

EL OBJETIVO AMBIENTAL EN LA EVALUACION PUBLICA DE PROYECTOS DE INVERSION

Rafael SANTAMARIA AQUILUE*

Universidad de Zaragoza

El propósito de este artículo es ofrecer una vía metodológica alternativa para la evaluación de la contribución de un proyecto al objetivo ambiental, considerado éste como uno de los objetivos en que se desagrega el contexto multiobjetivo para la evaluación pública de proyectos de inversión.

1. Introducción

La evaluación de impactos ambientales (EIA), en términos generales, está constituida por todo un conjunto de procedimientos que pretenden diagnosticar la importancia de las acciones realizadas contra el ambiente (considerado en sentido amplio), extrayendo de ello las conclusiones derivadas, en el sentido de evitar, o reducir, si el efecto es negativo, o potenciar si éste es positivo.

Desde el punto de vista metodológico, Westman (1985) sitúa la EIA como una labor encaminada a identificar acciones, tomar las medidas de las condiciones iniciales y predecir los cambios más probables que ocurrirán en esas condiciones como consecuencia de tales acciones. El sentido de la evaluación (análisis y cuantificación de impactos) no siempre puede entenderse como algo objetivo debido a la dificultad de asignar valores monetarios a los resultados de tales acciones.

La necesaria interactuación del hombre con el medio conlleva el respeto de un determinado equilibrio natural para que ello pueda ser asumido por ambos. Si este equilibrio se rompe el primer perjudicado es el entorno ambiental pero, a la postre, se perjudica igualmente el ser humano. Los recursos naturales, aunque abundantes, no son infinitos y se encuentran sometidos a un frágil equilibrio cuya rotura puede provocar efectos desencadenantes de desequilibrios mayores.

Estas triviales reflexiones se enfrentan con los lógicos intereses privados que pueden estar motivados por el aprovechamiento poco «correcto» y oportuno

* Quiero hacer constar mi sincero agradecimiento al evaluador anónimo por las sugerencias realizadas a la primera versión de este trabajo.

nista de las posibilidades ambientales. La empresa privada no siempre encuentra incentivos para el aprovechamiento adecuado del medio, sino que, por el contrario, la incorporación de tales costes podría desestimar la producción de determinados productos. Lógicamente desde una pretensión maximizadora del beneficio sólo internalizará los costes que obligatoriamente deba internalizar, aunque sí aproveche los beneficios externos.

El rápido crecimiento económico de las últimas décadas ha venido acompañado de un deterioramiento ambiental igualmente rápido. Las legislaciones de los países, en temas ambientales, han protegido más los derechos mercantilistas que los relativos a las exigencias anticontaminantes. La propia inflación conseguía que las sanciones quedaran obsoletas favoreciendo el «pago del daño» en lugar de su eliminación. El conflicto de objetivos tales como el crecimiento económico, el paro, la inflación, la salud, el cuidado ambiental... se ha decantado por aquellos con mejores disposiciones a controles coyunturales.

Sin embargo, la preocupación por los temas ambientales no es, en absoluto, nueva. Ya en la década de los veinte, Pigou (1932) inició un tratamiento del daño medioambiental respondiendo frente a las tesis los economistas clásicos de «laissez-faire». Dicho estudio criticado por Coase (1960), en el sentido de que la compensación pigouviana tendía más a incrementar el daño que a reducirlo, introdujo de nuevo el tema de las externalidades en el terreno de la discusión científica, centrándose dentro del campo de la economía política. Sin embargo, la eterna discusión sobre el «papel» del Estado puede convertir el tema ambiental en un tema político. Ello distrae la atención del auténtico problema que es la vigilancia del entorno, su cuidado y preservación, al margen de cuestiones meramente políticas.

El propósito del presente artículo es el de facilitar un método que permita cuantificar la contribución de los proyectos al objetivo ambiental, presuponiendo que el entorno idóneo para realizar la selección de proyectos, en el ámbito público, es el multiobjetivo. Por ello la preocupación fundamental será la de proporcionar un mecanismo de evaluación del valor que cada proyecto aporta al objetivo ambiental, sin entrar en la modelización de dicho contexto ni en la dinámica de selección¹.

2. Técnicas para la evaluación de impactos ambientales (EIA)

Existe un amplio y diverso conjunto de técnicas que se han diseñado para servir, o cuando menos ayudar, en la evaluación del impacto ambiental extraído por diferencia entre el estado ambiental pre-proyecto y el estado previsional post-proyecto. En un afán clasificador podrían separarse en tres grupos de técnicas.

¹ Ver Leopold, L., *et al.* (1971).

2.1. Métodos básicamente descriptivos

Dichos métodos si bien son, o pueden ser, utilizados en modelos generales también tienen una entidad propia. La utilidad se encuentra en la recogida y muestra, lo más esquemática y versátil posible, de la información sobre los impactos ambientales provocados por una determinada acción u omisión. Del conjunto de estos métodos pueden señalarse los Cuestionarios sobre Impactos (que pueden estar combinados con consultas a paneles de expertos con el método Delphi o Impasse), las Matrices de relación Causa-Efecto y Matrices Cruzadas, los Diagramas de Sistemas o grafos de relación causa-efecto, los Modelos de Simulación... No tienen, por tanto, fin cuantificador, sino meramente informativo, aunque sean interesantes como trabajo previo a la cuantificación.

2.2. Métodos Generales de EIA

Dentro de los métodos de EIA que satisfacen la exigencia de la evaluación de los impactos ambientales, y no sólo de la descripción, hay algunos incorporados desde otros campos de investigación (como la adaptación de la técnica del análisis de decisión, el listado de criterios, las matrices gráficas, la matriz de consecución de objetivos, el método Electre, la superposición de transparentes, etc.) y otros expresamente diseñados para la EIA. Entre estos últimos se encuentran las matrices de causa-efecto, el método de Batelle-Columbus y el método de Gómez. Las matrices de causa-efecto servían como métodos descriptivos para la identificación de impactos medioambientales, pero también pueden utilizarse como método de evaluación. Una de las más conocidas es la matriz de Leopold que dio origen, a su vez, a la matriz de Grandes Presas (propuesta por el Comité Internacional de Grandes Presas), coloca los componentes ambientales en el eje vertical y las posibles acciones en el horizontal. Primero identifica las interacciones relevantes entre los factores ambientales y las acciones posibles determinadas. Después realiza una estimación subjetiva de las magnitudes de impactos en algún tipo de escala (1 a 10 por ejemplo) y de la importancia relativa del impacto en una escala igual. Posteriormente se realiza un informe en el que se presentan las interacciones, con sus estimaciones, adecuadamente explicadas y justificadas. Agregando los datos de columnas se dispone de la valoración relativa de la incidencia en el medio de un proyecto. Agregando por filas se obtendría la valoración relativa de la influencia de las distintas acciones en cada factor en particular. Gómez matiza que la matriz de Leopold «es sólo un resumen evaluatorio de un estudio del impacto ambiental y que, en consecuencia, su valor dependerá de la calidad de dicho estudio»², Bisset (1980), por su parte, señala que la matriz de Leopold sólo sirve para identificar impactos de primer orden. Por ello Ross³ desarrolla la matriz de interacción de componentes cuyos ejes vertical y horizontal están

² Ver Gómez, D. (1988) *op. cit.* pág. 227.

³ Ross, J. M. (1980): «The numeric weighting of environmental interactions», citado en Bisset, R. (1980), *op. cit.*

ocupados por los mismos componentes ambientales. En la evaluación utiliza la técnica psicométrica de juicios para valorar la importancia relativa de cada dependencia. Sin embargo, como concluye Bisset, existe un problema importante en la ponderación y agregación de impactos, tanto en la matriz de Leopold, como en la de Ross. Y, en esta última, no se explicita una guía para elegir los factores que deben ser tratados cuantitativamente en la matriz extendida de interacción de componentes.

El método del Instituto Batelle-Columbus (1972), desagrega, con la lógica de un árbol de decisión, los factores ambientales en cuatro niveles: categorías, componentes, parámetros (susceptibles de medición) y las medidas (estimaciones de los parámetros). Tras la esquematización en formato de árbol, de los factores en niveles deben obtenerse las «medidas» como estimación de parámetros y convertirse en unidades comunes por medio de transformaciones en una escala (mediante el uso de índices de calidad ambiental). Posteriormente se establecen pesos a las estimaciones para obtener los valores de componentes que, ponderados éstos, ofrecerán el valor agregado de las categorías. A estas categorías se les asigna el valor específico para obtener el valor ambiental total extrayendo, de la comparación «con» y «sin» proyecto, el valor del impacto ambiental.

