

Introducción al uso de las herramientas de gestión ambiental aplicadas a los recursos naturales no renovables

A-6.2



Sergio Alan Moreno
José Antonio Espí



Organización
de Estados
Iberoamericanos

Para la Educación,
la Ciencia
y la Cultura

Introducción al uso de las herramientas de gestión ambiental aplicadas a los recursos naturales no renovables

Sergio Alan Moreno

José Antonio Espí

MÁSTER INTERNACIONAL "APROVECHAMIENTO SOSTENIBLE DE LOS RECURSOS MINERALES" (UE/Programa Alfa II-0459-FA)

Red DESIR (Desarrollo Sostenible – Ingeniería – Recursos Minerales)

Coordinación: Universidad Politécnica de Madrid (UPM)

Prof. Ricardo Castroviejo Bolibar

ETSI Minas, Departamento de Ingeniería Geológica

C/ Alenza nº 4

28003 Madrid – España

e-mail: sara.palero@upm.es

Teléf.: +34 91 336 64 65

Autores

Sergio Alan Moreno (alan@dicym.uson.mx)

Jose Antonio Espí (joseantonio.espi@upm.es)

Editores

Ricardo Castroviejo Bolibar (Recursos Geológicos)

José Antonio Espí Rodríguez (Medio Ambiente y Minería)

Comité Editorial

Ricardo Castroviejo Bolívar

José Antonio Espí Rodríguez

Fernando Vázquez Guzmán

Supervisión Editorial

Hugo Romero Sánchez

Diseño y Montaje

Dispublic

Copyright © 2007, RED DESIR

Todos los derechos reservados. Prohibida la reproducción total o parcial sin el consentimiento de los autores.

ISBN: 978-84-96398-11-5

Depósito Legal:

Primera edición: Abril 2008 (500 ejemplares)

Imprime: Gráficas Monterreina S.A.

Área Empresarial Andalucía, sector 2

28320 Pinto Madrid

"Este documento se ha realizado con la ayuda financiera de la Comunidad Europea. El contenido de este documento es responsabilidad exclusiva de la Red DESIR y en modo alguno debe considerarse que refleja la posición de la Unión Europea"

ÍNDICE

RELACIÓN DE TÉRMINOS SIGNIFICATIVOS	5	5.5.5 Técnica del Gasto Preventivo	51
1.- PROPÓSITO DEL LIBRO Y AYUDA A SU LECTURA	9	5.5.6 Técnica del Coste de la Recolocación	52
2.- CONCEPTOS BÁSICOS	11	5.6 Las técnicas de valoración de los recursos ambientales: la relacionadas con el valor en mercados subrogados	52
2.1 Ideas generales	11	5.6.1 Visión general	52
2.2 Las Herramientas de Gestión y el medio ambiente	12	5.6.2 Técnica del Coste del Viaje	53
2.3 La utilización de las herramientas de gestión de recursos	12	5.6.3 Técnica del Valor de la Propiedad	55
2.4 Una aproximación económica a la gestión de los recursos	12	5.6.4 Técnica del Salario Diferencial	56
3.- UNA VISIÓN GENERAL DE LAS HERRAMIENTAS DE GESTIÓN AMBIENTAL	15	5.6.5 Técnica del Bien Próximo	57
3.1 Las herramientas de gestión ambiental y la explotación de los recursos no renovables	15	5.7 Las técnicas de valoración de los recursos ambientales: la relacionadas con el valor en mercados simulados	58
3.1.1 Herramientas Conceptuales para la Gestión Medioambiental	15	5.7.1 Visión general	58
3.1.2 Tipos de Herramientas Ambientales más aplicadas a los Recursos No Renovables	16	5.7.2 Valoración Contingente	58
3.1.3 Limitaciones, puntos fuertes y rendimientos de los procedimientos más importantes	20	5.7.3 "Trade-off game" o Compensación	60
3.2 Herramientas de apoyo y su aplicación a la industria mineral	20	5.7.4 Gradación Contingente	61
3.2.1 Los procedimientos propios de las actividades relacionadas con la explotación de los recursos minerales	20	5.7.5 Técnica de Evaluación Prioritaria	61
4.- PRIMERA HERRAMIENTA DE GESTIÓN: "LOS INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD EN LA MINERÍA"	25	5.8 Seleccionando la técnica apropiada	62
4.1 Los conceptos	25	5.9 Un ejemplo general: "Valoración integral de la conservación de la biodiversidad de la Comunidad Foral de Navarra"	64
4.2 Los modelos	26	5.9.1 Procedencia del caso	64
4.3 Condiciones de elección	28	5.9.2 Objetivos del estudio	65
4.4 Los indicadores ambientales de la minería	31	5.9.3 Metodología empleada	65
4.5 La Sostenibilidad y otras cuestiones	36	5.9.4 Valoración de la producción física	66
4.6 La utilización de los indicadores en la industria mineral	36	5.9.5 Valoración del recreo	69
4.7 Otros sistemas relevantes de indicadores de sostenibilidad	37	5.9.6 Valoración ambiental	71
5.- SISTEMAS DE VALORACIÓN AMBIENTAL: CUESTIONES BÁSICAS SOBRE VALORACIÓN	43	5.9.7 Valoración de no-uso	72
5.1 El valor económico de los bienes y servicios	43	5.9.8 Resultados	73
5.2 Sobre el valor de los recursos de carácter ambiental	44	5.10 El valor del bosque	74
5.3 Los valores económicos y financieros en relación con los efectos ambientales	46	5.10.1 Valoración del bosque tropical	74
5.4 Beneficios de "uso" y "no uso"	47	5.10.2 Valoración del bosque mediterráneo	75
5.5 La técnicas de valoración de los recursos ambientales	48	6.- APLICACIONES DE LAS TÉCNICAS DE VALORACIÓN A LA VISIÓN ADMINISTRATIVA, A LA COMPRESIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y A LA VALORACIÓN DE LOS DESASTRES NATURALES	77
5.5.1 Relacionadas con el valor en los mercados	48	6.1 Conceptos contenidos en el Libro Verde del Tesoro de Inglaterra	77
5.5.2 Técnica del "Cambio de Productividad"	50	6.1.1 Los bienes públicos	77
5.5.3 Cambio en el Ingreso o Beneficio	50	6.1.2 Las "externalidades"	77
5.5.4 Técnica del Coste del Reemplazo	50	6.1.3 Valoración de los impactos "Sin mercado" o "Non-market Impacts"	77
		6.1.4 Valoración del tiempo	78
		6.1.5 Valoración de los beneficios de la salud	79
		6.1.6 Valoración de las políticas de emisiones de gases invernadero	79
		6.1.7 Valoración de la calidad del aire	80
		6.1.8 Valoración del paisaje	80
		6.1.9 Valoración del agua	80
		6.1.10 Valoración del ruido	80

6.1.11	Valoración recreativa de los bosques	81	8.4.1	La estructura general y las fases del Análisis Ciclo de Vida de las materias primas minerales y su metodología	159
6.1.12	Valoración de la insatisfacción natural	81	8.5	Caso Ejemplo: El Análisis del Ciclo de Vida de las materias primas minerales o metálicas en España	161
6.2	El valor económico de la biodiversidad	82	8.5.1	Bases para el estudio del ACV de los minerales industriales en España	161
6.2.1	Acerca de la biodiversidad	82	8.5.2	Desarrollo de un Análisis del Ciclo de Vida de extracción y preparación de los minerales industriales de España	162
6.2.2	El debate sobre la biodiversidad	83	8.6	Evaluación del impacto del Ciclo de Vida	182
6.2.3	La valoración económica de los bienes medioambientales	84	8.7	Software utilizado en LCA	185
6.2.4	La pérdida de la biodiversidad	86	8.8	Limitaciones de los estudios del LCA	185
6.2.5	Un ejemplo: el almacenamiento del carbono	87	8.8.1	Perspectivas culturales	186
6.2.6	Técnicas de valoración aplicables a la determinación del valor económico de la biodiversidad	88	8.8.2	Impacto real e impacto potencial	187
6.2.7	La "Transferencia de Información"	89	8.8.3	Dimensión temporal	188
6.3	La valoración de los daños y de la restauración de los recursos naturales degradados	90	8.8.4	Dimensión espacial	189
6.3.1	Conceptos básicos	91	8.8.5	Factor destino	190
6.3.2	La compensación	91	8.8.6	Factor exposición	191
6.3.3	Etapa preliminar de la valoración de los daños	92	8.8.7	Factor efecto	192
6.3.4	Determinación de la dimensión y la significación del daño	93	8.9	UMBERTO: software de ACV	192
6.3.5	Proceso de elección de la opción más conveniente	96	8.9.1	¿Que es lo que realiza el programa?	192
6.3.6	Elección de opciones en la Restauración: las Herramientas de Análisis	98	9.- ANÁLISIS EXERGÉTICO Y EMERGÉTICO		193
6.3.7	Ejemplo de un espacio natural afectado por un escape de petróleo	104	9.1	Metodología del análisis exergético	193
6.3.8	Ejemplo y estudio de las pérdidas producidas en el patrimonio natural	106	9.2	Eficiencia exergética y energética	195
7.- ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO AMBIENTAL		115	9.3	Raíces termoeconómicas del consumo energético	196
7.1	Primeras consideraciones	115	9.4	Fundamento teórico de la Exergía	200
7.2	Primer ejemplo: Análisis Coste Beneficio Ambiental del uso museístico de las explotaciones de Almadén, Ciudad Real	115	10.- "LA HUELLA ECOLÓGICA" COMO MEDIDA DEL ESFUERZO DE LA NATURALEZA		209
7.3	Segundo Ejemplo: Análisis Coste-Beneficio Ambiental de los usos del suelo en Zaruma-Portovelo (Ecuador)	123	10.1	"Ecological Footprints" (EF). El concepto y su uso	209
8.- ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA		149	10.2	Aplicación al municipio de Zaruma (Ecuador) del "Ecological Footprint"	211
8.1	Descripción del Análisis de Ciclo de Vida	149	10.2.1	Características del área de estudio	211
8.2	Metodología del Análisis del Ciclo de Vida	150	10.3	Consecuencias	220
8.3	Definición de los límites del sistema	151	11.- BIBLIOGRAFÍA SELECCIONADA		221
8.3.1	Objetivo y alcance del estudio	151		Referencias en INTERNET	229
8.3.2	Inventario	152			
8.3.3	Análisis del impacto	152			
8.3.4	Interpretación	156			
8.3.5	Análisis del inventario	156			
8.3.6	Validez y representatividad de los datos obtenidos	157			
8.4	El Análisis del Ciclo de Vida de las materias primas minerales	157			

