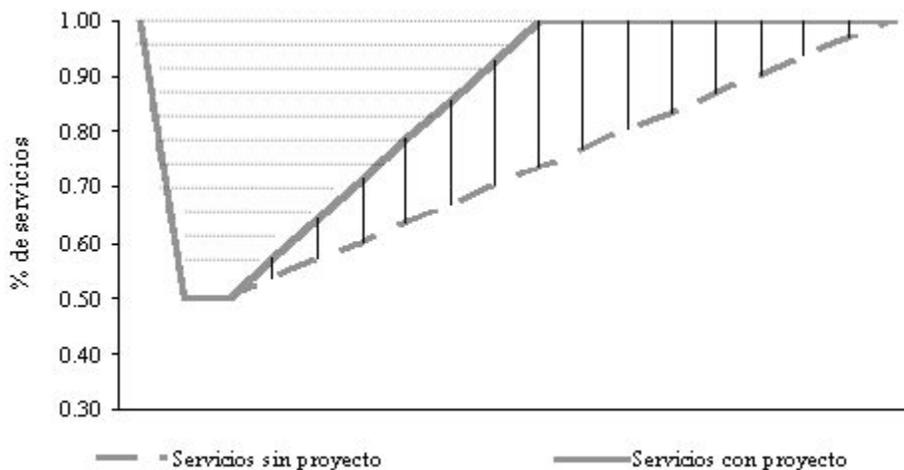
Con la finalidad de detallar más en la necesidad de complementar los proyectos de restauración con políticas de compensación se desarrolló un ejemplo hipotético. Supóngase que una actividad de origen humano (digamos un derrame de hidrocarburos) daña un área de 20 hectáreas y provoca una disminución de las funciones del ecosistema del 50 por ciento en relación con los servicios originales (Ejemplo basado en: NOAA). En la figura 2 se muestran los niveles de recuperación del hábitat en ambos casos, con proyecto de restauración y sin proyecto; es decir, se puede observar el nivel de servicios que aportaría el sitio dañado en ambas situaciones. Las funciones ambientales del hábitat se recuperarán naturalmente y de manera lineal hasta alcanzar su nivel original en 15 años. Suponiendo que el valor de las funciones ambientales prestadas por el hábitat fuera de 10,000 pesos por hectárea, la pérdida (calculada con base en la ecuación 10) ascendería a 594,800 pesos. Por su parte, si se realizara un proyecto de restauración que permitiera que la recuperación sucediera en siete años; entonces la pérdida sería de 404,500 pesos.

La figura 2 muestra este ejemplo. La línea continua muestra la recuperación de los servicios ambientales para el caso con proyecto, mientras que la discontinua muestra esto mismo, pero para el caso sin proyecto. El área con rayado vertical muestra los beneficios del proyecto; es decir, la diferencia entre los beneficios con proyecto versus los beneficios sin proyecto, la cual asciende a 190,300 pesos para el ejemplo planteado. Por otra parte, la suma de ambas áreas rayadas también muestra el valor del daño en caso de no realizar el proyecto de restauración; mientras que el área rayada horizontalmente muestra el daño para el caso de llevarse a cabo el proyecto.

Los cuadros 3 y 4 muestran el flujo del valor de las funciones ambientales sin proyecto y con proyecto de restauración, para el ejemplo hipotético presentado, usando una tasa de descuento del 10 %. La segunda columna muestra el porcentaje de servicios en relación con la línea base, que ofrece el hábitat año con año. Los servicios se incrementan linealmente por un factor de 0.033 hasta alcanzar su nivel original después de 15 años. En la última columna se pueden observar las hectáreas efectivas perdidas descontadas que, multiplicadas por un valor de 10,000 pesos por hectárea, resultan en los 594,800 pesos mencionados anteriormente.

El cuadro 4 muestra los servicios perdidos en el hábitat dañado aplicando el proyecto de restauración. En este ejemplo los servicios se recuperaron de forma lineal en un 7.1% anual. Se observa que la suma del valor descontado de los servicios ambientales perdidos es menor que en el caso anterior.

Figura 2. Beneficios del proyecto de restauración



Cuadro 3. Servicios perdidos en el hábitat dañado sin proyecto

Año	% de servicios	% de servicios perdidos	Ha efectivas perdidas	Superficie afectada	Factor de descuento	Ha efectivas perdidas descontadas
0	50	50	10	20	1	10
1	50	50	10	20	0.91	9.09
2	53	47	9.33	20	0.83	7.71
3	57	43	8.67	20	0.75	6.51
4	60	40	8	20	0.68	5.46
5	63	37	7.33	20	0.62	4.55
6	67	33	6.67	20	0.56	3.76
7	70	30	6	20	0.51	3.08
8	73	27	5.33	20	0.47	2.49
9	77	23	4.67	20	0.42	1.98
10	80	20	4	20	0.39	1.54
11	83	17	3.33	20	0.35	1.17
12	87	13	2.8	21	0.32	0.89
13	90	10	2.2	22	0.29	0.64
14	93	7	1.53	23	0.26	0.4
15	97	3	0.8	24	0.24	0.19
16	100	0	0	25	0.22	0
						59.48

Fuente: Elaboración propia con datos hipotéticos, con fines meramente didácticos.