El método de Gómez pretende «identificar, predecir, interpretar-valorar, prevenir y comunicar el efecto de un proyecto sobre el medio ambiente interpretado en términos de salud y bienestar humanos»⁴. Parte de una matriz denominada «matriz de impactos» a la que se le añaden veintiuna columnas: las tres primeras sirven para la predicción, de la cuarta a la décimo tercera a la valoración y de la décimo cuarta a la vigésimo primera para la corrección de impactos. En la matriz de impactos se recogen las unidades impactadas, en términos del factor primero y en términos homogéneos después, mediante la aplicación de las funciones generales de transformación o índices de calidad ambiental. Se incluye, además, el valor de importancia del impacto mediante la agregación de un conjunto de magnitudes: signo, intensidad, extensión, momento, persistencia y posibilidad de medidas correctoras. Utilizando un procedimiento de asignación de ponderaciones similar al método Batelle-Columbus se procede a la determinación de las ponderaciones de subfactores, factores y medios. Del producto de los impactos sobre los subfactores, en unidades homogéneas, por los valores de importancia y su agregación ponderada se obtiene el impacto sobre el factor. Sumando los impactos ponderados de factores se obtiene el impacto sobre el medio y de su adición ponderada el impacto sobre el ambiente. Todo ello manteniendo la separación de impactos en positivos, negativos y predecibles. Con toda esta información se emitiría un informe y con ello se cumpliría el requisito de la comunicación.

El principal inconveniente de los métodos generales se encuentra en la falta de integración de la valoración ambiental en un índice único de impacto global y la ausencia de mecanismos que permitan integrar tal nivel de impacto

⁴ Ver Gómez, D. *op. cit.*, pág. 240.

con las evaluaciones económica y social derivadas del proyecto. Además se tiende a la búsqueda de funciones generales de transformación que permitan pasar de unidades heterogéneas de impacto (unidades en términos del factor impactado) a unidades homogéneas de impacto, en un afán de obtener la comparación directa entre impactos de diferentes acciones. Sin embargo, como se matizará más adelante, no parece que las mismas unidades heterogéneas supongan siempre el mismo nivel de impacto independientemente del entorno en que se produzcan. Además, las ponderaciones (sobre todo en el método Batelle y en el de Gómez) se establecen en base a mecanismos de interrogación directa pudiendo provocarse arbitrariedades por la influencia que éstas tienen en el resultado final.

El Electric Power Research Institute (1979) propuso una interesante metodología integrada para la evaluación de proyectos recogiendo aspectos económicos, ambientales y sociales utilizando el análisis de decisión. Dicha propuesta puede esquematizarse en cuatro pasos:

1. Estructuración del problema, en el que se delimita el alcance del problema y las alternativas posibles, se determinan los objetivos medidos por sus atributos y se identifican los decisores y grupos de interés.
2. Valoración de los impactos previsible en las alternativas mediante la cuantificación de impactos en términos de atributos y la incertidumbre mediante el uso de distribuciones de probabilidad.
3. Determinación de la estructura de preferencias a través de la cuantificación de funciones de utilidad monoatributo, la determinación de la forma de la función de utilidad monoatributo, la asignación de ponderaciones de los atributos y valoración de los *trade-offs*.
4. Evaluación de impactos de las alternativas mediante la agregación de resultados y la utilización del análisis de sensibilidad sobre preferencias.

Para la determinación de las funciones de utilidad monoatributo se propone un método de cinco puntos por medio de la utilización de loterías, 50-50 en atributos continuos y « q » « $1-q$ » en discretos, que permite diseñar funciones aproximadas de utilidad. En la elección del conjunto de atributos hay que tener presente que sean extensos, medibles, no redundantes, y que siendo el número mínimo informen, en conjunto, de la situación del modo más aceptable.

Existe el problema de la determinación de la forma de la función de utilidad multiatributo ya que si los atributos no son preferencialmente independientes o utilitariamente independientes de su complementario puede que la función sea indescomponible.

Una vez obtenida la forma de la función, las ponderaciones se obtienen mediante la comparación de alternativas, dos a dos, y posterior chequeo de consistencia. Dichas alternativas se forman, para comparar los atributos A y B, mediante la mejor situación del atributo A y la peor del B enfrentado a la peor

del A y la mejor del B. Obtenida la relación de preferencia se mejora la alternativa menos preferida hasta llegar a la indiferencia. En esta situación la ponderación nos la ofrece el nivel de utilidad del atributo que se ha modificado para obtener la indiferencia. Para cuantificar una de las ponderaciones y obtener, de ella, el resto, se procede mediante la explicitación del parámetro « p » que hace indiferente el suceso cierto «atributo especificado, al mejor nivel, y el resto al peor nivel» con la lotería formada por las consecuencias «todos los atributos al mejor nivel» y «todos los atributos al peor nivel» y las probabilidades « p » y « $(1-p)$ » respectivamente. Con ello se está en disposición de afrontar la fase de evaluación y comparación, pudiéndose realizar análisis de sensibilidad sobre las hipótesis asumidas.

Esta propuesta salva los inconvenientes de la ausencia de integración y valora los impactos en función del entorno en que se producen. Sin embargo existen cuestiones que, a nuestro juicio, deben ser revisadas y modificadas. En primer lugar no utiliza mecanismos para la descripción de impactos sino que se descompone directamente el impacto en los atributos y se cuantifican. Ello puede llevar al olvido aspectos tan importantes como la persistencia del daño, la especificidad del impacto, la posibilidad de medidas correctoras, etc. contenidos dentro de lo que se ha denominado valor de importancia del impacto (diferente al valor de importancia del atributo impactado). Las ponderaciones de atributos se realizan por métodos de interrogación directa. Además pretende llevar a una conversión en unidades monetarias mediante la comparación de loterías con el atributo dinero de factor de homogeneización.

2.3. Modelos Integrados

Los modelos integrados pretenden incorporar las repercusiones ambientales dentro de modelos económico-ambientales y poder analizar todo un conjunto interrelacionado. Los primeros esfuerzos realizados por Leontief (1969) se concentraron en la expansión de la matriz *Input-Output* incorporando tablas que describen la emisión de los distintos tipos de polución causados por las actividades económicas y, por otro lado, las actividades existentes para la supresión de la polución. Dicho método, gracias a su operatividad (y a pesar de sus hipótesis y desventajas) es ampliamente usado, sino como modelo integrado, si como fuente informativo para ellos.

Posteriormente Ayres y Kneese (1969) diseñaron el modelo de Balance de Materiales que, en lugar de recoger bienes y servicios en términos económicos, recoge flujos y stocks de materiales y energía, basándose en el principio de conservación de la energía.

Tanto la Matriz *Input-Output* extendida, como el Balance de Materiales, son muy operativos y pueden considerarse como complementarios para reflejar la realidad económica. Sin embargo ninguno de los dos puede considerarse un modelo integrado, ya que en dichos modelos se pretende relacionar simultáneamente la gran diversidad de los fenómenos de la vida real interrelacionados: sistema económico, medioambiental y socioeconómico.

En otra vía bien distinta, Hafkamp (1984) recoge, en un ánimo descriptivo, todo un conjunto de modelos de corte macroeconómico:

- Modelo Ecológico Global (GEM) constituido por un marco teórico abstracto que presenta las interrelaciones entre la sociedad humana y su entorno natural. Sin embargo es un modelo estrictamente conceptual.
- Modelo Medioambiental Integrado (IEM) que pretendía, desde una óptica conceptual, evaluar el cambio socioeconómico, la planificación espacial y su influencia en los ecosistemas en un ámbito regional, todo ello de un modo simultáneo.
- Modelos Multi-Regionales Económico-Ambientales que pretenden analizar, en un contexto espacial, economía, energía y aspectos ambientales, en un ámbito multi-regional y nacional-regional.

Hafkamp señala que, de todo el conjunto de modelos económicos multiregionales que fuesen operativos y económico-ambientales, sólo hay tres modelos: Modelo Multi-Regional de Economía, Medioambiente y Demanda de Energía (MREED), Modelo de Política Inter-Regional para Interacciones Energético-Económicas-Medioambientales (MEEEI) y el Modelo en Tres Niveles (TLM) (o más genéricamente «modelo multiestrato») del citado autor. Estos modelos están confeccionados desde una óptica macroeconómica, bien distante del enfoque microeconómico de evaluación de proyectos y de la propuesta presentada en el presente artículo por lo que no se entrará en el análisis de estas propuestas.

3. La valoración económica de los impactos ambientales

La valoración económica de los impactos ambientales se ha desarrollado fundamentalmente dentro del denominado Análisis Coste-Beneficio (ACB). Dicho análisis tuvo sus pilares metodológicos en conceptos como el excedente del consumidor, el óptimo de Pareto y la mejora potencial de Pareto. Sin embargo la difícil aplicabilidad práctica de tales conceptos ha llevado a la búsqueda de métodos que permitan convertir los efectos derivados de la realización de proyectos a unidades monetarias para poder aplicar los criterios tradicionales de selección de proyectos.