TÉRMINO	Página
El Ecoespacio	11
El Diseño Medioambiental	11
La Ecología Industrial	11
La Desmaterialización	11
La Eco-Eficiencia	11
Los Sistemas de Contabilidad Económica y Ambiental	12
Las Auditorías Ambientales	12
Factor 4	12
Factor 10	12
MIPS	12
Los "Rucksaks"	12
Movimiento de Materia ("Mass Flow")	12
Herramientas conceptuales	16
Análisis de Riegos Ambientales	16
Estudio de Impacto Ambiental	17
Auditoría Ambiental	17
Evaluación del Comportamiento Ambiental	18
Análisis del Flujo de Sustancia o de Materia	18
Análisis de Materia y Energía	18
Gestión Integral de Sustancias	18
Análisis de Línea de Producto	19
Análisis de Ciclo de Vida (ACV o LCA)	19
Limitaciones, puntos fuertes y rendimientos de los procedimientos más importantes	20
La Mejor Tecnología Disponible o MTD (BTA, en inglés)	20
Estudio y Mejora de la "Eficiencia Mineral"	20
"Uso Seguro de las Materias Primas Minerales"	20
Las Mejoras en Producción de Minerales	20
Sistemas de Planificación Ambiental en Minería	22
Los Documentos de Referencia Ambiental	22
Los Debates y Talleres sobre Minería Sostenible	22
La Política Medioambiental y la "Sostenibilidad" en la empresa minera	22





La visión general de los instrumentos de gestión ambiental	23
Valoración Estratégica del Impacto Ambiental, (SEA)	23
Contabilidad de Costes Completos, (FCA)	23
Las Auditorias	24
La Publicidad o Comunicación	24
Las Normas ISO 14000	24
La implantación de Sistemas de Tecnologías Limpias, (CP)	24
Los Sistemas de Gestión Ambiental, (EMS)	24
“Los Indicadores de Sostenibilidad en la Minería”	25
Modelo Presión-Estado-Respuesta	26
Modelo “Driving F.-Presión-Estado-Impacto-Respuesta”	27
Sistemas de Valoración Ambiental	43
El valor económico de los bienes y servicios	43
“WTP” (cantidad dispuesta a pagar)	44
Evaluar los efectos ambientales	44
Beneficios de “uso” y “no uso”	47
Valor de existencia	47
“Vicarious value”	47
Valor de opción	47
Valor de casi-opción	48
“Bequest value”	48
Las técnicas relacionadas con el valor en los mercados	48
Técnica del “Cambio de Productividad”	50
Cambio en el Ingreso o Beneficio	50
Técnica del Coste del Reemplazo	50
Técnica del Gasto Preventivo	51
Técnica del Coste de la Recolocación	52
Técnicas de valoración relacionadas con el valor en los mercados subrogados	52
Técnica del Coste del Viaje	53
Técnica del Valor de la Propiedad	55
Técnica del Salario Diferencial	56





Técnica del Bien Próximo	57
Las técnicas relacionadas con el valor en mercados simulados	58
Valoración Contingente	58
“Trade-off game” o Compensación	60
Gradación Contingente	61
Técnica de Evaluación Prioritaria	61
Los bienes públicos	77
Las “externalidades”	77
Valoración de los impactos “Sin mercado” o “Non-market Impacts”	77
Valoración del tiempo	78
Valoración los beneficios de la salud	79
El valor económico de la Biodiversidad	82
La valoración económica de los bienes medioambientales	84
La pérdida de la Biodiversidad	86
Técnicas de valoración aplicables a la determinación del valor económico de la Biodiversidad	88
La “Transferencia de Información”	89
La valoración de los daños y de la restauración de los recursos naturales degradados	90
La compensación	91
Determinación de la dimensión y la significación del daño	93
Categorías de las opciones de restauración	95
Método CEA	96
El método CBA	97
La restauración compensatoria	97
Análisis Coste-Efectividad (CEA) aplicado a la restauración	100
Análisis Coste-Beneficio (CBA) aplicado a la restauración	100
Análisis de Decisión Multicriterio (ADM)	101





El Modelo de Compensación Hessiánico	102
El Riesgo y la Incertidumbre en el Análisis Coste-Beneficio	103
Estudio de las pérdidas producidas en el patrimonio natural	106
Análisis Coste-Beneficio Ambiental	115
Análisis de Ciclo de Vida	149
Metodología del Análisis del Ciclo de Vida	150
Análisis del inventario	156
Análisis del Ciclo de Vida de las materias primas minerales	157
Software utilizado en LCA	185
Limitaciones de los estudios del LCA	186
UMBERTO: software de ACV	192
Metodología del Análisis Exergético	193
El concepto de Exergía	193
Raíces termoeconómicas del consumo energético	196
Fundamento teórico de la Exergía	200
Concepto de Emergía	203
“Ecological Footprints” (EF)	209
“La Huella Ecológica”	209
Superficie Ecológica	218

Pronóstico del libro y ayuda a su lectura

1. PROPÓSITO DEL LIBRO Y AYUDA A SU LECTURA

1. Intención: Este libro aborda una disciplina, la de los procedimientos o herramientas empleados en la valoración de la gestión ambiental de los recursos naturales, que cada vez son más utilizados, a medida que nuestra concepción de valor se amplía, abarcando aspectos antes considerados como invalorables (también llamados “de no uso”). En ellos se incluyen nuestras satisfacciones y sentimientos, la percepción del futuro y la consideración de agentes no antes tenidos en cuenta, como son las criaturas vivientes y los habitantes tradicionales del territorio.

Además, la disponibilidad de estas técnicas de análisis se va enriqueciendo con la incorporación de nuevas visiones sobre la realidad y las transformaciones que acaecen durante la utilización de los recursos naturales. Así, en los últimos años, se han introducido concepciones globales, sociales e históricas (“metabolismo industrial”, “desmaterialización” de los procesos y otros) e incluso termodinámicas (análisis entrópico y exergético de las actividades humanas e industriales).

Este libro recoge a modo de introducción, la descripción de los procesos de análisis y valoración más empleados, en este caso adaptados a los sistemas del aprovechamiento de los recursos minerales y, al mismo tiempo, se encarga de presentar ejemplos concretos, tomados de la experiencia personal de sus autores y también de casos analizados con suficiente rigor en la literatura especializada.

Como objetivo, la obra se plantea poner a disposición del lector los conocimientos básicos de cada herramienta de valoración y la situación de las fuentes necesarias para su correcta elaboración, de tal modo que éste sea capaz de iniciarse en la disciplina por sí solo, buscando ejemplos propios.

La correcta utilización de las técnicas de valoración requiere de un muy buen conocimiento del sistema industrial analizado o de la situación ambiental producto de ese uso del recurso; por ello, el primer paso dentro del planteamiento general siempre será el conocimiento lo más exhaustivo posible del proceso y de sus consecuencias ambientales. Una vez alcanzado ese nivel, el analista se encontrará en una magnífica posición de comprensión global de la actividad a valorar, y muy por encima de otras visiones parciales o puramente tecnológicas o económicas.

2. Estructura: En una visión de síntesis, este tratado se ha dividido en tres temas generales que incluyen varios capítulos. Se comienza con los capítulos 2 y 3, en donde se recogen los principios básicos de las herramientas de gestión, sus distintas presentaciones, campos de aplicación y rendimientos. Dentro del capítulo 3 también se describen una serie de herramientas calificadas como de apoyo,

de concepto o "menores" que, además, no se desarrollarán más adelante. Sin embargo, ocupando el capítulo 4 aparecen los Indicadores de Sostenibilidad porque, aunque son universalmente difundidos, no constituyen un verdadero sistema de análisis e incluso, actualmente son bastante discutidos.

Los capítulos 5 y 6 se han dedicado a desarrollar los sistemas de valoración ambiental, describiendo los distintos valores naturales tal como actualmente los consideramos y, de manera pormenorizada, los procedimientos usuales para elaborar su análisis y cuantificación. Este bloque termina con una visión práctica y administrativa del tema y dos aplicaciones fundamentales: la valoración de la biodiversidad y de los desastres naturales o provocados sobre la naturaleza.

Por fin, en los capítulos 7, 8, 9 y 10 se abordan verdaderas herramientas de análisis de gestión, comenzando desde las más antiguas y menos elaboradas (el Análisis Coste/Beneficio Ambiental) a las más complejas: Análisis de Ciclo de Vida (incluyendo los fundamentos y operación de un software fundamental) y los Análisis Termodinámicos (Exergéticos y Emergéticos). Además, se han agregado en el capítulo 10 la muy famosa herramienta denominada Huella Ecológica y otras varias herramientas conceptuales: La Mochila Ecológica, el Ecodiseño, las Tecnologías Limpias y la Gestión de la Calidad Ambiental.

Una bibliografía muy seleccionada finaliza este manual introductorio a las herramientas de gestión ambiental

3. El nivel de conocimientos requerido: Este tratado se encuentra dirigido a profesionales que se enfrentan con los problemas ambientales y sociales derivados de un proceso productivo que utilizan directamente recursos naturales, más concretamente, aquellos de carácter no renovable. Debido a esto, resulta imprescindible el conocimiento profundo de los procesos desde el punto de vista tecnológico, económico y de su entorno ambiental y social. Como consecuencia de ello, el nivel de conocimiento necesario para la utilización de la obra viene marcado por la propia complejidad del proceso y de su ambiente, sin que, en sí mismo, los procedimientos empleados supongan un nivel académico muy elevado.