Cuadro 4. Servicios perdidos en el hábitat dañado con proyecto

Año	% de servicios	% de servicios perdidos	Ha efectivas perdidas	Superficie afectada	Factor de descuento $1/(1+0.1)^t$	Ha efectivas perdidas descontadas
0	50	50	10	20	1	10
1	50	50	10	20	0.91	9.09
2	57	43	8.57	20	0.83	7.08
3	64	36	7.14	20	0.75	5.37
4	71	29	5.71	20	0.68	3.9
5	79	21	4.29	20	0.62	2.66
6	86	14	2.86	20	0.56	1.61
7	93	7	1.43	20	0.51	0.73
8	100	0	0	20	0.47	0
9	100	0	0	20	0.42	0
10	100	0	0	20	0.39	0
11	100	0	0	20	0.35	0
						40.45

Fuente: Elaboración propia con datos hipotéticos, con fines meramente didácticos.

Compensación por hábitat equivalente

La compensación por hábitat equivalente es una forma útil y aceptada de aplicar la figura de la compensación. Por su parte, el análisis de hábitat equivalente (AHE) es la herramienta para identificar el área de restauración de hábitat necesaria para compensar los daños a recursos naturales que resultan de causas específicas. Es claro que la compensación no repara el daño, por lo cual debiera ser contemplada como una medida extrema de mínima responsabilidad hacia el entorno natural.

El AHE requiere como insumos el área del daño, el tiempo de recuperación del hábitat dañado, el periodo que tardará el área de mitigación en poder brindar los servicios ecológicos comparables a los del hábitat original y la tasa de descuento. Este tipo de análisis parte de ciertos supuestos y condiciones: (i) la sociedad está dispuesta a aceptar el intercambio de una unidad de servicios de hábitat perdido por otra de un proyecto compensatorio, (ii) existe una medida común que capture el nivel de servicios provistos por el hábitat, así como las diferencias en la cantidad y calidad de los servicios del hábitat de reemplazo, (iii) los servicios provistos por el ecosistema dañado y el de compensación son comparables y (iv) el cambio en recursos y servicios como resultado del daño es lo suficientemente pequeño como para que el valor por unidad de servicio sea independiente del cambio en el nivel de servicios.

Para determinar el tamaño del proyecto compensatorio se utiliza la siguiente expresión:

$$\left(\sum_{t=1}^L P_t (x_t^p - b^p) / b^j\right) P = \left(\sum_{t=0}^B P_t (b^j - x_t^j) / b^j\right) J \text{ ecuación 11}$$

donde: P_t es factor de descuento, x_j : el nivel de servicios por hectárea que provee el hábitat dañado al final de año t , b_j es el nivel base de servicios por hectárea, J es el número de hectáreas dañadas, b_p es el nivel inicial de servicios por hectárea del hábitat equivalente; x_t^p es el nivel de servicios por hectárea que provee el hábitat equivalente al final de año t , y P es el área del proyecto de reemplazo

El objetivo es igualar las pérdidas que ocurrieron en el hábitat dañado con las ganancias obtenidas en el hábitat equivalente. Una vez conocidas las pérdidas en funciones ambientales generadas por el derrame de hidrocarburos

$\left(\sum_{t=0}^B V_j P_t (b^j - x_t^j) / b^j\right) J$ y las ganancias en funciones ambientales por la existencia de un proyecto de hábitat equivalente, $\left(\sum_{t=1}^L V_p P_t (x_t^p - b^p) / b^j\right) P$ es entonces factible conocer el tamaño óptimo del proyecto compensatorio. El tamaño del proyecto compensatorio debe ser tal que provea un incremento en servicios que iguale la pérdida de servicios del hábitat dañado, incluyendo la porción de dichos servicios que

se pierde en el tiempo de recuperación, tal y como se muestra en la siguiente ecuación:

$$P = \frac{\sum_{t=0}^B P_t (b^j - x_t^j) / b^j J}{\sum_{t=1}^L P_t (x_t^p - b^p) / b^j} \text{ ecuación 12}$$