El uso de las unidades monetarias es muy atractivo puesto que, convertidos todos los efectos a tal patrón, la valoración del mismo se facilita notablemente. Sin embargo la determinación del precio de los recursos no es tarea fácil por la ausencia de mercados competitivos que ofrezcan tal información para todos los bienes. Para el caso de bienes tangibles existen fundamentalmente dos métodos de obtención de «precios sombra» (precios que tratan de corregir los precios de mercado, si los hay, para reflejar el coste de oportunidad de los recursos medido, en muchas ocasiones, por la disposición al pago). Estos métodos son el LMST desarrollado por Little-Mirrlees (1974) Squire-

Van der Tak (1977) y el UHS de UNIDO-Harberger-Shidlowky⁵, cuya diferencia principal se encuentra en la elección del patrón de medida; en el primer caso son las divisas (a través de la utilización de los factores de conversión) y en el segundo los precios nacionales (a través del tipo de cambio de cuenta). A efectos prácticos dichos métodos ofrecen unos resultados muy similares pudiendo originar conflicto únicamente en proyectos cuya aceptación sea dudosa y, por tanto, muy sensible a pequeñas variaciones en la cuantificación de *inputs* y *outputs*.

En cuanto a la valoración de intangibles (compuestos por todo un conjunto de factores que van desde los medioambientales, estéticos, socioeconómicos...) los problemas son considerablemente mayores. Muchos han sido los esfuerzos vertidos por distintos autores⁶ para la valoración de dichos elementos, pero tal propósito es, à menudo, vano, ya que dichos factores tienen la connotación de «inmedibles» e incorporan todo un conjunto de características subjetivas de difícil conversión a términos monetarios por lo menos si se pretende, en ello, cierta consensualidad u objetivación. En la actualidad se realiza con frecuencia la referencia a la «combinación de coste mínimo» utilizada por Kalbermatten, Julius y Gunnerson (1982) que trata de valorar los beneficios intangibles sobre la base de un valor actualizado de la combinación de costes tangibles más barata que logre tal beneficio intangible. En íntima conexión Gittinger (1987) señala que para calcular el valor de intangibles, en proyectos con fines múltiples, se puede utilizar una variante del método del coste mínimo separando del coste total el coste total del conjunto de aquellos costes que pueden atribuirse a elementos tangibles. Estos costes se comparan con los beneficios tangibles. Después los costes no atribuibles se comparan con los beneficios residuales intangibles. Desde una óptima similar también se encuentran los mecanismos de valoración a costes de daño, a costes de reparación del daño causado y a costes de reposición del daño causado utilizados por Inman (1971) y Westman (1977). Estas tres aproximaciones no ofrecen los mismos valores puesto que son estimaciones de aspectos diferentes y tampoco son coincidentes, por idéntica razón, con el criterio del coste mínimo. Pero no sólo está el problema de la diferencia de mediciones sino en la imposibilidad, en ocasiones, de reparar los daños provocados lo que origina evaluaciones parciales de los daños reales. Como señala Westman (1985) «estas aproximaciones generalmente fallan en el reconocimiento de la importancia de la estructura e interconexiones de los ecosistemas».

A pesar de los atractivos iniciales de la valoración en términos monetarios éstos quedan minados por diferentes causas que han llevado a que, incluso

⁵ El desarrollo básico del modelo se encuentra en Dasgupta, P.; Sen, A. y Marglin, S. (1972) pautas para la Evaluación de Proyectos, Naciones Unidas.

⁶ Sin ánimo exhaustivo podrían citarse algunos de los artículos que se han centrado con mayor particularidad en los intangibles como: Lee, J.: «Valuation of reduction in probability of death by road accident»; Mansfield, N. M.: «The stimulation of benefits from recreation sites and the provision of a new recreation facility»; Mishan, E. J.: «Evaluacion of life and limb: A theoretical approach»; Nelson, J. R.: «The value of travel time»; Sjaastad, L. A.: «Costes y rendimientos de movimientos migratorios», etc.

dentro del propio ACB, se apueste por la no valoración monetaria de intangibles Gittinger (1987). Sin ánimo exhaustivo podrían citarse las siguientes razones:

- La valoración de los recursos realizada individualmente no es fácilmente agregable a términos de la sociedad.
- Existe una relación entre la valoración de los intangibles y la renta personal, en íntima conexión con la jerarquización de valores de Maxlow, que origina cambios notables en la apreciación/depreciación de elementos en función de la cobertura de necesidades inmediatas anteriores.
- No existe un único método que se entienda objetivo, o cuando menos ampliamente preferido, para la valoración de estos efectos ya que se puede llegar a niveles de impacto, en términos monetarios, bien distinta según se halla optado por el coste mínimo, la valoración del daño, la reparación del mismo o su restitución al nivel pre-impacto, con el agravante de que aunque el método de valoración sea este último no se valora la diferencia entre la restitución real y la no restitución, no ya del elemento como estaba (de casi imposible realización por la interconexión de elementos en los ecosistemas) sino de la suma de los subelementos que lo integraban. Hay que añadir la dificultad de medición cuando el elemento dañado no puede restituirse sino que queda agotado irremediadamente por el daño.
- Se realizan valoraciones de aspectos que tienen que ver con distribuciones de bienes y rentas intergeneracionales puesto que, en ocasiones, se valora algo que no podrán tener ocasión de disfrutar generaciones futuras a cambio de recursos que disfrutaban las generaciones presentes.
- Dificultad, si no imposibilidad, de expresar en términos monetarios todo el conjunto de efectos ecológicos desencadenados por otro, debido a la gran complejidad y desconocimiento existente sobre los ecosistemas.

En la valoración económica realizada en el ACB, cualquiera que sea el método empleado, una vez que todos los efectos están convertidos a unidades monetarias tienen el mismo valor. Sin embargo, no es evidente que esto sea así. ¿Puede compensarse una unidad monetaria de beneficio económico directo de un proyecto proveniente de elementos tangibles con otra de coste derivada del valor de una vida humana, o por un daño ecológico o social? Y si la respuesta es negativa, ¿cuál es la ponderación del valor de las unidades monetarias en función de la pertenencia a distintos efectos? En cierto modo, en el ACB ya se ha respondido afirmativamente a la primera pregunta (no siendo relevante, por tanto, la siguiente) ya que la «diferencia» de valor se supone implícita en el proceso de transformación de unidades monetarias. Sin embargo, la comparabilidad de valor que existe en las unidades monetarias independientemente de su procedencia desaconseja el uso de tal conversión ya que la alta complejidad de realizar valoraciones en unidades monetarias de algunos elementos intangibles puede llevar a que dicha valoración no

tenga el mismo grado de certeza que otros rendimientos derivados de elementos tangibles, pudiendo modificar, la diferente apreciación del valor de los primeros, el resultado global del proyecto.

Todo ello nos lleva a ser críticos con las valoraciones económicas ya que suelen conllevar simplificaciones importantes de la realidad, transformando todo el conjunto de efectos en un único, y supuestamente homogéneo, montante monetario final. Parece más interesante agregar los efectos ambientales dentro de un mismo objetivo global en el que se comparan logros de elementos que tienen las mismas características y sin que tenga que realizarse conversiones a unidades monetarias. Esto nos lleva a analizar los proyectos en un contexto multiobjetivo en el que el objetivo ambiental es uno más que trata de optimizar. Con tal esquema de fondo es con el que se plantea la propuesta metodológica presentada a continuación, tratando de obtener la contribución de un proyecto al objetivo ambiental.

4. Evaluación de la contribución de un proyecto al objetivo ambiental

Como se ha señalado con anterioridad, la evaluación del objetivo ambiental no se va a presuponer marginada respecto del resto de evaluaciones, como filtro para la realización o no de proyectos, sino que se entiende como un objetivo más sobre los que establecer relaciones para la selección final del subconjunto idóneo de proyectos. En la formulación de la propuesta se realizará una amplia referencia al modelo de Gómez (1988) y al desarrollado por EPRI (1970). Las razones de optar por tales referencias de partida son múltiples, pudiendo concretarse en que Gómez presenta una hábil conjunción de técnicas desarrolladas recientemente y que pretenden ser de aplicación real. Cumple, además, con las exigencias que se entienden necesarias por los especialistas: Recoger de una manera esquemática el mayor volumen de información de impactos e interacciones, dotar de mecanismos de valoración y servir para informar del impacto global producido. El método desarrollado por EPRI aporta, por su parte, la lógica de la teoría de la utilidad multiatributo para la cuantificación, primero en términos de utilidades y después en términos monetarios, de los impactos. Aunque la mayor aportación a nuestro trabajo se centra en la elaboración de funciones de utilidad monoatributo y la lógica para la determinación de ponderaciones de importancia de impactos sobre factores. Ambos modelos huyen de la transformación directa en unidades monetarias (aunque la última fase del modelo EPRI trate de llegar a ellas) y por ello resultan interesantes al salvar la problemática descrita en la valoración económica de impactos.