4. Bibliografía de apoyo: El libro se acompaña de una extensa pero escogida bibliografía, ya que aborda herramientas de gestión muy variadas. No existen muchos tratados sobre cada herramienta, al menos en su concepción actual, y los manuales de aplicación múltiple son casi inexistentes. No obstante, la información que se puede obtener de Internet es abundante y frecuentemente actualizada. Resulta recomendable el programa editorial de Eurostat, algunas universidades holandesas, suecas y el Ministerio de Medio Ambiente de Australia, entre otros muchos más.

5. Programas informáticos: En este manual introductorio se ha cuidado de manera especial la descripción y aplicaciones de diversos programas informáticos referentes a la elaboración de los Análisis de Ciclo de Vida.

Conceptos básicos

2 CONCEPTOS BÁSICOS: SIGNIFICADO DE LOS PROCEDIMIENTOS DE GESTIÓN AMBIENTAL

2.1 Ideas generales

A varias disciplinas han llegado nuevas ideas y métodos que definen de una manera más clara la gestión del medio ambiente. Algunas de esas aproximaciones son simplemente ideas o conceptos de cómo alcanzar la sostenibilidad. Otras, sin embargo, son verdaderas herramientas o métodos que representan una manera sistemática de medir el alcance medioambiental, indicando el progreso hacia la sostenibilidad. Todas estas ideas y procedimientos se encuentran, muchas veces, integrados en formas de actuar al amparo de actitudes o filosofía de la actuación humana sobre los medios productivos, o simplemente, sobre la forma de utilizar los recursos naturales.

Esta frontera entre los conceptos y métodos resulta vaga y con frecuentes invasiones entre ambas. A modo de ejemplo, incluimos los siguientes conceptos de sobra conocidos por los analistas de los sistemas productivos:

El Ecoespacio, el Diseño Medioambiental, la Ecología Industrial y la Desmaterialización son ejemplos de conceptos, mientras que Ecología Industrial y Desmaterialización también pueden ser considerados como sub-conceptos de la Eco-Eficiencia. Hay otros que también se consideran en ambas situaciones, tales como son la Exergía y la Huella Ecológica. De todos ellos se tratará más adelante.

En la actualidad, varias son las herramientas que se disponen al servicio de las compañías, dirigentes y gobiernos. Los sistemas de herramientas de análisis ambientales facilitan la valoración de los impactos medioambientales, o bien, el uso de los recursos naturales. Los sistemas pueden ser un producto, un servicio, una economía o un proyecto. Muchos procedimientos todavía se encuentran en desarrollo y no están estandarizados, y resulta difícil enclavarlos como verdaderas herramientas

El Ecoespacio, El Diseño Medioambiental, La Ecología Industrial y La Desmaterialización
La Eco-Eficiencia

Los Sistemas de
Contabilidad Económica y
Ambiental

Las Auditorías
Ambientales

2.2 Las Herramientas de Gestión y el medio ambiente

Actualmente disponemos de un numeroso grupo de herramientas o procedimientos para valorar los impactos producidos sobre el medio ambiente. Tomando las ideas de *Göran Finnveden* y *Asa Moberg*, es conveniente caracterizar estas herramientas de análisis a fin de conocer en dónde pueden ser aplicadas con eficacia. Así, se descubre una falta de métodos orientados hacia las predicciones en sistemas cambiantes y referidos al estudio de los impactos ambientales sobre países, regiones, organizaciones, etc. De esta forma, son necesarias discusiones sobre cual es la manera y que métodos son aplicables a la contabilidad ambiental, tales como podrían ser el Análisis de Flujo de Materia, los Sistemas de Contabilidad Económica y Ambiental y las Auditorías Ambientales, que tendrían que estar orientados hacia los sistemas cambiantes.

La gestión de los recursos posee una larga historia. Existen varias escuelas que cubren un amplio campo de aproximaciones a este problema y que han creado conceptos a veces contradictorios. Por lo tanto, en principio, son necesarios análisis de los conceptos fundamentales de la explotación de los recursos naturales, acerca, sobre todo, de una visión general de los conceptos existentes y cuales de ellos realmente se han desarrollado.

También es necesario, antes de formular políticas generales de gestión de los recursos, el preguntarse si realmente éstas son imprescindibles. *GUA. 2000.*

Factor 4 y Factor 10

2.3 La utilización de las herramientas de gestión de recursos

El concepto de Desmaterialización puede ser usado como un análisis estratégico general para conocer el desdoblamiento de los problemas ambientales dentro del crecimiento económico. Los métodos usados son, tanto los llamados Factor 4 y Factor 10, como el de Eco-Eficiencia.

MIPS

Los "Rucksaks"

Movimiento de
Materia ("Mass Flow")

Además, las medidas de tipo físico se pueden dividir de acuerdo con las leyes de la termodinámica. Así, en primer lugar, en el campo de del análisis del flujo de la materia nos encontramos con el concepto del MIPS y de los "Rucksaks", Movimiento de Materia ("Mass Flow"), Análisis del Ciclo de Vida, Espacio Medioambiental y Huella Ecológica ("Ecological Footprints"). En segundo lugar, los análisis termodinámicos se basan en las medidas de la Entropía y de la Exergía de los procesos

2.4 Una aproximación económica a la gestión de los recursos

A pesar de que existen muchas críticas a una aproximación estrictamente económica en el uso de los recursos, la economía también puede contribuir a comprender y a dirigir parte de los problemas ambientales más urgentes: los precios reflejan el valor total de un bien o un servicio, incluyendo los costes económicos, ecológicos y sociales.



Así, el Análisis Coste-Beneficio puede determinar la ventaja o desventaja de ciertos proyectos suministrando una base objetiva para la toma de decisiones en las políticas de gestión de los recursos.

Un importante número de herramientas o procedimientos de gestión también pueden asistir a los planteamientos económicos empresariales, incrementando la eficiencia y el rendimiento medioambiental.

Mientras que una parte de los procedimientos de gestión ambiental pueden llegar con costes aparejados, también es cierto que pueden suponer el descubrimiento de ahorros y otros beneficios. Por ejemplo, al diseñar un producto de tal forma que maximice su calidad y su rendimiento ambiental, es normal que se implique la valoración del material usado y su gestión en el proceso de producción (Valoración del Ciclo de Vida).

Visión general de las herramientas de gestión ambiental

3. UNA VISIÓN GENERAL DE LAS HERRAMIENTAS DE GESTIÓN AMBIENTAL

3.1 Las herramientas de gestión ambiental y la explotación de los recursos no renovables.

3.1.1 Herramientas Conceptuales para la Gestión Medioambiental

Como se ha indicado en apartados anteriores, todos los sistemas de producción, procesos o servicios poseen un ciclo de vida que puede estructurarse de forma sistemática, con un principio y un final previamente establecido. En general, este ciclo de vida, que está compuesto por varios subsistemas conectados entre sí en forma de flujo progresivo; se inicia con la adquisición de las materias primas, pasando por otros subprocesos intermedios, hasta llegar al final de su vida útil cuando son llevados a vertedero.

En el proceso de este ciclo de vida, se considera el ciclo completo, y es común denominarlo desde la "cuna hasta la tumba"; entre tanto, mientras exista la posibilidad de la reutilización o reciclado, la denominación del proceso puede cambiar y asumir otra disposición, como por ejemplo, de la "cuna a la cuna", o desde la "cuna hasta la puerta", etc. A lo largo del ciclo de vida, ocurren continuas interrelaciones entre el entorno ambiental, los flujos de material y energía, y los productos y emisiones ubicados dentro o fuera de los límites del sistema considerado.

La necesidad de estudiar, desde el punto de vista medioambiental, todas estas interrelaciones exigirán el empleo de métodos fiables que cuantifiquen o valoren estas acciones y sus efectos. Así, a la hora de tratar este tema, es necesario proporcionar las respuestas adecuadas para atender a los objetivos esperados; entonces, habrá que emplear herramientas que permitan medir los diversos tipos de parámetros, tanto aquellos clasificados de cuantificables, como los de difícil cuantificación.

Entre los parámetros cuantificables están incluidos los relacionados con el consumo de materias primas, consumo de agua y energía, emisiones de efluentes líquidos, emisiones de gases a la atmósfera, residuos sólidos, generación de coproductos, etc. Estos parámetros, pueden ser tratados a través de modelos, como por ejemplo, los de la base conceptual del Análisis del Ciclo de Vida. Mientras los de difícil cuantificación, por ejemplo, los riesgos potenciales, cambios geográficos, impactos visuales del entorno o escasez de recursos, son tratados con otras herramientas desarrolladas para tal fin. (Johansson, 1999)

Además, en el marco de la gestión medioambiental hay que tener en cuenta que las intervenciones propuestas pueden afectar al plan estratégico de corto o largo plazo, o hasta las mismas rutinas diarias de trabajo; por lo tanto, es interesante contar con diferentes fuentes de informaciones a la hora de tomar ciertas decisiones, principalmente si éstas cambian procesos, materiales o servicios, o bien, seleccionan materiales alternativos o rastrean actividades, identificando, activando o investigando nuevos aspectos medioambientales de un determinado producto.

En este punto del proceso se debe considerar que cada una de estas herramientas ofrece diferentes formas de afrontar el problema y suministrar diversas informaciones útiles a la hora de una toma de decisión, teniendo en cuenta que cada una de ellas recoge, estructura y valora informaciones según determinados aspectos, resultando, en algunos casos, hasta complementarios entre sí.