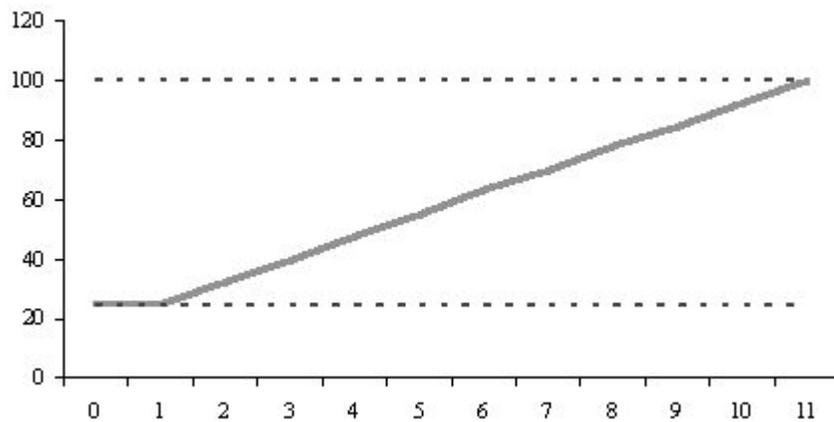
El numerador de la ecuación muestra la suma de los servicios ganados descontados que provee el hábitat equivalente, mientras que el denominador presenta la suma de los servicios perdidos descontados del hábitat dañado. La fracción de la ecuación

$((b^j - x_t^j) / b^j)$ (muestra el porcentaje de reducción de servicios por hectárea del sitio dañado. Por otra parte $(x_t^p - b^p) / b^p$ muestra el porcentaje de incremento de servicios por hectárea que provee el hábitat equivalente. El objetivo del AHE es obtener el área del proyecto de reemplazo. Despejando P de la ecuación anterior se tiene el tamaño óptimo del hábitat equivalente.

En el ejemplo anterior (derrame de hidrocarburos), si se optara por el proyecto de restauración del hábitat dañado y se quisiera complementar con un proyecto de hábitat equivalente que compensara a la sociedad por los ocho años que tardará el ecosistema en recuperar su situación base, el tamaño del proyecto compensatorio sería de 8.77 ha.15

La figura 3 muestra los servicios por hectárea del proyecto de hábitat equivalente como porcentaje de los servicios en la línea base del hábitat dañado. Los servicios comienzan en un 25 % y posteriormente se incrementan linealmente hasta alcanzar la madurez y, óptimamente, continúan ofreciendo estos servicios de manera perpetua. El incremento en servicios por hectárea es el área entre la función de madurez y la línea de 25 %. El cálculo de las ganancias también debe estar descontado por año y las ganancias deben sumarse durante la vida del proyecto.

Figura 3. Funciones ambientales proporcionadas por el hábitat de compensación



El cuadro 5 muestra los servicios ganados en el hábitat equivalente. Los servicios se incrementan de manera lineal por un factor de 0.075 hasta alcanzar su madurez después de diez años y el ecosistema continúa ofreciendo sus servicios perpetuamente. Por último, las hectáreas efectivas ganadas descontadas son un dato vital para conocer el área del proyecto compensatorio.

15El área se obtiene de la siguiente división: $40.45/4.61=8.77$

Cuadro 5. Funciones ambientales proporcionadas por el hábitat de compensación

Año	% de servicios	% de servicios ganados	Factor de descuento	Ha efectivas ganadas descontadas
0	25	0	1	0
1	25	0	0.91	0
2	33	8	0.83	0.06
3	40	15	0.75	0.11
4	48	23	0.68	0.15
5	55	30	0.62	0.19
6	63	38	0.56	0.21
7	70	45	0.51	0.23
8	78	53	0.47	0.24
9	85	60	0.42	0.25
10	93	68	0.39	0.26
11	100	75	0.35	0.26
Perpetuidad	100	75		2.63

				4.61
--	--	--	--	------

Fuente: Elaboración propia con datos hipotéticos, con fines meramente didácticos.

Valoración económica de los costos y beneficios ambientales

Para realizar las evaluaciones propuestas es necesario tener una idea del valor monetario de las pérdidas en bienestar, generadas por la alteración de los ecosistemas que se pretenden restaurar. Para tales fines existen métodos de valoración ambiental, que se pueden clasificar en: los métodos directos de mercado, los métodos indirectos de mercado y los métodos de no mercado.