Un proyecto, con generalidad, está compuesto por todo un conjunto de acciones que afectan (o pueden afectar) a diferentes factores ambientales. Por ello, y de acuerdo con Gómez, la primera labor a realizar es la descripción de las interacciones proyecto-ambientales mediante la utilización de las matrices de impactos. Dichas matrices, constituidas por un cuadro de doble entrada (acciones/factores), deben reflejar el máximo de información deta-

llada sobre los impacto: (positivos o negativos) del proyecto. Esta información, a nuestro entender, se centra en dos elementos: las unidades heterogéneas de impacto y el valor de importancia del impacto.

Las unidades heterogéneas de impacto son la medida, en unidades del factor, del impacto producido por una acción determinada del proyecto en dicho factor. Sin embargo dicha información no es suficiente, puesto que es necesario conocer una serie de características sobre la realidad del impacto. Ello se realiza mediante el concepto de valor de importancia del impacto, que para Gómez se cuantifica mediante la agregación ponderada de cinco elementos, a saber, intensidad, extensión, momento en que se produce, persistencia y reversibilidad, y se acompaña de dos elementos más que no tienen carácter cuantitativo como son el signo y la posibilidad de medidas correctoras.

A nuestro juicio existen otros dos elementos que tienen el suficiente interés como para que no puedan obviarse: la especificidad (o carácter estratégico del factor impactado) y la localización del factor, en el sentido de que tanto elementos protegidos o prácticamente extinguidos como hábitats prácticamente destruidos deben tener diferente tratamiento que elementos abundantes o hábitats sin apenas impactos.

Para mantener la uniformidad con la cuantificación propuesta por Gómez el resto de los elementos integrantes del valor de importancia del impacto puede asignarse la siguiente escala:

4.1. *Especificidad*

Elementos o Hábitats (*E* o *H*) protegidos o prácticamente extinguidos (4)/(*E* o *H*) amenazados o raros (3)/(*E* o *H*) comunes o abundantes (2)/(*E* o *H*) muy abundantes (1).

4.2. *Localización*

Entorno (*Et*) con grandes impactos (3)/(*Et*) semi-impactado (2)/(*Et*) sin o con pequeños impactos (1).

La evaluación de cada factor se realizará, o bien entre el conjunto de expertos, de modo simultáneo, o bien mediante encuestas tabuladas de acuerdo con las escalas establecidas, e imputación de valores medios en las cuantitativas y el más «votado» en las escalas cualitativas. Sí existe una gran disparidad puede ser aconsejable la realización inicial del proceso enviando, además de las encuestas los resultados medios de la encuesta anterior.

Es conveniente remarcar que la matriz de impactos, que contiene los valores de importancia de los impactos individualizados resultantes del enfrentamiento de una acción y un factor ambiental, se realiza a nivel de cada proyecto en particular. Un mismo factor ambiental, asimismo, puede verse afectado por distintas acciones de un proyecto e incluso por una misma

acción pero de diferente forma. Estas contingencias no pueden agregarse salvo que tengan similares características en signo, intensidad, extensión, etc. De forma que el factor ambiental podrá estar constituido por un vector de « n » componentes que son los valores de importancia de las distintas acciones sobre el factor ambiental relacionados con sus « n » medidas heterogéneas de impactos respectivos (por diferencia entre valor del factor «sin» y «con» proyecto).

Al pretender evaluar un conjunto de proyectos es conveniente completar todas las matrices de impacto con anterioridad a la ponderación de la importancia relativa de los factores. De esta forma se habrá descrito la totalidad de factores a evaluar puesto que si se ponderan los factores a nivel de cada proyecto individual podrán tener diferente ponderación provocando la incompatibilidad de resultados.

Listados todo el conjunto de factores medidos por atributos es necesario realizar las transformaciones de sus unidades heterogéneas a unidades homogéneas. Para ello Gómez propone unas funciones de transformación que, en un caso más general, entendemos que pueden ser las funciones de utilidad mono-factor o monoatributo. La razón de que nos inclinemos por las funciones de utilidad monoatributo, en lugar de funciones generales de transformación, se debe a que el mismo número de unidades heterogéneas puede significar diferentes niveles de impacto, dependiendo de múltiples factores. Por ello las funciones de utilidad monoatributo, particularizadas a cada impacto específico, aportan una información más acertada del valor, en unidades homogéneas, del impacto.

Aunque la determinación de una función de utilidad monoatributo requiere de la explicitación de infinitos puntos, puede ser de interés la aplicación del método de cinco puntos (el caso más favorable, el más desfavorable y los de niveles de utilidad 0.25, 0.5 y 0.75) mediante la técnica de loterías⁷ y, con el conocimiento de ese número limitado de puntos, se ajustan funciones ($U(X_i) \rightarrow V(X_i)$) que, aunque tienen el inconveniente de no obtener la auténtica función, aportan una gran simplicidad de cálculo.

Del valor en términos de utilidades de los valores del atributo «sin» y «con» proyecto se obtiene, por diferencia, el valor del impacto diferencial en unidades homogéneas sobre ese factor.

Cada experto, puede tener diferentes opiniones en cuanto a los niveles de atributo que equivalen a los cinco puntos de la función de utilidad monoatributo. Sin embargo interesa tener una medida única que, además, pueda ser más «objetiva». Para ello serán necesarias técnicas que promuevan el consenso, si éste es posible (por ejemplo las técnicas de investigación social aplicadas por el método Delphi o las discusiones directa entre expertos) y si éste no es posible mediante un promedio de los valores asignados por los distintos expertos y obtener de dichos valores la función ajustada.

⁷ Ver EPRI (1979), *op. cit.*

Obtenidas las funciones monoatributo aparece el problema de la ponderación de la importancia relativa de cada factor que es distinto del valor de importancia del impacto anteriormente descrito. Este problema Gómez lo resuelve exigiendo, por métodos de interrogación directa, las ponderaciones de los distintos factores en base a un reparto total de puntuaciones mediante el sistema Batelle-Columbus Lab. (1972).

Sin embargo las formas indirectas de explicitación, como es el modelo de regresión de conductas, son más apreciadas por el decisor en cuanto a creencia en el modelo y facilidad de uso (como indicaban las conclusiones de Tell (1976)⁸). Además pueden ayudar a explicitar ponderaciones que, por interrogación directa serían complicadas e incluso considerarse aventuradas por los expertos si el conjunto de atributos es amplio. Por ello, una vez que se dispone del total de atributos y de sus funciones de utilidad correspondientes se explicita, mediante la regresión, el total de ponderaciones en base al modelo de juicio:

$$Y_i = f(V(X_1), V(X_2) \dots V(X_n))$$

$V(X_i)$ = Función ajustada de utilidad monoatributo relativa al atributo i .

Y_i = Resultado de la función globalizadora del conjunto de funciones ajustadas de utilidad monoatributo (que representa la explicitación indirecta de la función ajustada de utilidad multiatributo).

La función globalizadora f puede ser de distintos tipos, pero el más intuitivo, a efectos prácticos, es el lineal. Bajo este supuesto, el modelo de juicio quedaría expresado:

$$Y = \mu_1 V(X_1) + \mu_2 V(X_2) + \dots + \mu_n V(X_n)$$

Siendo $X_1 \dots X_n$ el total de factores impactados por el conjunto de proyectos. Es decir, impactado por, al menos, uno de los proyectos.

El cálculo de los parámetros de ponderación μ_i puede realizarse generando baterías de diferentes niveles de atributos X_i y sus valores globalizados Y_j indicados por el evaluador frente a la presentación de un combinación de posibles $X_1 \dots X_n$.

Es conveniente matizar que, aunque en el modelo de regresión de conducta « Y » es una predicción, en el caso presente es únicamente una medida globalizada del conjunto de niveles de los distintos atributos o factores que se le han presentado. En lugar de exigir la explicitación directa de los parámetros de ponderación de las funciones monoatributo (exigido en la TUMA), lo que intenta obtenerse es la valoración implícita que realiza el decisor en el conjunto de decisiones, sin necesidad, por tanto, de explicitarlas.

⁸ Tell, B. (1976) «A comparative study of some multiple-criteria methods», *Economic Research Institute*, citado en Zeleny, M. (1982): *Multiple Criteria Decision Making*, McGraw Hill.

Para verificar la adecuación del modelo al propósito será interesante la comparación de soluciones ofrecidas por el evaluador y el modelo en base a una nueva combinación de niveles de atributos X_i . Si la cercanía entre resultados es aceptable se da por terminada la identificación del modelo, en caso contrario habrá que proseguir el procedimiento de cálculo de μ_i . Para verificar la aceptabilidad de unas determinadas desviaciones se puede diseñar una función de desviación $D = |M - E|$, donde M es el valor de «Y» ofrecido por el modelo, y E el ofrecido por el evaluador, exigiéndose que $D \leq \varepsilon$, siendo ε el valor máximo de desviación aceptable.