Herramientas
Conceptuales

En *tabla 3.1* se muestran algunas de las principales herramientas hoy disponibles para la gestión medioambiental de sistemas de producción o productos. (SETAC, 1999)

Tabla 3.1: Herramientas conceptuales usadas en los sistemas de gestión ambiental (SETAC, 1999)

Herramienta	Traducción
RA – Risk Assessment	Análisis de Riesgos Ambientales
EIA – Environmental Impact Assessment	Estudio de Impacto Ambiental
EAu – Environmental Auditing	Auditoría Ambiental
EPE – Environmental Performance Evaluation	Evaluación del Comportamiento Ambiental
SFA – Substance Flow Analysis	Análisis del Flujo de Sustancias
EMA – Energy and Material Analysis	Análisis de Material y Energía
ISCM – Integrated Substance Chain Management	Gestión Integral de Sustancias
PLA – Product Line Analysis	Análisis de Línea de Producto
LCA – Life Cycle Assessment	Análisis del Ciclo de Vida

Análisis de Riesgos
Ambientales

3.1.2 Tipos de Herramientas Ambientales más aplicadas a los Recursos No Renovables

a) Análisis de Riesgos Ambientales

El Análisis de Riesgos Ambientales cubre una amplia gama de aplicaciones. Por ejemplo, con esta herramienta se pueden evaluar los riesgos ecológicos ocasionados por fuentes puntuales o difusas de emisiones frecuentes o

accidentales. También permite evaluar riesgos para la salud humana en el ámbito laboral, así como para ambientes exteriores con un cierto foco contaminante.

En general, esta herramienta se utiliza con enfoque analítico (cualitativo) y con criterios de probabilidad para estimar los riesgos que pueden resultar en situaciones adversas. Habitualmente, se consideran los niveles de concentración y/o períodos de exposición de una determinada sustancia peligrosa en el ambiente, para luego estimar comparativamente con los criterios establecidos para definir si están ante niveles aceptables de riesgo.

La principal ventaja de Análisis de Riesgo es permitir pronosticar posibles impactos reales. Sin embargo, los datos para realizar estos pronósticos, dictan ciertas limitaciones a esta herramienta con respecto al consumo de tiempo y recursos y, consecuentemente, justificando su empleo para actividades de alto riesgo.

b) Estudio de Impacto Ambiental

El EIA es utilizado para investigar los cambios ambientales de un sitio específico, tal como son los ocasionados para las construcciones (por ejemplo, plantas eléctricas, carreteras, ferrocarriles, plantas industriales). Esta herramienta se utiliza en planteamientos físicos, referidos a la gestión del territorio. Considera los efectos ambientales durante el período de construcción así como los que ocurren durante la operación de la planta. Son comúnmente requeridos para conseguir una licencia de construcción o de operación en una planta.

Estudio de Impacto Ambiental

c) Auditoria Ambiental

Según la definición de la ISO 14010:1996, la auditoria ambiental es "un proceso sistemático, objetivamente documentado, para verificar y evaluar evidencias y determinar específicamente que, aspectos ambientales, eventos, condiciones, sistemas de gestión o informaciones sobre esta materia, se encuentran conformes a criterios previamente definidos, comunicando los resultados de este proceso al cliente".

Auditoria Ambiental

El origen de la Auditoria Ambiental surge de la necesidad de realizar inspecciones físicas en determinados puntos concretos del proceso, a fin de verificar el cumplimiento legal, identificar responsabilidades y riesgos importantes. En este contexto, auditar es propio de la gestión para conseguir la "calidad total". Aquí se incluyen chequeos de los sistemas instalados para verificar si operan como deberían, permitiendo así una constante evaluación de mantenimiento de objetivos del conjunto operante. Sin embargo, el interés de la Auditoria Ambiental se centra en la actividad que está siendo revisada y no sobre datos retrospectivos o prospectivos del proceso.

Evaluación del Comportamiento Ambiental

d) Evaluación del Comportamiento Ambiental

Es una herramienta interna que suministra al sistema de gestión ambiental informaciones fiables, objetivas y verificables; de este modo se ayuda a la organización a determinar los logros en sus objetivos ambientales. Es, por tanto, un sistema de auditoría interna, que se basa en indicadores para medir, evaluar y verificar el comportamiento ambiental de una organización con respecto a determinados criterios preestablecidos en un sistema de gestión (intenciones y objetivos ambientales).

Permite enfocar tendencias de comportamiento medioambiental para una gama de actividades de una organización. Es decir, los recursos consumidos, el proceso utilizado y los productos y servicios resultantes.

Análisis del Flujo de Sustancia o de Materia

e) Análisis del Flujo de Sustancia o de Materia

El Análisis de Flujo de Sustancias es una herramienta que permite hacer un balance del flujo de una determinada sustancia, a lo largo de todo el ciclo de vida de un sistema, incluyendo la producción y el uso de cierto producto a través de la contabilización de todas sus entradas y salidas. El análisis cubre tres ámbitos relacionados entre sí: el económico (antroposfera o tecnosfera), el ambiental (ecosfera o biosfera) y el sustrato (litosfera o geosfera).

Con esta herramienta se puede mejorar la calidad medioambiental de un determinado producto a través de la aplicación de medidas de control o de reducción de una sustancia específica. Sin embargo, presenta el inconveniente de que al hacer referencia a una sola sustancia, no es un método holístico y, por tanto, si ocurrieran cambios en el sistema como resultado del aumento del flujo de otras sustancias, éstas no podrían ser identificadas con el Análisis de Flujo de Sustancia.

Análisis de Materia y Energía

f) Análisis de Materia y Energía

Se considera como el precursor del Análisis del Ciclo de Vida; de hecho, las dos herramientas se confunden, ya que conceptualmente pueden compartir la misma base de datos. Utilizan como referencia, la unidad funcional del sistema y su interpretación. También está basada en el impacto potencial al medio ambiente causado por ciertas emisiones.

La herramienta también utiliza algoritmos para cuantificar todos los materiales y energías que entran y salen de un determinado sistema bajo estudio, admitiendo evaluar cierta etapa o fase del ciclo de vida de un producto.

Gestión Integral de Sustancias

g) Gestión Integral de Sustancias

La Gestión Integral de Sustancias sirve tanto como apoyo a la toma de decisiones, como para comparar diferentes opciones con respecto a ciertas mejoras ambientales o económicas de un sistema. Se formula un plano práctico de acción más amplio que un simple análisis de aspectos medioambientales. Esencialmente, se hace un atajo en el de ciclo de vida completo de un determinado producto,

puesto que con el análisis de sólo 20% de elementos, podría conocerse un 80% de impactos totales en el sistema. Es conocido como el precursor del Análisis del Ciclo de Vida simplificado.

h) Análisis de Línea de Producto

Muy similar al Análisis del Ciclo de Vida, utiliza como base de comparación la unidad funcional del sistema. Presenta un espectro más amplio de análisis, ya que incorpora como foco de investigación, además del análisis medioambiental, otros aspectos de tipo económico y social. Es considerada una herramienta conceptualmente correcta, aunque en la práctica se utiliza poco. (Fullana, 1997)

Análisis de Línea de Producto

i) Análisis de Ciclo de Vida (ACV o LCA)

El ACV es una herramienta de gestión ambiental que identifica tanto a los recursos usados, como a los residuos que se generan y se emiten a los vectores ambientales (aire, agua y suelo) a lo largo de su ciclo de vida ("desde la cuna hasta la tumba") de un bien o servicio específico.

Análisis de Ciclo de Vida (ACV o LCA)

Entre sus puntos fuertes se puede mencionar, primeramente, su carácter globalizador, que evita el traslado del problema; por ejemplo, evita que la solución a un problema ambiental particular ocasione el deterioro de otra parte del ciclo de vida, y en segundo lugar, muestra una relación de todos los recursos usados, así como de los residuos o emisiones generadas por la unidad funcional del sistema, permitiendo así algún tipo de evaluación.

Durante la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (LCIA) se emplean modelos desarrollados para interpretar datos y efectos sobre el ambiente. Sin embargo, a causa de las carencias de detalles temporales y espaciales en la base de datos, los impactos reales no pueden ser evaluados usando el ACV, ya que éste mide únicamente impactos potenciales.

Es evidente que dentro de esa misma línea conceptual existen otras herramientas que tienen un carácter similar al ACV, permitiendo, en algunos casos, la asociación de resultados. Así, a la hora de decidir por la selección de la herramienta más adecuada para valorar los aspectos medioambientales de un producto o proceso planteado, es necesario un análisis detallado que tenga en cuenta todos los puntos débiles y fuertes, tales como la potencialidad necesaria para alcanzar los objetivos pretendidos y, así, escoger la que mejor se adecúe a las necesidades del usuario o promotor del estudio. (SETAC, 1999)

Wrisberg et al. (1997) consideran que, a pesar de que, en algunos casos, no sea posible realizar el Análisis de Ciclo de Vida completo de un producto, asimismo el ACV aún resulta útil como herramienta para la gestión medioambiental de sistemas de producción, pues posibilita identificar el foco del problema, optimiza el uso de los recursos materiales o energéticos y gestiona los residuos producidos. Además, el ACV se presta para comparar dos o más productos alternativos que cumplan una

misma función, y también, para valorar materiales alternativos contribuyendo así al desarrollo de sustancias más respetuosas con el medio ambiente.

Limitaciones, puntos fuertes y rendimiento de los procedimientos más importantes

3.1.3 Limitaciones, puntos fuertes y rendimientos de los procedimientos más importantes

La tabla adjunta presenta, de forma resumida, los objetivos, puntos fuertes y débiles de cada una de las herramientas descritas basándose en la fuente del SETAC (1999). En ella puede verse la potencialidad del ACV para gestionar los aspectos medioambientales, especialmente por su adecuación a aquellos estudios que tengan como base conceptual el ciclo de vida del producto o servicio.

3.2 Herramientas de apoyo y su aplicación a la industria mineral

Han tomado esta denominación los procedimientos que, sin constituir unas verdaderas herramientas de gestión, sí son procedimientos de ayuda a la calificación de situaciones relacionadas con las actuaciones humanas sobre los recursos naturales y su aprovechamiento.