Métodos directos de mercado

Se refiere a métodos en los que, de manera directa, los precios reflejan los efectos ambientales de un proyecto. Con estos métodos se identifican las alternativas que los individuos eligen en busca de maximizar su propio bienestar. Tal es el caso del costo de prevenir, reparar o aceptar un daño sufrido a consecuencia de la pérdida de calidad ambiental¹⁶. Para la aplicación de estos métodos se recomienda seguir los siguientes pasos:

- a) Identificar las variables que va a afectar el proyecto y compararlas contra estas mismas variables en una situación sin proyecto. En el caso de uno de limpieza de un suelo contaminado, por ejemplo, con hidrocarburos, se tendrían que identificar la cantidad y tipo de contaminantes así como su disminución en el tiempo, para el escenario con proyecto y para el escenario sin proyecto.
- b) Analizar la forma en que se dispersan y concentran los diferentes contaminantes, tomando en cuenta la presencia de umbrales en los que se identifiquen concentraciones superiores a la capacidad de carga de los ecosistemas.
- c) Una vez identificada la concentración y dispersión de contaminantes es necesario cruzar la información con la presencia de poblaciones humanas, ecosistemas frágiles, zonas de recarga de acuíferos y, en general, cualquier situación que pudiera repercutir en la productividad de las actividades humanas o en la salud de las personas y los ecosistemas.

¹⁶Para profundizar acerca de los métodos de valoración ambiental, más allá de las breves descripciones presentadas, se recomiendan las siguientes lecturas: Dixon, et al. (1983:170 -260 y Dixon et al. (1986:42 – 91.

- d) Determinar el grado de afectación a través de funciones dosis-respuesta. Este tipo de funciones establecen la respuesta de una persona, de una población o de un ecosistema ante modificaciones en la calidad ambiental. En el caso de que hubiera

hidrocarburos que contaminaran el agua superficial y que las personas utilizaran esta agua, la función dosis-respuesta establecería los cambios marginales en la salud debidos a variaciones marginales en la ingesta de agua contaminada.

e) Identificar las reacciones de las poblaciones y actividades ante los daños identificados: ingreso a hospitales, necesidad de comprar agua embotellada o instalación de filtros en los hogares, así como la disminución de la producción en el caso en que se afectara una pesquería dependiente de la calidad del cuerpo de agua contaminado.

f) determinar el valor monetario de las reacciones. Para asignar un valor a los daños generados se pueden aplicar métodos de cambio en productividad, de costo de enfermedad o costos de reemplazo.

Los cambios en productividad evalúan los cambios físicos en la productividad, usando precios de mercado de insumos y productos. En este caso es necesario ajustar los precios cuando existen distorsiones de mercado. Este modelo toma en cuenta tanto los cambios que ocurren dentro del proyecto como fuera de él.

Ya sea que se proceda con el proyecto o que éste no se lleve a cabo, se deben evaluar los cambios en productividad, lo que ayudará a aclarar el daño (o el daño evitado) que ocurrió como resultado del proyecto. Posteriormente, es necesario comparar las diferencias que se presentarán en el futuro, como resultado de haber llevado a cabo el proyecto o no, y es necesario definir el periodo en el cual se van a considerar los cambios en productividad.

El costo de enfermedad es utilizado para cuantificar el costo que genera la contaminación en materia de enfermedades. Sin soslayar el importante costo social de la enfermedad, su costo económico se basa en una función subyacente de daño, que establece una relación entre la contaminación y el efecto en la salud. Los costos a tomar en cuenta son: el salario perdido a causa de la enfermedad, los costos médicos de consultas, las visitas al hospital, las medicinas, los hospitales, entre otros.

Los costos de reemplazar un activo productivo, dañado a causa de un decremento en la calidad ambiental, pueden interpretarse como el estimado del o los beneficios mínimos que se obtendrían de programas para la protección del ambiente. El método muestra los costos reales de reemplazo de un daño ocurrido. Este método es útil cuando un cambio en el ambiente implicará gastos para reemplazar un activo físico.

Métodos indirectos de mercado o de preferencias reveladas

Los métodos empleados con este enfoque buscan conocer las preferencias de los individuos por aspectos ambientales, de forma indirecta a través del análisis de mercados relacionados. Tales son, por ejemplo, los casos del mercado inmobiliario para identificar el valor de la calidad ambiental de un vecindario, del mercado laboral para identificar la disposición a aceptar un trabajo en el que se emplean sustancias tóxicas o el mercado del transporte, para identificar las preferencias por disfrutar de alguna belleza natural específica. Entre estos se encuentra el método de precios hedónicos, el de costo de viaje y el de gastos preventivos.

Método de los precios hedónicos. Se basa en que el precio de los bienes es determinado por la valuación subjetiva que los individuos hacen de las diversas características que componen un bien. Por ejemplo, el valor que un individuo otorga a una casa; está en función no sólo de la construcción en sí, sino de su cercanía con los servicios básicos, la calidad del aire en la zona, o la accesibilidad a parques o a servicios de transporte, así como otros muchos factores. De lo anterior se sigue que existe la posibilidad de descubrir el valor que los individuos asignan a bienes sin mercado, como la calidad ambiental.