Anteriormente a la aplicación del modelo de regresión de conducta, y para hacerlo más operativo en el sentido de acercar más las posiciones individuales, puede pedirse a cada experto que establezca en una escala arbitraria cualquiera (1 a 100 por ejemplo) el conjunto de ponderaciones «a priori» sobre la importancia de los factores. De ellas se pueden extraer las ponderaciones medias que establecen los expertos por los métodos de consulta de paneles. Estas ponderaciones pueden enviarse a los expertos para otorgarles mayor información consensuada antes de que se les aplique la técnica de regresión de conducta.

Lógicamente, si las explicitaciones se han efectuado a nivel de cada experto individual, de ello se obtendrán parámetros de ponderación relativa individuales. Para poder obtener los parámetros finales habrá que realizar las mismas tareas que en las funciones de utilidad monoatributo (Delphi o discusiones de expertos, o bien un simple promedio).

En este momento del proceso se dispone ya de las funciones de utilidad monoatributo, que permiten pasar unidades heterogéneas a unidades homogéneas de utilidad; y las ponderaciones de importancia de los distintos factores ambientales que han sufrido algún tipo de impacto por alguno de los proyectos a evaluar. Con esta información se desciende, de nuevo, a nivel de proyectos individualizado para determinar su medida global de impacto.

Así el proyecto j puede haber influido, por ejemplo, K factores ambientales. De cada uno de estos factores se tiene la información del valor de importancia del impacto (o valores de importancia si no se han podido unificar por no ser asimilables), la función de utilidad monoatributo que transforma las unidades en términos comparables de utilidades, el valor del factor «con» y «sin» proyecto y el parámetro de ponderación de la importancia del factor (no del impacto). El valor del impacto «con» proyecto en la mayoría de los casos no será conocido con certeza, sino que será una variable aleatoria cuyo valor a asignar puede ser su valor esperado o el valor medio resultante de un proceso de simulación. Es conveniente el análisis de sensibilidad para verificar la influencia de la elección entre el conjunto de valores más probables. El proceso para cada factor será el siguiente:

- Cálculo, mediante la función de utilidad monoatributo, de los valores en utilidades correspondientes a los valores del factor «CON» y «SIN» proyecto, extrayendo, de la diferencia, el valor neto en utilidades del impacto.

- Multiplicación del valor neto en utilidades por la importancia del impacto (el valor resumen del contenido de la celda).
- Multiplicación del resultado anterior por el coeficiente de ponderación de la importancia relativa del factor.

En el punto referente a la multiplicación del valor neto de utilidades por el valor de importancia del impacto, hay que tener presente que la escala en la que venga determinado dicho valor influirá en el resultado global. Por ejemplo, la fórmula de Gómez⁹ se mueve entre 8 y 25 [(Intensidad \times 2 + Extensión \times 2 + Momento + Persistencia + Reversibilidad) con valores de 1 a 3 excepto la Reversibilidad de 1 a 4] y si se realiza una consulta de ponderaciones a expertos, y se mantienen los valores otorgados a los conceptos determinantes de la importancia del impacto, el rango de variación se extiende de 1 a 4 (ponderación unitaria a la Reversibilidad con valor 4). La elección no es irrelevante ya que el resultado que se obtiene difiere notablemente. Además considerando que los niveles de impacto en unidades conmensurables pertenecen al intervalo [0, 1] la multiplicación por estos coeficientes desvirtúa su resultado.

Si partimos de una hipotética función de utilidad descrita sobre el atributo «número de peces tipo 'A' muertos» de la que se obtienen los siguientes datos (véase el apartado de aplicación).

$$U(X_i) = 1,0273529 \cdot e^{0,0006640473 (1000 - X_i)} - 1$$

$U(190) = 0,75$ y $U(300) = 0,635$ y suponiendo que, con anterioridad, el número de mínimo de impacto es 0 ($U(0) = 1$), la pérdida de utilidad del primer y segundo caso es:

$$\begin{aligned} U(190) - U(0) &= -0,24 \\ U(300) - U(0) &= -0,365 \end{aligned}$$

Si sobre la fórmula propuesta por Gómez se supone que el primer impacto tiene producción inmediata y el segundo a largo plazo (permaneciendo al mínimo el resto de indicadores) se obtiene 11 y 8 respectivamente de valor de importancia, ofreciendo unos productos totales de $-2,64$ y $-2,92$. Si la escala se establece de 1 a 4 y con la misma diferencia de ponderación se tiene $-0,25$ y $-0,455$. Ello nos remarca el hecho de que la fijación de la escala no puede ser arbitraria. Además no puede dejarse al azar el hecho de la comparación que se establece con los factores de ponderación de la importancia del impacto.

Hay que determinar el coeficiente máximo (puesto que el mínimo será la unidad) que puede concedérsele a la importancia de un impacto, ya que no tiene porque ser indiferente una pérdida de utilidad de 0,25 con un factor de importancia de 25, que una pérdida de utilidad de 0,78125 con un nivel de 8, y sin embargo su producto es idéntico.

⁹ Ver Gómez, D. *op. cit.*, pág. 111.

Si se toma como referencia la escala propuesta, que añade a la inicialmente relacionada por Gómez la especificidad y la localización (pero sin establecer ponderaciones entre los distintos elementos), el rango de variación se encuentra entre 7 (todos al mínimo unitario) y 23 (todos al máximo).

Para determinar el coeficiente máximo puede utilizarse la comparación entre dos niveles de utilidad uno con importancia mínima de impacto y otro con importancia máxima.

Opción A	$-U(\times 1)$	Opción B	$-U(\times 1)$	Preferencia
(190, 23)	-0,24	(670, 7)	-0,72	A
(190, 23)	-0,24	(620, 7)	-0,6778	A
(190, 23)	-0,24	(565, 7)	-0,6286	B
(190, 23)	-0,24	(600, 7)	-0,66	Indiferente

Siendo (190, 23) el valor del atributo representativo de una pérdida de utilidad de 0,24 acompañada del máximo de todos los conceptos que se han entendido como indicativos de la importancia del impacto y (670, 7) el valor del atributo representativo de una pérdida de utilidad de 0,72 acompañada del mínimo de dichos valores. Es interesante tomar las referencias con impactos de niveles de utilidad significativos en lugar de 0 y 1 que, al existir un impacto total en un caso y no existir en el otro, las comparaciones pueden ser poco representativas. Por ello puede ser interesante comenzar con niveles de pérdidas de utilidad de 0,25 y 0,75 aproximadamente, referenciándolo para un atributo individual.

Si, como se muestra en el cuadro anterior (-0,24, 23) es indiferente a (-0,66, 7) entonces:

$$0,24 \times \frac{23}{7} \sim 0,66$$

$$\text{Coeficiente máximo} = \frac{23}{7} \sim \frac{0,66}{0,24} = 2,75$$

Lógicamente dicho coeficiente debe ser chequeado para verificar su aceptabilidad (aunque la determinación del coeficiente máximo se ha efectuado mediante la comparación de pérdidas de utilidad, podría haberse efectuado para ganancias de utilidad con el mismo tratamiento).

Más interesante que aplicar una fórmula predeterminada para el cálculo del valor de importancia es la consulta a los expertos de las ponderaciones (bien por rangos, grados escalares o comparación por pares) de los 7 conceptos cuantitativos que definen dicho valor.

Si se supone que las ponderaciones otorgadas a los conceptos son $p_1, p_2, p_3, p_4, p_5, p_6, p_7$ (lógicamente con suma igual a la unidad) para obtener las ponderaciones de acuerdo con el rango [1, coeficiente máximo de importancia] que puede adoptar tal ponderación de importancia, y suponiendo uniformidad

en la escala (misma diferencia entre 1 y 2 que entre 2 y 3) la nueva escala de ponderaciones se obtendrá mediante la siguiente transformación.

$$P_i^N = P_i + \frac{(g_i - 1) P_i (C^M - 1)}{g_i^M - 1}$$

P_i^N = Ponderación del concepto i de acuerdo con el coeficiente máximo.

P_i = Ponderación sobre la unidad del concepto i .

g_i = Grado del impacto en el concepto i .

g_i^M = Grado máximo del concepto i .

C^M = Coeficiente máximo de ponderación de la importancia del impacto.

Determinadas todas las ponderaciones transformadas se obtiene, por simple suma, el coeficiente de importancia de impacto que se multiplica por la variación neta de utilidades.