3.2.1 Los procedimientos propios de las actividades relacionadas con la explotación de los recursos minerales

Para comenzar, mencionaremos que existen herramientas de apoyo que se mueven en el ámbito de la exploración y explotación de los minerales. Algunas de ellas resultan muy propias de este sector, pero otras, adaptándose perfectamente en este ámbito, son, sin embargo, de uso más general. Mencionemos algunas:

- Cuentas o Contabilidad Ambiental
- La Mejor Tecnología Disponible o MTD (BTA, en inglés)
- Estudio y Mejora de la “Eficiencia Mineral”
- Elaboración de Protocolos acerca del “Uso Seguro de las Materias Primas Minerales”
- Estudio de las Mejoras en “Producción de Minerales” y de la “Reducción de sus Residuos”
- El Estudio “Coste/Beneficio”
- Elaboración de “Indicadores de Minería Sostenible”
- El “Análisis de Riesgos” aplicado a las decisiones ambientales.
- Los “Análisis de Ciclo de Vida (ACV)” de las Materias Primas Minerales

La Mejor Tecnología Disponible o MTD
Estudio y Mejora de la “Eficiencia Mineral”
“Uso Seguro del las Materias Minerales”
Las Mejoras en Producción de Minerales

Tabla 3.2. Aspectos generales de las herramientas para la gestión ambiental. Fuente: SETAC

Herramientas	Objetivos generales	Puntos fuertes	Puntos débiles
Análisis de Riesgos Ambientales	- Valora los efectos adversos asociados a una situación específica de riesgo y sus interrelaciones con la salud humana y el medio ambiente.	- Evalúa los efectos locales y regionales bajo condiciones específicas.	- Es capaz de consumir mucho tiempo y recursos. - No es capaz de apuntar la ubicación del riesgo a lo largo del ciclo de vida.
Estudio de Impacto Ambiental	- Evalúa los impactos positivos y negativos sobre el medio ambiente de un determinado proyecto.	- Calcula tanto efectos positivos como negativos. - Considera los efectos locales de un proyecto.	- No es capaz de apuntar fácilmente la ubicación de un efecto global/regional u otros efectos a lo largo del ciclo de vida.
Estudio de Impacto Ambiental	- Verifica la conformidad con determinados requisitos normativos vigentes, por medio de chequeo realizado por tercera parte.	- Proporciona un procedimiento para que una tercera parte, independiente, compruebe los resultados.	- Enfoca una conformidad y enfatiza en términos.
Evaluación del Comportamiento Ambiental	- Proporciona una información fiable, objetiva y comprobable acerca del desempeño medioambiental de una determinada organización.	- Proporciona coeficientes de desempeño medioambiental asociándolos a políticas objetivas y metas preestablecidas.	- Promociona coeficientes de desempeño relativos y no absolutos.
Análisis del Flujo de Sustancias	- Contabiliza el suministro y la demanda de una sustancia específica que fluye a través del proceso de producción.	- Toma en consideración un impacto potencial determinado a lo largo del ciclo de vida.	- El enfoque sobre una única sustancia puede apuntar falsos resultados.
Análisis de Material y Energía	- Calcula el balance energético y material asociado con una operación específica.	- Promociona una vía estructurada de identificación y valoración de un impacto potencial de operaciones, etc.	- Enfoca solamente una fase del ciclo de vida.
Gestión Integral de Sustancias	- Calcula y reduce globalmente el impacto medioambiental de una determinada sustancia asociada.	- Permite hacer consideraciones entre económicas y medioambientales en una misma herramienta.	- Emplea una valoración simplificada que puede dar respuestas demasiado simplificadas.
Análisis de Línea de Producto	- Evalúa potencialmente el impacto medioambiental, social y económico de un bien o servicio a lo largo de todo su ciclo de vida.	- Integra aspectos medioambientales, económicos y sociales dentro de una sola herramienta.	- No puede valorar específicamente impactos locales.
Análisis de Ciclo de Vida	- Entiende el perfil medioambiental de un sistema. - Identifica prioridades.	- Considera impactos globales y regionales. - Posibilita estimar los impactos que influyen a la salud de la sociedad.	- No es capaz de apuntar el carácter temporal o espacial de un determinado efecto.

Desglosemos algunos de ellos:

Sistemas de Planificación Ambiental en Minería

Sistemas de Planificación Ambiental en Minería. Comprende las tres situaciones fundamentales del recurso minero respecto al territorio: “Antes de la explotación” (planes de ordenación minero-ambiental), “durante la explotación” (planes directores) y “después de la actividad minera” (planes de la minería abandonada).

Los Documentos de Referencia Ambiental

Los Documentos de Referencia Ambiental como son la elaboración de los Códigos de Gestión Ambiental de las Actividades Mineras, de carácter nacional o propios de las organizaciones, tal como resulta el muy actual y conocido Código de Gestión Ambiental del Minerals Council of Australia.

Los Debates y Talleres sobre Minería Sostenible

Los Debates y Talleres sobre Minería Sostenible, abordados por instituciones o Iniciativas promovidas por el sector minero privado, como el MMSD, en dónde participan las principales empresas mineras y organismos gubernamentales.

La Política Medioambiental y la “Sostenibilidad” en la empresa minera

La Política Medioambiental y la “Sostenibilidad” en la empresa minera.

Tomando una opinión directa de los agentes implicados, tal como una compañía minera con sensibilidad ambiental, para Placer Dome su concepto “de sostenibilidad” se refiere a que “todas las operaciones del ciclo de vida de una operación minera se realicen con respeto al medio ambiente, y que además, respondan a las necesidades sociales y económicas de las generaciones actuales, anticipándose a las sociedades futuras”.

Puede llamar la atención que sean las principales compañías aquellas que en la actualidad elaboren sus propios códigos de conducta, respetuosa con el medio ambiente y con las sociedades con las que conviven, cuando también, no hace mucho tiempo, patrocinaban las acciones más agresivas en la más absoluta impunidad. Bien por estrategia corporativa o por convencimiento propio, lo cierto es que, actualmente, lideran las acciones de preservación ambiental en los territorios en donde trabajan, aunque no siempre cumplan con escrupulosidad toda la letra de sus planes ambientales.



Figura 3.1: Construcción de un “pad” en la mina Pierina, Perú

Esta actitud, naturalmente, es el reflejo de la conciencia ambiental y social de nuestra época, y a la minería le toca, como ya ha ocurrido otras veces, ser la pionera del cambio de mentalidad, probablemente a causa de la espectacularidad y el difícil ocultamiento de sus operaciones industriales. Por ello, el seguimiento de sus programas y códigos (del buen hacer o de la calidad ambiental) puede constituir por sí solos verdaderos tratados de gestión ambiental. Además, a un nivel más elevado, hoy existen asociaciones de ámbito minero que promulgan Códigos de Buenas Prácticas para las actividades mineras que incluyen marcos conceptuales y líneas prácticas de actuación

Tomando de nuevo la visión general de los instrumentos de gestión ambiental, la UNTAC intenta una clasificación de esta manera:

La visión general de los instrumentos de gestión ambiental

De Análisis:

- * Análisis Coste/Beneficio.
- * Auditorías Medioambientales.
- * Valoraciones de Impacto Ambiental.
- * Contabilidades Ambientales.
- * Análisis de Ciclo de Vida.
- * Valoraciones de Riesgo.
- * Calificación Estratégica del Impacto producido.
- * Indicadores Medioambientales.

De Acción:

- * Sistemas de Gestión Ambiental.
- * Políticas Medioambientales.
- * Gestión Ambiental de la Calidad Total.
- * Ecoetiquetado

De Información:

- * Informes Corporativos sobre la situación medioambiental.
- * Memorandums Sectoriales.
- * Informes Gubernamentales sobre la situación medioambiental.

Otros instrumentos ampliamente usados:

- Valoración Estratégica del Impacto Ambiental, (SEA):
"Interpretación de la macroeconomía, la energía, los transportes, la situación fiscal y otras estrategias económicas, siempre dirigida hacia objetivos medioambientales"
- Contabilidad de Costes Completos, (FCA)
"Identifica, cuantifica y sitúa los costes ambientales directos e indirectos"

Valoración Estratégica del Impacto Ambiental, (SEA)

Contabilidad de Costes Completos, (FCA)

Las Auditorias	<ul style="list-style-type: none"> • Las Auditorias <p>“Miden los rendimientos ambientales de las organizaciones y se dirigen hacia la mejora continua de la calidad de las empresas”</p>
La Publicidad o Comunicación	<ul style="list-style-type: none"> • La Publicidad o Comunicación, <p>“Generalmente consiste en la publicación de informes sobre la calidad y rendimientos de los esfuerzos empresariales sobre su mejora medioambiental. Son muy variados en su estructura, pero existe una organización internacional que pretende ser referencia de estandarización”</p>
Las Normas ISO 14000	<ul style="list-style-type: none"> • Las propias Normas ISO 14000, <p>“De estandarización de carácter internacional sobre la calidad ambiental”</p>
La implantación de Sistemas de Tecnologías Limpias, (CP)	<ul style="list-style-type: none"> • La implantación de Sistemas de Tecnologías Limpias, (CP) <p>“En su forma más genérica, consisten en la aplicación continua de procesos, productos y servicios de estrategias ambientales de prevención integrada, con el objetivo de mejorar la eficiencia y reducir los riesgos para personas y el medio ambiente.”</p>
Los Sistemas de Gestión Ambiental, (EMS)	<ul style="list-style-type: none"> • Los Sistemas de Gestión Ambiental, (EMS) <p>“En general, consisten en una aproximación sistemática al cuidado medioambiental en todos los aspectos de una actividad económica. La ISO 14000 define los EMS como una parte de la gestión empresarial, incluyendo su estructura organizativa, la planificación de sus actividades, los procedimientos, los procesos y recursos, siempre, para introducir y mantener la gestión ambiental”.</p>

Primera Herramienta de Gestión: Los indicadores de sostenibilidad en la minería

4. PRIMERA HERRAMIENTA DE GESTIÓN “LOS INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD EN LA MINERÍA”

4.1 Los conceptos

Los indicadores ambientales constituyen, sin duda, una de las herramientas conceptuales del análisis ambiental más fáciles de comprender y utilizar, entre un numeroso conjunto que cada vez se acrecienta más. Tomando definiciones e imágenes de IISDnet (International Institute for Sustainable Development), los indicadores constituyen representaciones de medida. Son, al fin y al cabo, segmentos de información que resumen las características de un sistema, simplificando los fenómenos muy complejos y haciendo posible su medición.