Para comprender el método de los precios hedónicos y para poderlo aplicar a los atributos ambientales de un proyecto de restauración de ecosistemas, es necesario notar que el precio de venta de un bien o servicio muestra la disposición a pagar por el conjunto de atributos que lo conforman, incluyendo los ambientales, y la forma en la que el agente ha decidido distribuir su ingreso entre varias alternativas. El precio hedónico o implícito indica la disposición a pagar por una unidad adicional de alguno de los atributos. En equilibrio, el precio hedónico de un atributo es igual a la disposición a pagar por un incremento marginal de éste.

Supongamos que el deterioro de la calidad del ecosistema en una zona de habitacional afecta el precio de estas viviendas. Una mejora en la calidad ambiental tiende a aumentar el valor de la vivienda, dejando los demás atributos constantes. Para poder aislar el factor de calidad ambiental del bien multi-atributos se recomienda seguir los siguientes pasos:

- a) Recolectar datos de precio de venta de las casas y sus características físicas, según el estudio a realizar. Estos datos pueden obtenerse de agencias o de bases de datos gubernamentales.
- b) Definir todos los atributos relevantes para la variable dependiente que en el caso del mercado inmobiliario, sería el precio de venta o la renta de la propiedad. Por ejemplo, para el valor de casas: (i) variables estructurales de la vivienda: el número de cuartos, el área construida y del terreno, la antigüedad de la casa, el número de baños, entre otros; (ii) variables de las características de la zona y el acceso a servicios públicos como: caminos, drenaje, agua, electricidad y escuelas; (iii) variables de acceso: acceso a vías rápidas, carreteras, distancia al centro de negocios o centro comercial; (iv) variables de características ambientales: ruido, contaminación, paisaje.
- c) Realizar una regresión para encontrar los coeficientes de las variables¹⁷, incluyendo el del atributo ambiental, el cual posteriormente se usa para valuar cambios en la propia calidad ambiental.
- d) Calcular los beneficios o el cambio en los mismos, si es necesario a través de la derivación de una curva de demanda del atributo ambiental. Para estimar la curva de demanda se necesita asumir ciertos supuestos en lo que se refiere a la oferta. Una vez que la demanda ha sido estimada, es posible calcular el excedente del consumidor y los cambios derivados en éste por cambios en el atributo.

¹⁷Para el lector no familiarizado con el análisis de regresión lineal simple se le recomienda la lectura de cualquier texto básico de econometría. Para fines de este documento, baste saber que la regresión lineal va a encontrar qué tanto cada uno de los atributos incluidos en la regresión determina el precio de inmueble.

Método de costo de viaje. Este método se basa en la variación que existe en los costos necesarios para acceder a un determinado lugar (Hotelling, 1947)¹⁸. Es decir, los costos en los que incurren los individuos para llegar a un sitio varían de acuerdo con distintos factores, entre ellos, la distancia. Algunos de los costos de viaje que pueden enfrentar los visitantes son: el costo por desgaste del vehículo, el consumo de gasolina, los peajes, las cuotas de entrada, entre otros. Por lo anterior, se puede intuir que a mayor distancia a recorrer menor será el número de visitantes. El método de costo de viaje permite calcular la curva de demanda del bien ambiental sin una asignación de precio. Este método se ha utilizado para valorar sitios recreativos como parques y lagos, calidad del agua para pesca deportiva o para nadar y observación de fauna.

Con motivo de poder estimar la demanda por los servicios recreativos de un ecosistema, o para poder aislar el factor de calidad ambiental de entre los propósitos de un desplazamiento, se recomienda seguir los siguientes pasos:

- a) Identificar el sitio a evaluar y delimitar las zonas concéntricas según las variaciones en costo de viaje.
- b) Realizar una encuesta en el sitio recreativo para determinar el lugar de origen, la frecuencia de visitas, el costo y tiempo de viaje, el tiempo de visita, otros motivos del viaje, atributos ambientales del sitio y otras variables socioeconómicas.
- c) Identificar viajes con múltiples propósitos y viajes con el único propósito de ir al sitio.
- d) Especificar la forma de la función matemática que mejor describa el fenómeno y realizar una regresión de la cantidad de visitas, contra el costo y otras variables socioeconómicas, para estimar la demanda de visitas la cual se expresa a través la tasa de visita.
- e) Analizar el cambio potencial en la demanda si se produjera un incremento en el costo de viaje y calcular los cambios en el excedente del consumidor.