Concluido este conjunto de tareas se pueden agregar todos los valores de los factores que afecta el proyecto en tres grupos (en función del signo) para obtener los valores (positivos, negativos o previsibles) de impacto de un determinado proyecto en el entorno ambiental. Pero esta agregación en tres grupos no es operativa y, aunque puede conservarse como información en un cuadro resumen, debe eliminarse. Para ello los impactos calificados como «previsibles» deben catalogarse como positivos, negativos o un adecuado reparto entre positivos y negativos. Y posteriormente arbitrar una medida consensuada entre expertos, que puede ir desde la simple suma algebraica (si se consideran equivalentes) hasta la asignación de ponderaciones individualizadas según el signo y la importancia del mismo en el factor. De esta forma el valor de la contribución neta del proyecto j al objetivo medioambiental quedará valorado de acuerdo con el siguiente proceso:

Un factor ambiental K que es influido por proyecto j puede estarlo por una o más acciones de dicho proyecto, e incluso dentro de un mismo factor y una misma acción (debido a la existencia, bien de niveles de impacto diferentes o bien por unidades heterogéneas) podían existir todo un conjunto de valores de impacto definidos, como se ha indicado, por un vector n - dimensional. Sin embargo, la conversión en términos de utilidades y la ponderación con los valores de importancia de impactos hacen homogéneos todos los impactos. Se considerarán, en la exposición analítica descrita a continuación, medias simples relativas a importancia de impactos ($\alpha_{02I_{jk}^*}$), funciones ajustadas monoatributo ($\alpha_{02V^*}(X_{ik})$) y coeficientes de ponderación de importancia relativa de factores (λ_{ik}^*). Ello esconde el proceso siguiente: Búsqueda del consenso de las valoraciones individuales (discusión directa o método Delphi) y, posteriormente, promediación.

Con esta matización, el valor del impacto del proyecto j sobre el factor k estará compuesto por la terna:

$$(F_{kj}^P, F_{kj}^N, F_{kj}^X)$$

$$F_{kj}^P = \sum_{i=1}^P I_{ik}^{vj} [V^{\circ}(X_{ik}^{\text{CON}}) - V^{\circ}(X_{ik}^{\text{SIN}})]$$

$$F_{kj}^N = \sum_{i=1}^N I_{ik}^{vj} [V^{\circ}(X_{ik}^{\text{CON}}) - V^{\circ}(X_{ik}^{\text{SIN}})]$$

$$F_{kj}^X = \sum_{i=1}^X I_{ik}^{vj} [V^{\circ}(X_{ik}^{\text{CON}}) - V^{\circ}(X_{ik}^{\text{SIN}})]$$

$$I_{ik}^{vj} = \frac{1}{m} \sum_{v=1}^m I_{ik}^{vj}$$

I_{ik}^{vj} = valor de importancia (al impacto i sobre el factor ambiental k , ocasionado por el proyecto j) otorgado por el evaluador v .

$$V^{\circ}(X_{ik}) = \frac{1}{m} \sum_{v=1}^m V(X_{ik}^v)$$

$V(X_{ik}^v)$ = función de utilidad monoatributo ajustada, relativa al evaluador v , sobre el impacto i del factor k .

Y el valor del impacto del proyecto j , tras haber recogido las ponderaciones de importancia relativa de los factores, quedará expresado por la terna:

$$\left(\sum_{k=1}^{T1} \lambda_k^{\circ} F_{kj}^P, \sum_{k=1}^{T2} \lambda_k^{\circ} F_{kj}^N, \sum_{k=1}^{T3} \lambda_k^{\circ} F_{kj}^X \right)$$

Siendo $T1$ el conjunto de impactos positivos, $T2$ el de negativos y $T3$ el de previsibles.

$$\lambda_k^{\circ} = \frac{1}{m} \sum_{v=1}^m \lambda_{kv}$$

λ_{kv} = Ponderación de importancia relativa del factor ambiental k otorgada por el evaluador v .

Para la reunificación de la terna en un único valor, se agregan los factores ponderados por un coeficiente que recoja la importancia del signo en dicho factor, consensuado por la totalidad de expertos. Con anterioridad se habrá tenido que repartir los impactos previsibles en positivos o negativos, quedando dos conjuntos: A impactos positivos y B impactos negativos. Con estos supuestos el valor total de la contribución neta (positiva o negativa) del proyecto j al objetivo medioambiental será:

$$M(j) = \sum_{k=1}^A S_k^P \lambda_k^{\circ} F_k^{PT} - \sum_{k=1}^B S_k^N \lambda_k^{\circ} F_k^{NT}$$

S_k^P = Ponderación del factor ambiental k con impacto de signo positivo.

S_k^N = Ponderación del factor ambiental k con impacto de signo negativo.

$$F_k^{PT} = F_k^P U \{F_k^{X+}\}$$

$$F_k^{NT} = F_k^N U \{F_k^{X-}\}$$

F_k^{X+} y F_k^{X-} son la partición de F_k^X en los subconjuntos de signo de impacto positivo y negativo respectivamente.

Antes de concluir con las cuestiones relativas a la evaluación objetivo ambiental hay que realizar otra consideración de notable importancia. Debido a las propias exigencias, para una adecuada evaluación, de ceñirse al impacto específico (ya que las mismas unidades heterogéneas tienen diferente significación dependiendo de los valores posibles, en tales unidades, de cada factor) las contribuciones de los proyectos al objetivo ambiental no son comparables. Sin embargo se precisa de la comparación para la selección del subconjunto «óptimo». La razón de la incomparabilidad se encuentra en el factor «Extensión del proyecto». Aunque en la obtención del valor de importancia se ha hecho referencia a la extensión, ésta se refería a la extensión del impacto en el entorno del proyecto. Lógicamente no sólo tiene importancia tener conocimiento de que el impacto afecta al 75 % del entorno del proyecto, sino que es necesario saber que significa dicho 75 % en relación con otro proyecto que afecta al 50 %.

Dado que el mecanismo de selección atiende más a las diferencias entre elementos que a su valor absoluto, hay que ajustar los valores globales de impacto de los proyectos para que sean comparables y representativos de las diferencias reales. Por tanto resta la tarea de ponderación de los proyectos en función de la extensión de éstos.

Una vía operativa, para tal operación, es la comparación de proyectos, dos a dos, calificados únicamente en función de su extensión. Para ello la guía objetiva de referencia puede ser la extensión física. Ello no significa, sin embargo, que necesariamente un proyecto con doble extensión tenga una doble ponderación. Es simplemente que la extensión física puede ser una buena guía objetiva para encaminar el proceso de ponderación de la extensión del proyecto.

En el proceso de comparación, dos a dos, es igualmente conveniente el chequeo de consistencia. Si, por ejemplo, $P_1 \sim \alpha \cdot P_2$ y $P_2 \sim \beta \cdot P_3$ entonces la ponderación γ que realiza la indiferencia $P_1 \sim \gamma \cdot P_3$ tiene que ser igual a $\alpha \cdot \beta$, en caso contrario hay que reiniciar el proceso.

Bastará con asignar la ponderación unitaria al proyecto con extensión más pequeña (o menos ponderada) para obtener directamente las ponderaciones de los demás. Hecho esto, se incluirá para obtener el valor de la contribución del proyecto al objetivo medioambiental en términos con el resto de proyectos:

$$OM(j) = EM_j \cdot M(j)$$

Siendo EM_j la ponderación relativa de la extensión del proyecto desde la óptica ambiental.

Hay que resaltar que tanto para la determinación de la importancia relativa de los factores, por medio del modelo de regresión de conducta, como para la determinación de las ponderaciones de extensión del proyecto, se precisa del conocimiento del conjunto de proyectos a evaluar (en los términos de extensión de los mismos y factores impactados).

En tanto que no se disponga de tal información no puede determinarse, de un modo efectivo, la contribución del proyecto al objetivo. Sin embargo, puede dejarse en un alto estado de finalización, pendientes de estos últimos datos cuyo fin es la evaluación homogénea entre proyectos.

Del conjunto de operaciones realizadas para la determinación de la contribución neta de un proyecto al objetivo medioambiental habrá de redactarse un informe en el que se recoja la matriz de impactos y la descripción física de los mismos, las hipótesis adoptadas y las tablas de ponderaciones que han permitido llegar al resultado, así como todas las cuestiones relevantes del proyecto en referencia al citado objetivo, en las que pueden incluirse cuantas referencias, indicadores, gráficas y notas de interés se estimen oportunas inclusive valoraciones económicas que puedan realizarse fundamentados en costes de evitar el daño o de reemplazamiento del entorno dañado con indicación de si puede efectivamente realizarse tal restitución. Todo ello con la suficiente claridad que permita adoptar un juicio serio y fundamentado a los decisores.