Además, se pueden encontrar constantemente en la vida diaria: así son, por ejemplo, los relojes e indicadores del salpicadero de un automóvil, los índices económicos que se representan en los periódicos, etc.

Con ellos se facilita la transmisión de los conceptos de sostenibilidad a expresiones numéricas. Cuando una serie de indicadores se combinan para formar otros de mayor eficacia significativa, estos nuevos se llaman Índices. Éstos son, por ejemplo, los índices de precios de consumo, el Dow-Jones y otros muchos.

Otra cosa son los Indicadores de Sostenibilidad. Estos índices combinan los aspectos sociales, económicos y ambientales, y por ello, muestran las relaciones que existen entre estos sistemas. Además, requieren un gran esfuerzo de elaboración. Tanto es así que muchas veces su confección constituye un verdadero informe, y en la mayoría de los casos es difícil que trasciendan al público.

La tendencia actual se dirige hacia la búsqueda de índices que resuman a los demás, que sean sencillos de comprender, pero que al mismo tiempo abarquen muchos aspectos. Es decir, una difícil tarea de selección y de síntesis.

Usando indicadores ambientales, es posible evaluar las condiciones fundamentales sin haber aun capturado la complejidad del sistema, puesto que, frecuentemente, recogen indicaciones de todo su conjunto. Unas simples medidas pueden indicar cambios o tendencias de complicadas estructuras ambientales. Cuando esto ocurre, una buena actuación sería la de tratar de comprender a fondo esas tendencias y sus implicaciones.

Indicadores de
Sostenibilidad en la
Minería

4.2 Los modelos

Quizás el modelo más difundido ha sido el PSR: Presión-Estado-Respuesta. En este modelo, la información manejada se distribuye en tres categorías:

- Condición del medio ambiente, es decir, su calidad y el funcionamiento de sus procesos más importantes
- Presiones o información, acerca de las actividades humanas que afectan a ese medio ambiente, no necesariamente de signo negativo.
- Respuestas, o información relacionada con los esfuerzos de la sociedad para solucionar las presiones a que se ve sometido el medio ambiente

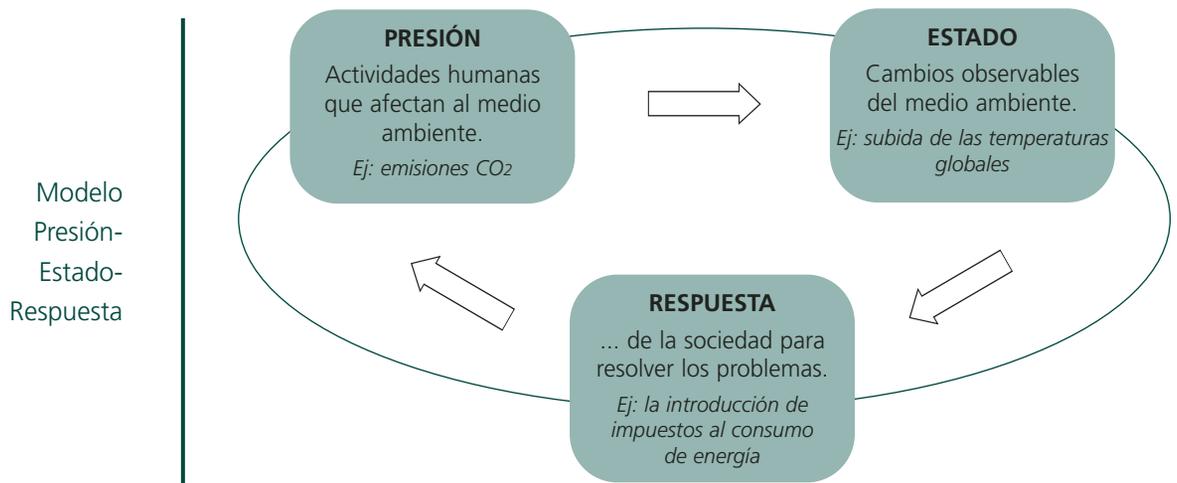
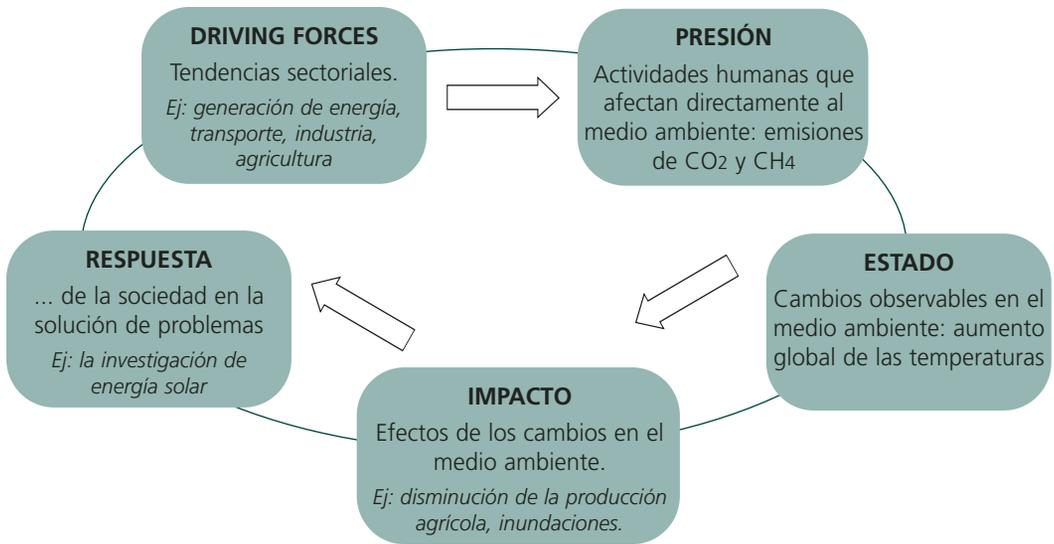


Figura 4.1 Modelo Presión-Estado-Respuesta

El PSR fue desarrollado en Canadá por los años setenta y posteriormente adoptado por los estados de la OECD que pertenecían al Grupo de Medio Ambiente (SOE). Los indicadores de desarrollo de la Comisión Europea también siguen este modelo.

Una modificación del anterior es el *Driving Force-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR)*. En él (J. Jesinghaus. Comisión Europea. 1999):

- *Driving forces* constituyen factores que influyen en las variables más relevantes
- Los indicadores de *Presión*, describen las variables que causan los problemas ambientales
- Los indicadores de *Estado* muestran las condiciones más usuales del medio ambiente
- Los indicadores de *Impacto* describen los efectos finales de los cambios de estado
- Los indicadores de *Respuesta* muestran los esfuerzos de la sociedad para solventar los problemas ambientales



Modelo
"Driving F.-
Presión-
Estado-
Impacto-
Respuesta"

Figura 4.2 Modelo "Driving F.-Presión-Estado-Impacto-Respuesta"

Estos trabajos permanecen bajo la superficie y no son directamente visibles, pero en todo caso, resultan absolutamente imprescindibles

Una imagen extraordinariamente didáctica de lo que significa el esfuerzo realizado para conseguir un buen índice es la presentada en el informe de la Comisión Europea "A European System of Environmental Pressure Indices" con el título de *Información Iceberg*.

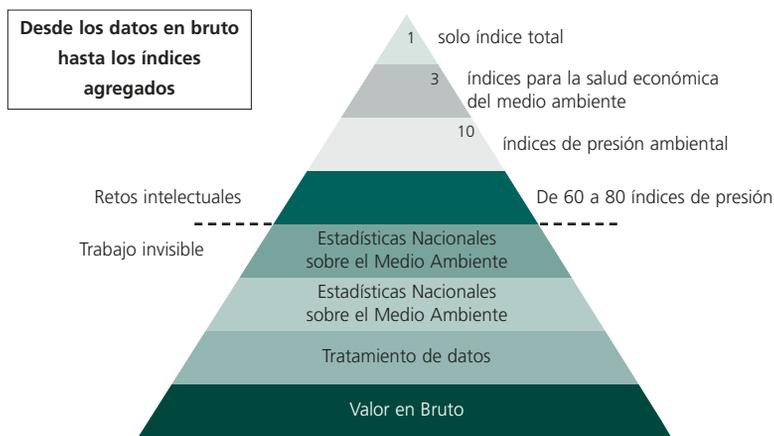


Figura 4.3. La Información Iceberg

Estos trabajos permanecen bajo la superficie y no son directamente visibles, pero en todo caso, resultan absolutamente imprescindibles.

4.3 Condiciones de elección

En realidad, la calidad de los indicadores varía mucho según la procedencia y el sector considerado. Existen innumerables listados de condiciones que debe cumplir un buen indicador. Quizás las más importantes podrían ser las siguientes:

- Deberían ser relevantes de las condiciones específicas a las que califican.
- Científicamente defendibles
- Sensibles a los cambios, tanto en el espacio como en los grupos sociales a que se refieren
- Sensibles a través del tiempo. Posibilidad de comparación en el tiempo, entre organismos diferentes, e incluso, entre países
- Respaldados por datos concluyentes
- Fácilmente comprensibles
- Mensurables con fiabilidad
- Posibles de obtener
- Expresables en cantidad y de manera coherente
- Convenientes para la identificación de objetivos y tendencias y, si cabe, productores de señales de alarma.

Aquí se muestran 60 indicadores seleccionados en razón de las respuestas del Scientific Advisory Groups (SAG). Los expertos consultados han escogido a cinco que consideraban esenciales para cada campo, de una lista de 30. Éstos han sido colocados en orden a la importancia elegida.

Tabla 4.1.