Método de gastos preventivos. Los gastos que las personas realizan para prevenir una posible afectación debido a una calidad ambiental deficiente, aportan al investigador datos sobre lo que cada individuo está dispuesto a pagar para evitar los daños potenciales por la mala calidad ambiental. Estos datos representan un estimado de la mínima cantidad que el individuo estaría dispuesto a pagar por mejorar la calidad del ambiente. Los gastos pueden estar sujetos a una restricción presupuestaria o puede existir un excedente del consumidor después de haber incurrido los gastos. Sin embargo, en algunos casos los gastos preventivos pueden no haberse realizado exclusivamente para prevenir daños. Este método se basa en el comportamiento de mercado observado por lo que es más comprensible para los tomadores de decisiones. En países en desarrollo, los gastos preventivos se encuentran restringidos por el presupuesto.

Métodos de no mercado o de preferencias declaradas

El método de preferencias declaradas más usual es el método de valoración contingente, el cual ha sido utilizado para determinar valores de uso pasivo (Mitchel y Carson 1989) y para conocer el valor de los servicios recreativos de libre acceso de un ecosistema (véase, entre otros, Azqueta y Perez 1996). A través del tiempo se han hecho innovaciones teóricas respecto a la forma de hacer las preguntas, y más recientemente sobre el tratamiento estadístico de las respuestas (Kriström 1990; Duffield y Patterson 1991). Entre las cuestiones más relevantes acerca de la forma de realizar la encuesta se encuentra la determinación del vehículo de pago y el formato de la pregunta.

18Carta del economista Harold Hotelling al servicio de parques nacionales de los Estados Unidos de América, citada en Dixon et al. (1986).

En lo que respecta al formato de pregunta existen dos posibilidades: el formato abierto y el dicotómico. El más sencillo de los dos es el de pregunta abierta, que consiste en preguntar al encuestado su disposición a pagar. Sin embargo, este formato puede generar problemas de comprensión por parte del encuestado, por su alejamiento de situaciones reales: los individuos se enfrentan a ofertas que deben aceptar o rechazar (Schumann, 1996) sin estar realmente comprometidos de su significado o de si realmente les serían apetecibles. Tal situación se soluciona mediante formatos de pregunta dicotómicas en las que se interroga al individuo por algún precio que debe aceptar o rechazar. Este método presenta dos variantes: la simple y la bi-etápica (Cameron, 1988). La variante simple consiste en enfrentar a cada encuestado con sólo un valor. Por su parte, la variante bi-etápica ofrece al encuestado un segundo valor dependiendo de la respuesta a la primera cantidad propuesta; este valor será menor cuando la primera respuesta haya sido negativa y mayor cuando haya resultado positiva.

De acuerdo con la Administración Nacional de la Atmósfera y el Océano del gobierno de Estados Unidos (NOAA)¹⁹, se recomienda tener las siguientes precauciones en la elaboración de una encuesta de valoración contingente, para la identificación de valores pasivos relacionados con proyectos de restauración de ecosistemas:

- a) Tipo de pregunta. Existen dos tipos de preguntas comunes en estos casos: el monto mínimo de la compensación que se aceptaría para aceptar un daño ambiental o bien la disposición a pagar por disminuir la probabilidad de un evento que dañe el ecosistema. La recomendación es utilizar la segunda opción ya que ésta genera resultados más conservadores, lo que aumenta la aplicabilidad y realismo de la encuesta.
- b) Vehículo de pago. El vehículo de pago habitual es el aumento en algún tipo de impuestos para utilizar el dinero en un programa específico para evitar alteraciones o restaurar ecosistemas. Para su aplicación es importante que se haga una buena descripción del programa, y que se enfrente al encuestado a situaciones reales de lo que pasaría con y sin el programa. Se recomienda también acompañar el cuestionario con fotografías o cualquier otro elemento que acerque al encuestado con la realidad.

c) Formato de la pregunta. Resulta conveniente que la pregunta sea puesta en forma de referendo: responder sí o no a un determinado impuesto que redujera un porcentaje del riesgo de accidente o que asegure determinada calidad ambiental tras un proyecto de restauración. Si bien es cierto que un formato cerrado puede sesgar las respuestas, se apega más a situaciones reales. Para disminuir el sesgo se recomienda la elaboración de una pregunta adicional que aumente o disminuya la cantidad inicial de acuerdo con el tipo de respuesta: afirmativa o negativa, respectivamente.

d) Respuestas protesta. Conviene que las respuestas "no" a la segunda pregunta del referendo en dos etapas, vengan seguidos de la explicación de la respuesta, ya que algunas veces las personas responden de esta manera no por que su valoración sea cero, sino porque aprovechan la pregunta para manifestar opiniones ajenas a la valoración. Casos típicos de respuesta protesta son: que lo pague el gobierno, que paguen más impuestos los ricos, entre otras.