5. Aplicación

Para visualizar numéricamente la propuesta presentada en el apartado anterior se propondrá un sencillo ejemplo. Se piensa instalar una empresa que como consecuencia de su actividad productiva provoca unos residuos contaminantes que vertería en un pequeño río próximo. Generalmente dichos vertidos pueden afectar a la fauna y flora acuáticas, a la presencia, olor y salubridad del agua, al paisaje circundante, al atractivo deportivo y de recreo, etc. Por simplicidad supondremos que únicamente existirían efectos negativos en la fauna (constituida por una especie única de peces) y a la posibilidad de esparcimiento, deporte y recreo en la zona circundante a los vertidos.

Los factores ambientales impactados se entienden adecuadamente medidos por dos atributos: «Número de peces muertos» y «Proporción de valle imposibilitado para el deporte y recreo».

Respecto al primer atributo se entiende que el mejor nivel es 0 (ningún pez muerto) cuyo nivel de utilidad asociado es 1, y el peor 1000 (que supone la destrucción prácticamente total de la especie del río) con un nivel asociado de utilidad de 0. Siguiendo la lógica de determinación en base a cinco puntos, hay que determinar los valores representativos de niveles de utilidad de 0,25, 0,5 y 0,75, para obtenerse una aproximación aceptable sin que suponga un excesivo esfuerzo de explicitación por parte de los expertos.

El primer punto a obtener, mediante loterías, es aquel que representa un nivel de utilidad del 0,5.

Como información inicial se dispone de dos puntos con un nivel de utilidad ya determinado: $U(0) = 1$ y $U(1000) = 1$.

El primer punto a probar será 500 (que supone la mitad de la población). Para ello se pide al decisor que explicita su preferencia sobre las loterías:

$$A = (500, 1) \text{ (suceso cierto)}$$

$$B = (0, 0,5) \text{ (1000, 0,5)}$$

Juicio $A P B$ ($P =$ Preferido)

$$A: (450, 1)$$

Juicio $A P B$

$$A: (400, 1)$$

Juicio $B P A$

$$A: (410, 1)$$

Juicio $A I B$ ($I =$ Indiferente)

Entonces:

$$U(410) = 0,5 \times U(0) + 0,5 U(1000) = 0,5$$

El segundo punto puede ser el de utilidad 0,25, y el punto inicial de prueba puede ser 750

$$A: (750, 1)$$

$$B: (1000, 0,5), (410, 0,5)$$

Juicio $A P B$

$$A: (700, 1)$$

Juicio $A P B$

$$A: (700, 1)$$

Juicio $B P A$

$$A: (660, 1)$$

Juicio $A I B$

$$U(660) = U(1000) \times 0,5 + U(410) \times 0,5 = 0,25$$

Y el tercer punto será el de utilidad = 0,75, comenzándose con un primer valor de prueba de 250.

$$A: (250, 1)$$

$$B: (0, 0,5) \text{ y } (410, 0,5)$$

Juicio $A P B$

$$A: (200, 1)$$

Juicio $A P B$

$$A: (150, 1)$$

Juicio $B P A$

A: (160, 1)
Juicio B P A
A: (170, 1)
Juicio B P A
A: (180, 1)
Juicio A I B

Por último queda la prueba de consistencia. Para ello hay que verificar la indiferencia entre las loterías:

A: (410, 1) que tiene una utilidad 0,5.

B: (180, 0,5) y (660, 0,5) con más niveles de utilidad respectivos de 0,75 y 0,25.

Si no se diera tal indiferencia habría que rehacer el procedimiento expuesto.

Repetiendo las tareas con los otros cuatro expertos se podría obtener:

$U(x)$	Exp2	Exp3	Exp4	Exp5	Media
0,75	190	200	190	190	190
0,50	420	410	40	400	410
0,25	680	670	660	680	670

Con el proceso descrito se tienen los valores: 0, 190, 410, 670, 1000 representativos de utilidades 1, 0,75, 0,5, 0,25 y 0. De estos datos puede aproximarse una función, que podría ser del tipo exponencial.

Realizada la estimación la función exponencial ajustada a estos valores se obtiene:

$$U(x_1) = 1,02735287 e^{[0,000664 (1000 - x_1)]} - 1$$

x_1 = número de peces muertos¹⁰

Si antes de acometerse el proyecto el número de peces muertos es 0 y tras la realización del mismo se estima que el posible impacto sea de 100 con una probabilidad de 0,3, 150 con una probabilidad de 0,5 y 200 con una probabilidad de 0,2, puede, de ello, extraerse un valor esperado, en unidades del impacto de 145. Tal valor supone un decremento, en términos de utilidades de (-0,1875) resultante de la diferencia:

$$U(145) - U(0) = 0,81256 - 1 = -0,1875$$

Además del cálculo, en términos de utilidades, del valor del impacto, hay que determinar la importancia del impacto que se realizaría calificando los nueve elementos definitorios del impacto: signo, intensidad, extensión, momento

¹⁰ Igualmente podría haberse ajustado una función potencial (con R cuadrado también superior al 0,99) $U(x) = 0,00116 \cdot x^{0,970347}$ pero las réplicas de los valores que ajusta la función son menos acertados en este caso.

de producción, persistencia, reversibilidad, posibilidad de medidas correctoras, especificidad y localización.

Se va a suponer que el signo es negativo, la intensidad es media (2), la extensión es parcial (2), producción inmediata (3), persistencia temporal (1), reversibilidad a medio plazo (2), hábitat común {especificidad (2)} entorno sin impactos {localización (1)} y medidas correctoras en proyecto (P).

Pediremos a los 5 expertos que nos ordenen jerárquicamente los siete elementos definitorios del valor del impacto para extraer de ellos las ponderaciones correspondientes.

Elementos	Jueces				
	1	2	3	4	5
1	7	6	5	7	6
2	5	4	3	4	4
3	3	2	4	3	2
4	2	3	1	2	3
5	1	1	2	1	1
6	6	7	7	6	7
7	4	5	6	5	5

Las ponderaciones extraídas con estos datos por medio del método de grados escalares son aproximadamente:

0,2214, 0,1429, 0,1, 0,078, 0,043, 0,2357, 0,179

Hay que establecer el rango (mínimo y máximo) que se le asigna como ponderación a la importancia del impacto ya que, de realizarse sin cuidado, se pueden cometer errores importantes.

Como se ha señalado, una forma de establecer el coeficiente máximo es mediante la comparación, para un atributo determinado, dos combinaciones de utilidades con el máximo y el mínimo de la escala de valoración.

Opción A	$-U(\times 1)$	Opción B	$-U(\times 1)$	Preferencia
(190, 23)	-0,24	(670, 7)	-0,72	A
(190, 23)	-0,24	(620, 7)	-0,6778	A
(190, 23)	-0,24	(565, 7)	-0,6286	B
(190, 23)	-0,24	(600, 7)	-0,66	Indiferente

El coeficiente máximo será $= 0,66/0,24 = 2,75$ que se supondrá consensuado por los expertos.

Con la determinación del coeficiente máximo, y trabajando únicamente con las ponderaciones extraídas de la tabla de juicios, se procederá al cálculo de

las ponderaciones transformadas y a la asignación de la importancia del impacto.

$$P_1^N = 0,2214 + 0,1937 = 0,4151$$

$$P_2^N = 0,1429 + 0,125 = 0,2679$$

$$P_3^N = 0,1 + 0,175 = 0,275$$

$$P_4^N = 0,078 + 0 = 0,078$$

$$P_5^N = 0,043 + 0,25 = 0,068$$

$$P_6^N = 0,2357 + 0,137 = 0,3727$$

$$P_7^N = 0,179 + 0 = 0,179$$

Valor de importancia = 1,656

Signo $g_i = (2,2,3,1,2,2,1)$ y $g^M = (3,3,3,3,4,4,3)$.

Ello supone un valor total del impacto del proyecto sobre la comunidad piscícola de:

$$1,656 (-0,1875) = -0,3104$$

Respecto del atributo «proporción de valle inhabilitado para el deporte y recreo» se ha acordado entre los expertos el decrecimiento lineal de la utilidad conforme aumenta la proporción inhabilitada. La función quedará expresada:

$$U(x) = 1 - x$$

El porcentaje estimado de pérdida es del 15 %, lo que conlleva una pérdida, en términos de utilidad, del 0,15.

Los elementos calificadores de la importancia del impacto los suponemos definidos como (negativo, 1,1,2,1,2,2,1, P) respectivamente. Supondremos igualmente que se ha realizado el cálculo del coeficiente máximo para el valor de importancia del impacto para este atributo, cifrado en 2, y dadas las ponderaciones obtenidas anteriormente de los elementos definitorios del valor de importancia del impacto, se tienen unas ponderaciones transformadas:

$$P^N = (0,2214, 0,1429, 0,15, 0,078, 0,0573, 0,3142, 0,179)$$

Con un valor de importancia del impacto resultante de 1,1429 y, por consiguiente, un valor de impacto de $-0,1714$.