Contaminación atmosférica	Emisiones de óxidos de..	Emisiones de compuestos orgánicos..	Emisiones de dióxido de..	Emisiones de partículas	Consumo de gasolina y gasoil..	Consumo de energía primaria	Emisiones del amoníaco (NH3)	Emisiones de agentes contaminantes	Uso de pesticidas con fines..	Consumo de electricidad
Cambio climático	Emisiones del dióxido de..	Emisiones del metano (CH4)	Emisiones del óxido nitroso..	Emisiones de clorofluoroc (CFCs)	Emisiones de óxidos de..	Emisiones de óxidos de..	Emisiones de partículas	Emisiones de dióxido de..	Emisiones de compuestos orgánicos	Emisiones de hidro-clorofluoro
Pérdida de biodiversidad	Pérdida protegida, daño y fragmentación	Pérdida de humedad a través..	Intensidad de agricultura: área..	Fragmentación de bosques y..	Despacho de áreas boscosas naturales..	Cambio en la práctica tradicional..	Pérdida de recursos genéticos..	Uso de pesticidas en la tierra	Pérdida de diversidad forestal	Pérdida de Riverbank a través..
Medio ambiente marino y zonas costeras	Eutroficación	Explotación excesivo	Desarrollo a lo largo de la orilla	Pérdida prioritaria de hábitat	Descargas de metales pesados	Contaminación de petróleo en la..	Descargas de compuestos orgánicos	Pérdida de humedad	Intensidad turística	Contaminación fecal
Agotamiento de capa de ozono	Emisiones de bromofluoro (halones)	Emisiones de clorofluoro (CFCs)	Emisiones de hidrocifuro (HCFCs)	Emisiones del dióxido de..	Emisiones de óxidos de..	Emisiones de carbonos tratados	Emisiones del bromuro metílico..	Emisiones del metano (CH4)	Emisiones del óxido nitroso	Emisiones del cloroformo metílico..
Agotamiento de recurso	Consumo de agua per cápita	Uso de la energía per..	Aumento en el territorio ocupado..	Nutritivo-bal del suelo (entrada nutritiva..	Producción de electricidad de..	Balanza de madera (nuevo..	Uso del petróleo mineral como..	Abstracción de agua de superficie..	Excedencia de la cuota de captura	Abatración de agua de tierra con finea..
Dispersión de sustancias tóxicas	Consumo de pesticidas por la..	Emisiones de agentes contaminantes	Consumo de sustancias químicas	Índice de emisiones de metal..	Índice de emisiones de metal..	Emisiones del material radiactivo	Emisiones de metales pesados	Producción de compuestos tratados	Consumo de sustancias químicas	Distribución de vehículo por el..
Problemas ambientales urbanos	Consumo de energía	Residuos municipales no reciclados	Residuos peligrosos no tratadas	Parte del transporte privado..	Gente en peligro por..	Utilización del suelo (cambio del área..	Habitantes por zona verde	Consumo de agua per..	Emisiones del dióxido de..	Áreas abandonadas
Residuos	Residuos depositados en vertederos	Residuos incinerados	Residuos peligrosos	Residuos municipales	Residuos por producto durante..	Residuos reciclados material recuperado	Residuos de otros sectores económicos	Consumo de materiales peligrosos	Residuos de la producción energética	Residuos desechados al mar
Contaminación del agua y recursos de agua	(nitrógeno y fósforo -N + P) uso..	Abstracción de agua de tierra	Pesticidas utilizados por hectárea	Agua tratada/ agua recogida	Índice de emisiones de..	Emisiones de la materia orgánica	Aplicaciones industriales de agua	Aguas residuales recogidas uso de..	Uso de agua doméstico y de..	Reciclaje de agua por la industria

Muy interesante y ya consolidado resulta el estudio y formulación de Indicadores de Sostenibilidad del *Grupo de Trabajo para el Desarrollo Sostenible del "Raw Materials Supply Group"*.

Este grupo se encuentra ligado a la Comisión Europea y gran parte de su desarrollo sigue las recomendaciones que a lo largo del año va dictando el Consejo de Europa. En cierto modo complementa la labor creadora de Eurostat, ya presentada, y que relaciona en este campo a la Comisión con los Estados miembros.

Los indicadores de sostenibilidad se agrupan en cinco clases. De: Conocimiento Económico General, Empleo, Innovación e Investigación, Reforma de la Economía, Cohesión Social y Medio Ambiente. Cada grupo está constituido por seis índices, tal como figuran en la siguiente tabla.

Tabla 4.2. Indicadores de Sostenibilidad en minería

<p>Economía General</p> <ul style="list-style-type: none"> • "Renta per capita" y crecimiento real del PIB • Productividad laboral (por empleado y hora trabajada) • Proporción de desempleo • Proporción de inflación • Crecimiento del coste del empleo • Saldo general de la economía nacional
<p>Empleo</p> <ul style="list-style-type: none"> • Proporción de empleo • Proporción de empleo en trabajadores de edad avanzada • Diferencias salariales de género • Imposiciones a las clases de más bajos salarios • Educación en personas adultas • Accidentes laborales
<p>Innovación e Investigación</p> <ul style="list-style-type: none"> • Gasto público en educación • Gasto en I+D • Nivel de uso de Internet • Doctorados en ciencias y tecnología • Capital Riesgo
<p>Reforma económica</p> <ul style="list-style-type: none"> • Nivel de precios y convergencia de precios • Precios en "network industries" (mercados de telecomunicaciones, electricidad y gas) • Estructura de mercado en las "network industries" • Presupuesto público • Ayudas sectoriales • Subidas de capital en los mercados financieros
<p>Cohesión Social</p> <ul style="list-style-type: none"> • Distribución de los ingresos • Proporción de pobreza antes y después de las ayudas sociales • Persistencia de la pobreza • Cohesión regional • Fracasos en la enseñanza • Desempleo a largo plazo
<p>Medio Ambiente</p> <ul style="list-style-type: none"> • Emisiones de "efecto invernadero" • Consumo eléctrico en la economía • Volumen en el transporte (toneladas y pasajeros por km recorrido) sobre el PIB • Estructura modal del transporte • Calidad del aire urbano • Residuos urbanos

Nota: Los nuevos indicadores del año se representan en cursiva

Esta tabla se complementa con otras, también específicas, que señalan de manera esquemática los indicadores cambiados y sus causas y, sobre todo, las definiciones precisas de cada indicador aceptado, las fuentes de la información usada, su disponibilidad en su alcance y sus series estadísticas temporales y los objetivos perseguidos. Se toman algunos ejemplos como ilustración:

Indicador	Definición	Fuentes	Disponibilidad	Objetivos
Inflación	% de cambio anual en el Índice de Precios al Consumo Armonizado	Eurostat; Cuentas Nacionales	Series temporales: 1991-2000	Entorno macroeconómico solvente
Diferencias salariales de género	Índice entre la proporción de ganancias horarias femeninas a las masculinas, de 15 o más horas semanales	Eurostat: "European Community Household Panel (ECHP)"	Series temporales: 1995-1997	Combatir la discriminación de género

4.4 Los indicadores ambientales de la minería

No resultan muy abundantes los trabajos realizados sobre la elaboración de indicadores referidos al medio ambiente que rodea al aprovechamiento de los recursos minerales. El Ministerio de Recursos Naturales de Canadá, en un documento denominado "De las palabras a la acción" considera que los indicadores aplicables a esta industria han de ser relevantes, comparables y utilizables por las empresas, el sector minero y los gobiernos. También se pregunta por el número de ellos a establecer y cual sería la mejor manera de integrarlos. El Gerente de Medio Ambiente de la Compañía Noranda, sostiene que deberían relacionarse los indicadores de la minería con los de otros sectores. Así, defiende que debería estudiar la comparación de una tonelada de desechos de roca con una tonelada de suelo arable, perdida por malas prácticas agrícolas. Sobre el modelo presión-estado actual-respuesta, se proponen como indicadores de presión los productos metálicos que al final de su vida se convierten en residuos y el beneficio derivado del reciclaje. Como indicadores de estado actual se citan, el territorio ocupado por los residuos de mina y la restauración de los mismos. Como indicadores de respuesta: la producción secundaria de metales o productos básicos y el contenido metálico de los materiales que alimentan a las fundiciones primarias.

Mejor dirigidas a la industria minera son las propuestas expresadas en el siguiente documento australiano:

- Aprobación por las comunidades locales:
 - Proporción de acuerdo en las encuestas de opinión
 - Número de organizaciones satisfechas- Nivel de protesta
- Recursos minerales
 - Reservas calificadas anualmente
 - Cantidad de estériles acumulados por anteriores campañas
 - Superficie ocupada por las operaciones mineras

- Exploración
 - Porcentaje de superficie susceptible de ser explorada
 - Aprobaciones de campañas de investigación minera
 - Recursos anualmente descubiertos, en dólares
 - Gastos de exploración en Australia comparados con los efectuados en otros países
- Gestión minera
 - Certificaciones ISO, EMS, EMAS
 - Nivel de incidentes ambientales
 - Investigación tecnológica y su transferencia, como un valor añadido. Nivel de sensibilidad de los empleados hacia las cuestiones medioambientales
 - Grado de entrenamiento de los empleados sobre medio ambiente y relaciones con las comunidades locales
- Infraestructuras
 - Valor actual, y también el posterior al cierre de las infraestructuras instaladas
- Capitales e integridad financiera
 - Tasa de rentabilidad del capital invertido
 - Coste del capital por unidad producida
 - Porcentaje de capital riesgo en nuevos proyectos mineros
- Mano de obra
 - Porcentaje de empleo en el sector
 - Salario medio y totales
 - Siniestralidad por millón de horas trabajadas y niveles de gravedad
 - Días perdidos por absentismo laboral por cada 1.000 empleados
 - Proporción de mano de obra de otras etnias, sobre el total
- Fiscalidad
 - Pagos, como porcentaje del total de la industria o de las ganancias de la empresa.
- Producción
 - Ganancias, exportaciones y % del PIB
 - Vida de la explotación, % de reciclados
 - Toxicidad de los productos
 - Advertencias de uso dirigidas a los clientes
- Eficiencia medioambiental
 - Emisiones a la atmósfera, por unidad o valor de la producción
 - Emisiones al agua, por unidad o valor de la producción
 - Estériles sólidos producidos, por unidad o valor de la producción
 - Superficie restaurada sobre superficie ocupada, como %

- Proporción de especies originales en el área restaurada
- Agua consumida en el total o en la unidad de producción
- Porcentaje de agua reciclada
- Energía consumida en el total o en la unidad de producción. Energía cogenerada
- Incidentes medioambientales
- Aspectos sociales
 - Cambios en el nivel de salud de la comunidad
 - Cambios en las ganancias individuales de la comunidad
 - Número de empleos generados
 - Continuidad de la actividad económica después del cierre de minas
 - Cambios en la educación y servicios de la comunidad
 - Incremento de la población causado por la actividad minera

Otra visión es la producida por un panel de expertos del Specialised Advisory Group (SGA) que recomienda para todos los sectores industriales, una serie de indicadores fundamentales en el Fifth Environmental Action Programme (SEAP), que se relacionan con el cambio climático, la desaparición de la capa de ozono, la pérdida de biodiversidad, la desaparición de recursos naturales, los desechos, la contaminación del aire, la dispersión de sustancias tóxicas, la contaminación y el consumo de las aguas, el medio ambiente marino y zonas costeras y los problemas del urbanismo.