19Por sus siglas en inglés: National Ocean and Atmosphere Administration. Se recomienda ampliamente revisar el Reporte del Panel de la NOAA sobre Valoración Contingente (Arrow et al., 1993).

e) Temporalidad de los daños. En caso de encuestas que se refieran a la restauración de un ecosistema después de un accidente es recomendable dejar pasar cierto tiempo para que la persona no esté sesgada en su respuesta (dada la publicidad o el enojo por el accidente). Adicionalmente, se recomienda hacer encuestas en distintos momentos del tiempo esperando que la variable "tiempo" no modifique los resultados ya que, de ser así, se podría sospechar de sesgos en las respuestas.

f) Preguntas complementarias. Los cuestionarios deben ir acompañados de preguntas complementarias que ayuden a identificar las diferencias en las respuestas de acuerdo con diferentes factores: ingreso, conocimiento del sitio afectado, afiliación a una organización ambientalista, distancia de su casa o trabajo al sitio afectado, confianza en el programa planteado, entre otras.

Conclusiones

A través la revisión de las herramientas de análisis socioeconómico de proyectos, y de la exposición de aplicaciones específicas para la restauración de ecosistemas terrestres, se espera que quienes se especializan en la restauración de ecosistemas se familiaricen con el análisis costo beneficio (ACB). Este análisis es sólo una aplicación de criterios utilitaristas para la toma de decisiones. El ACB tradicional sólo incorpora los aspectos que le interesan a los inversionistas sin tomar en cuenta aspectos de bienestar social; sin embargo, el ACB ampliado a la perspectiva social involucra distintos aspectos, como los costos y beneficios ambientales, una tasa de descuento diferente a la privada, así como otros aspectos como la redistribución del ingreso.

Adicionalmente, con la inclusión de ejemplos específicos sobre proyectos de restauración de ecosistemas se pudo mostrar la importancia de factores como el tiempo, la incorporación de costos y beneficios ambientales y la importancia de incluir una base de comparación para la toma de decisiones. Adicionalmente, se ejemplificó la diferencia entre los proyectos de restauración para revertir deterioros paulatinos en el ecosistema y los proyectos para restaurar ecosistemas que sufrieron daños de una vez por todas. Se concluye también que en este último caso resulta rentable acompañar

los proyectos de restauración con proyectos de compensación por hábitat equivalente. Con lo anterior se asegura que parte de los beneficios ambientales se empiecen a recuperar en dos zonas al mismo tiempo: el área de compensación y el área de restauración.

Finalmente, se menciona que la incorporación de costos y beneficios ambientales, en términos monetarios, es factible y que para ello existen diversos métodos de valoración económica, las cuales se suelen clasificar en métodos directos de mercado, métodos indirectos de mercado y métodos de no mercado.

Bibliografía

Arrow, K.R., P.R. Solow, E.E. Portney, R. Leamer y H. Schuman. 1993. Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. National Oceanic and Atmospheric Administration, EE.UU.

Azqueta, D. 2002. Introducción a la Economía Ambiental. Mc Graw Hill Profesional, Madrid, España.

Azqueta, D. y L. Pérez (eds.). 1996. Gestión de espacios naturales: la demanda de servicios recreativos. McGraw Hill, Madrid, España.

Bishop, J. y J.Allen, 1989. The On-site Costs of Soil Erosion in Mali, Environment Working Paper No. 21. Banco Mundial, Washington, EEUU.

Brent, R.J. 2000. Cost-Benefit Analysis for Developing Countries. Edward Elgar Publishing Ltd, Londres, Gran Bretaña.

Burt, O.R. 1981. Farm Level Economics of Soil Conservation in the Palouse Area of the Northwest. American Journal of Agricultural Economics 63(1): 83-92.

Cameron, T.A., 1988. A New Paradigm for Valuing Non-market Goods using Referendum Data: Maximum Likelihood Estimation by Censored Logistic Regression. Journal of Environmental Economics and Management 15: 355-379.

Cooter, R.y T. Ulen, 1998, Derecho y Economía. Fondo de Cultura Económica, México.

Chapman, D. 2004. Habitat Equivalency Analysis: overview and case example. Stratus Consulting, EEUU.

Chichilinsky, G. 1996. An Axionamtic Approach to Sustainable Development. Social Choice and Welfare 13(2): 219-248.

Dasgupta, A.K. y D.W. Pearce, D.W. 1972. Cost-benefit analysis: Theory and practice. Macmillan, Londres, Gran Bretaña.

Dixon, J.A, B.T. Bower, D.E James y M. Huftschmidt. 1983. Environment, Natural Systems and Development: An Economic Valuation Guide. The John Hopkins University Press, Londres, Gran Bretaña.

Dixon, J.A. y M. Hufschmidt. 1986. Economic Valuation Techniques for the Environment: A Case Study Workbook. The John Hopkins University Press, Londres, Gran Bretaña.