Para concluir el proceso de valoración resta por disponer de tres elementos más: Las ponderaciones de importancia de los atributos, la importancia del signo del impacto y el factor que pondera la extensión del proyecto. Como se ha señalado anteriormente, la razón de no poder valorar estos elementos para cada proyecto particular se encuentra en la posible diferencia de valoración de un mismo atributo, un mismo signo o una misma extensión si no se dispone de la totalidad de los proyectos a evaluar.

Suponiendo todos los proyectos reunidos y extraídas de ellos las ponderacio-

nes 0,1 y 0,12 respectivamente para los atributos, ponderación unitaria para el signo negativo y 1,5 a la extensión del proyecto se obtendría un valor total de la contribución del proyecto de instalación de dicha empresa al objetivo ambiental cifrado en:

$$M(1) = 0,1x - 0,3104 + 0,12x - 0,1714 = -0,0516$$

$$OM(1) = 1,5 \cdot M(1) = -0,0774$$

6. Conclusiones

La metodología propuesta pretende realizar la evaluación del impacto ambiental de proyectos de inversión, de interés público, en un contexto multiobjetivo, por lo que el propósito de este artículo se encuentra en la determinación de la contribución incremental (positiva o negativa) de un proyecto al objetivo ambiental.

En este sentido, la propuesta realizada, aunque alimentada principalmente de los modelos de Gómez Orea y el propuesto por el EPRI, supone una alternativa tanto a estos modelos como a los citados en el inicio del artículo. La incorporación de elementos para el cálculo del valor de importancia del impacto, así como la determinación de las ponderaciones transformadas, cierran un espacio que entendíamos oscuro de cara a la comparación con las unidades homogéneas de impacto. El cambio de las funciones generales de transformación a las funciones monoatributo supone un cambio cualitativo importante y diferenciado del formulado por el EPRI quien para la agrupación de funciones de utilidad monoatributo utilizaba modelos de interrogación directa (por medio de loterías) y, en cambio, en el presente caso se utilizan modelos de explicitación indirecta a través del modelo de regresión de conducta.

Estos cambios fundamentales, unidos a los necesarios para armonizar la propuesta, configuran una alternativa que aunque no sea novedosa en cuanto a técnicas, entendemos que supone en su conjunto un avance importante en la evaluación de la contribución de un proyecto público al objetivo ambiental.

Referencias

- Aguirre, M. S. (1987): «El medio ambiente y sus repercusiones económicas en la empresa», *Cuadernos de Gestión*, marzo.
- Ahmad, J. Y. y Sammy, K. G. (1985): *Guidelines to environmental impact assessment in developing countries*, PNUMA.
- Alheritiere, D. (1983): «La evaluación de impactos en el medio ambiente y el desarrollo agrícola», *FAO*, Roma.
- Ayres, R. H. y Kneese, A. V. (1969): «Production, Consumption and Externalities», *American Economic Review*, págs. 282-297.
- Baron, D. P. (1985): «Regulation of prices and pollution under incomplete information», *Journal of Public Economics*, núm. 28, págs. 211-231.

- Batelle-Columbus Lab. (1972): *Environmental evaluation system for water resource planning*, Springfield.
- Baumol, W. J. y Oates, W. E. (1975): *The Theory of Environment Policy*, New Jersey.
- Bisset, R. (1980): «Methods for environmental impact analysis: Recent trends and future prospects», *Journal of Environmental Management*, núm. 11 (1), págs. 27-43.
- Biwas, A. K. y Geping, Q. (Eds.) (1987): *Environmental impact assessment for developing countries*, Tycooly Publishing, London.
- Bohm, P. y Henry, C. (1979): «Cost-benefit analysis and environmental effects», *Ambio*, vol. 8, págs. 18-24.
- CEE (1970, 80 y 83): «Directrices sobre la evaluación del impacto ambiental de las obras públicas y privadas».
- Coase, R. H. (1960): «The Problem of social cost», *Journal of Law and Economics*, vol. 3, págs. 1-44.
- Dasgupta, P.; Sen A. y Marglin, S. (1972): *Pautas para la Evaluación de Proyectos*, Naciones Unidas, New York.
- Electrical Power Research Institute (1979): *Environmental assessment methodology: Solar plants applications*, EPRI ER-1070, vol. 1, cap. 3, págs. 23-30.
- Ericson, P. A. (1979): *Environmental impact assessment*, Academic Press New York.
- Freeman, A. M. (1979): *The benefits of environmental improvement*, John Hopkins, U. P.
- Gambe, H. B. y Downing, R. H. (1982): «Effects of nuclear power plants on residential property values», *Journal of Regional Science*, vol. 22, núm. 4, págs. 457-478.
- Gittinger (1987): *Análisis económico de proyectos agrícolas*, Tecnos.
- Gómez, D. (1988): «Evaluación del impacto ambiental de proyectos agrarios», Estudios monográficos, núm. 6, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, págs. 111.
- Greco, N. (1984): *La valutazione di impatto ambientale*, Franco Angeli Ed. Milano.
- Hafkamp, W. A. (1984): *Economic-environmental modeling in a national-regional system*, North Holland.
- Hafkamp, W. A. y Nijkamp, P. (1981): «Multiobjective modeling for economic-environmental policy», *Environment and Planning*, A. vol. 13, págs. 7-18.
- Hafkamp, W. A. y Nijkamp, P. (1982): «Towards an integrated environmental-economic model», en *Environmental Systems and management*, Rinaldi S. (Eds.), North Holland, págs. 653-664.
- Hollick, M. (1981): «Environmental impact assessment as a planning tool», *Journal of Environmental management*, núm. 12 (1), págs. 79-90.
- Hufshmidt, M. y Hyman, E. (Eds.) (1982): *Economic Approaches to Natural Resource and Environmental Quality Analysis*, Tycooly, Wicklow, Ireland.
- Hyman, E. L. (1981): «The valuation of extramarket benefits and cost in environmental impact assessment», *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 2, págs. 227-258.
- Inman, R. E.; Igersoll, R. B. y Levy, E. A. (1971): «Soil a natural sink for carbon monoxide», *Science*, vol. 172, págs. 1229-1231.
- Kalbermatten, J. M.; Julius DeAnne, S. y Gunnerson, Ch. G. (1982): *Appropriate sanitation alternatives: A Technical and economic appraisal*, John Hopkins U. P., Baltimore.
- Lakshmanan, T. R. y Nijkamp, P. (Eds.) (1980): *Economic-Environmental-Energy interactions*, Martinus Nijhoff, Boston.
- Little, I. M. D. y Mirrless, J. A. (1974): *Project Appraisal and Planning for Developing Countries*, Heineman Educational Books.
- Leontief, W. W. (1969): «Environmental repercussions and the economic structure: An input-output approach», *Review of Economics and Statistics*, vol. 52, págs. 362-371.
- Leopold, L. et al. (1971): «A procedure for evaluating environmental impact» U. S., *Geological Survey*, núm. 645, Washington.
- Martínez de Pison, S. (1984): «Consecuencias ecológicas de las obras hidráulicas y de transformación en regadío», *Agricultura y sociedad*, núm. 32, págs. 259-272.

- O.C.D.E. (1986): «Environmental assessment and development assistance», *Environmental monograph*, núm. 4, OCDE, París.
- OCDE (1985): *Environment and Economics*, París.
- OCDE (1977): *Analysis of the environmental consequences of significant public and private projects*, París.
- Ortolano, L. (1984): *Environmental Planning and Decision Making*, J. Wiley, New York and Chichester.
- Pigou, A. C. (1932): *Economics of Welfare*, London.
- Ruiz, G. (1985): «Mercado, precios y la valoración socio-económica del medio ambiente», *Cuadernos de CCEE y Empresariales*, núm. 16, abril, págs. 51-73.
- Santamaría, R. (1989): «Evaluación Pública de Proyectos de Inversión: Una propuesta metodológica», Tesis Doctoral, Zaragoza, No publicado.
- Scotchmer, S. (1986): «The short-run and long-run benefits of environmental improvement», *Journal of Public Econocmis*, vol. 30, págs. 61-81.
- Schelling, T. C. (1983): *Incentives for Environmental Protection*, MIT Press, Cambridge.
- Squire, L. y Van der Tak, H. G. (1977): *Análisis Económico de Proyectos*, Tecnos.
- Westman, W. E. (1977): «How much are nature's services worth?», *Science*, vol. 183, págs. 279-282.
- Westman, W. E. (1985): *Ecology, impact assessment and environmental planning*, J. Wiley, New York and Chichester.

Abstract

The purpose of this paper is to provide an alternative methodology for the assessment of a project's contribution to an environmental objective, if we consider it as one of the objectives into which the multiobjective context is divided for evaluation of public investment projects.

Recepción del original, noviembre 1989
Versión final, julio de 1990