Dixon, J.A., Scura, L, Carpenter, R.A. y P.B. Sherman, 1986. Economic Analysis of Environmental Impacts. Earthscan, Londres, Gran Bretaña.

Dodge, R. 2002. Habitat Equivalency Analysis Approach for Calculating Broward County Nearshore Mitigation Amount. Nova Southeastern University Oceanographic Center. EEUU.

Duffield, J. y D. Patterson. 1991. Inference and Optimal Design for a Welfare Measure in Dichotomous Choice Contingent Valuation. Land Economics 67(2): 225-239.

EVOSTC. 2004. Consulta electrónica a la página de Exxon Valdez Oil Spill State Commission: www.evostc.state.ak.us.

FAO. 1987. Guidelines for Economic Appraisal of Watershed Management Projects, FAO Conservation Guide 16, Roma.

Fisher, S, R. Dornbusch y R. Schmalensee, 1990. Economía. McGraw Hill, México.

Fontaine, E.R. 1999., Evaluación Social de Proyectos, 12ª edición. Alfa-Omega, México.

Gaia,V. 2003. Prestige Oil Spill far Worse than Thought, New Scientist. En www.newscientist.com.

Granger, M. y M. Henrion, 1990. Uncertainty: A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis. Cambridge University Press, Nueva York, EEUU.

Guinatilake, H.M. y G.R. Vieth. 2000. Estimation of On-site Cost of Soil Erosion: A Comparison of Replacement and Productivity Change Methods. Journal of Soil and Water Conservation 55 (2): 197-204.

Hanemann M., R. Carson, R. Mitchell Robert, R. Kopp, S. Presser y P. Ruud. 2003. Contingent Valuation Study of Lost, Passive Use Values Resulting from the Exxon Valdez Oil Spill. Environmental and Resource Economics 25(3): 257-286.

Lutz, E., S. Pagiola y C. Reiche. 1994. Economic and Institutional Analyses of Soil Conservation Projects in Central America and the Caribbean. World Bank Paper 8. Washington, EEUU.

Krström, B. 1990. A Non-Parametric Approach to the Estimation of Welfare Measures in Discrete Response Valuation Studies. Land Economics 66(2): 135-139.

Markandya, A. 1991. The Economic Appraisal of Projects: The Environmental Dimension, Inter-American Development Bank, Washington, EEUU.

Mc Intire, J. 1994. A review of the Soil Conservation Sector in Mexico. En: E. Lutz, S. Pagiola y C. Reiche (eds.). Economic and Institutional Analyses of Soil Conservation Projects in Central America and the Caribbean. World Bank Paper, No. 8, Washington, D.C., EE.UU.

Munasinghe M. y E. Lutz. 1993. Environmental Economics and Valuation in Development Decision Making. Environmental and Natural Resource Management in Developing Countries. Comity of International Development Institutions on the Environment, Washington, EEUU.

NOAA. 2000. Habitat Equivalency Analysis: An Overview. National Ocean and Atmosphere Administration, EEUU.

Pagiola, S. 1994. Cost-Benefit Analysis of Soil Conservation En: E. Lutz, S. Pagiola y C. Reiche (eds.). Economic and Institutional Analyses of Soil Conservation Projects in Central America and the Caribbean. World Bank Paper, No. 8, Washington, EEUU.

Pearce, D. 1993. Economic Value and Natural World. Earthscan, Londres, Gran Bretaña.

Penn, T. y T. Tomasi. 2002. Environmental Assessment: Calculating Resource Restoration for an Oil Discharge in Lake Barre, Louisiana. Environmental management 29 (5).

Schuman, H. 1996. The Sensitivity of CV Outcomes to CV Survey Methods. En: D. Bjornstad y J. Kahn (eds.). The Contingent Valuation of Environmental Resources. Methodological Issues and Research Needs. Edward Elgar Publishers, Gran Bretaña.

Sung-Hoon K. y J.A. Dixon, 1986. Environmental Valuation of Environmental Quality Aspects of Upland Agricultural Projects in Korea. En: J.A. Dixon y M. Hufschmidt (eds.). Economic Valuation Techniques for the Environment: A Case Study Workbook, The John Hopkins University Press, Londres, Gran Bretaña.

Taylor, R. y D. Chapman, 2002. Equating contaminant related ecological service losses and restoration generated service gains for the Hylebos waterway using habitat equivalency analysis. Consultado en:
<http://beta.darp.aspensys.com/northwest/cbay/pdf/cbhy-f.pdf>.

Tietenberg, T, 1984. Environmental and Natural Resource Economics. Scott Foresman and Company, EEUU.

Turner, R.K. 1993. Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice. Belhaven Press, Nueva York, EEUU.

Varian, 1993. Intermediate Microeconomics: A Modern Approach. Norton and Company Inc., Nueva York, EEUU