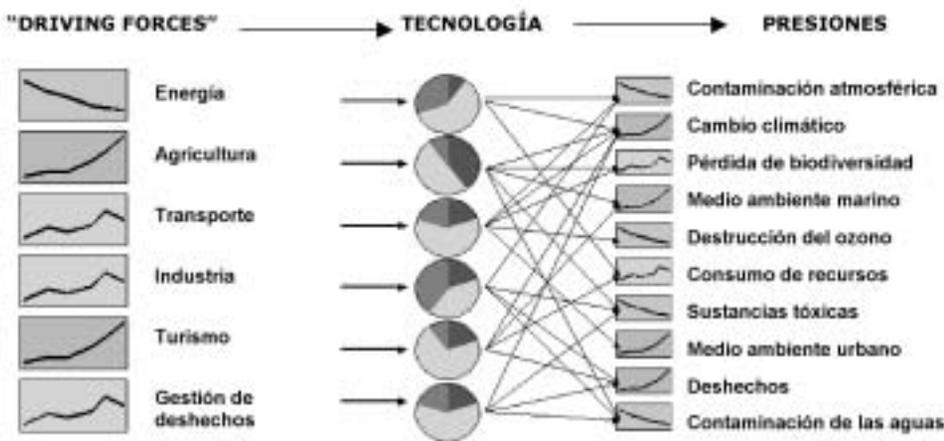


Figura 4.4. Relaciones entre las Tendencias Sectoriales y las Presiones: Indicadores Tecnológicos

De ellos, se han extraído aquellos directamente relacionados con las actividades del aprovechamiento de los recursos minerales. Éstos son los siguientes:

Contaminación atmosférica

SAG CODE	INDICADOR DE PRESIÓN	UNIDAD
AP-3	<i>Emisiones de (SO₂) por la actividad económica</i>	<i>t/año</i>
AP-22	<i>Emisiones de metano por la actividad económica</i>	<i>t/año</i>

Cambio Climático

SAG CODE	INDICADOR DE PRESIÓN	UNIDAD
CC-2	<i>Emisiones CH₄</i>	<i>t/año</i>
CC-1, CC-1	<i>Total CH₂</i>	<i>t/año</i>
CC-7	<i>Emisiones de partículas</i>	<i>t/año</i>
CC-6	<i>Emisiones SO_x</i>	<i>t/año</i>

Pérdida de Biodiversidad

No considerada por el SAG, al referirse a una industria meramente urbana. Este no es el caso de la minería, que ocupa considerables superficies y convive y afecta al medio biótico.

Medio Ambiente marino y zonas costeras

SAG CODE	INDICADOR DE PRESIÓN	UNIDAD
ME-4	<i>Metales pesados</i>	<i>t/año</i>
ME-25	<i>Extracciones de mineral</i>	<i>t/año extraído, m³ de gravas y arenas por año, km de costa</i>

Consumo de Recursos

SAG CODE	INDICADOR DE PRESIÓN	UNIDAD
RD-3	<i>Incremento del territorio permanentemente ocupado por actividades mineras</i>	<i>ha/año</i>
RD-10	<i>Aguas subterráneas consumidas</i>	<i>km³/año</i>
RD-11	<i>Extracción de recursos minerales</i>	<i>t/año</i>
RD-17	<i>Producción de metales</i>	<i>t/año</i>
RD-16, RD-12	<i>Consumo de combustibles fósiles</i>	<i>m³ o t/per capita</i>

Dispersión de Sustancias Tóxicas

SAG CODE	INDICADOR DE PRESIÓN	UNIDAD
TX-4	<i>Índice de emisiones de metales a las aguas</i>	<i>tox. equivalentes/año</i>
TX-16	<i>Emisiones de cadmio</i>	<i>t/año</i>
TX-20	<i>Emisiones de mercurio</i>	<i>t/año</i>

Desechos

SAG CODE	INDICADOR DE PRESIÓN	UNIDAD
WA-6	<i>Residuos reciclados/material recuperado</i>	<i>t/año</i>
WA-5	<i>Residuos generados durante la vida total</i>	<i>t/año</i>
WA-8	<i>Consumo de productos peligrosos</i>	<i>t/año</i>
WA-5	<i>Media del tiempo de uso de un grupo de sustancias seleccionadas</i>	<i>t/año</i>

Contaminación de las Aguas y Consumo

SAG CODE	INDICADOR DE PRESIÓN	UNIDAD
WP-6	<i>Emisiones de material orgánica como BOD</i>	<i>t BOD/año</i>
WP-2	<i>Consumo de agua subterránea</i>	<i>m³/año</i>
WP-5	<i>Total agua tratada/agua recogida</i>	<i>m³/año</i>
WP-8	<i>Uso de agua industrial</i>	<i>m³/año</i>
WP-9	<i>Total agua recogida/agua usada</i>	<i>%</i>
WP-15	<i>Consumo de aguas superficiales</i>	<i>m³/año</i>

4.5 La Sostenibilidad y otras cuestiones

Si se emplea la idea de desarrollo sostenible, es preciso involucrar conceptos de trasmisión del valor de los recursos a generaciones futuras. Ello complica bastante a muchas definiciones. En un coloquio celebrado en Québec (Canadá) en 1998 bajo la coordinación del Ministerio de Recursos Naturales de este país, un participante, a los interrogantes planteados en el "desarrollo sostenible", argumentó que éste obliga a atender los problemas desde una perspectiva integrada, intergeneracional, y en donde participan una gran variedad de intereses.

El Environmental Sustainability Index (ESI) resulta un medidor del progreso hacia la sostenibilidad ambiental desarrollado por 122 países, y está basado en 22 indicadores, cada uno de los cuales combina de dos a seis variables para un total final de 67. Su objeto es el de permitir comparaciones internacionales de progreso ambiental de forma sistemática y cuantitativa. En el año 2001, la clasificación de países, usando este criterio, proporcionaba las mejores posiciones para Finlandia, Noruega y Canadá, mientras que en las posiciones finales figuraban Haití, Arabia Saudita y Burundi.

4.6 La utilización de los indicadores en la industria mineral

La calificación resulta la función más general en la utilización de los indicadores en los procesos extractivos y de tratamiento mineral. De manera absoluta, estos instrumentos pueden calificar un proceso determinado, una explotación o un sector. También se puede considerar la comparación entre alternativas de sistemas, grupos y de sectores en su integridad, de minerales y de metales diferentes, etc.

Si se consideran en el tiempo, los indicadores serán de "tendencia", y sirven para ellos las consideraciones anteriores. Si se fijan umbrales o niveles máximos o mínimos se podría conseguir su consideración como alarmas o avisos de situaciones límites.

De manera mucho más específica, ciertos indicadores pueden ayudar a la formulación de objetivos medioambientales y de “sostenibilidad” y a la calificación relativa de factores en los análisis de Coste Beneficio y análisis del ciclo de vida (acv y acv).

4.7 Otros sistemas relevantes de indicadores de sostenibilidad

La organización *Mining and Energy Research Network* (MERN) ha desarrollado dentro del programa MMSD, sobre minería y sostenibilidad, un modelo de elaboración de indicadores de minería sostenible. La presentación se encuentra en el documento MMSD “Sustainability Indicators and Sustainability Performance Management” con la firma de su director, Prof. Alyson Warhurst de la University of Warwick, United Kingdom.

El documento comienza enfatizando la necesidad de un sistema de indicadores que sea capaz de informar sobre las repercusiones sociales de un proyecto, en este caso de carácter minero, al mismo tiempo que contempla el aspecto de su desarrollo económico (raramente tratado en otros modelos) y la aceptabilidad medioambiental que comporta (este aspecto suele ser más común).

Dentro del estudio, MERN nos muestra un buen número de ejemplos de sistemas creados por otras prestigiosas instituciones: El “World Development Indicators 2000” del World Bank, incluye nada menos que 800 indicadores contenidos en 85 tablas, organizados en seis secciones: vista general, sociedad, economía, medio ambiente, economía, mercados y enlaces globales. Las tablas cubren 148 economías y 15 grupos de países. En 1992, en un paso siguiente a la Conferencia de Río, la UN Environment Programme (UNEP) desarrolló una serie de indicadores diseñados para reconocer el progreso gubernamental hacia los objetivos del desarrollo sostenible. Como ejemplo tan solo se muestran alguno de ellos.

Aspectos Sociales del Desarrollo Sostenible		Aspecto medioambientales del Desarrollo sostenible		Aspectos económicos	Aspectos institucionales
Acceso al uso seguro del agua	Desempleo	Reservas de aguas	Educación agrícola	Renta per capita	Estrategias del Desarrollo Sost.
Esperanza de vida al nacer	Índice de pobreza	Consumo de agua doméstica	Intensidad en el uso forestal	Consumo anual de energía	Científicos e ingenieros en I+D
Mortalidad infantil	Crecimiento de la población (%)	Cambios del uso de la tierra	Cambio de uso de los bosques	Reservas minerales probadas	Acceso a la información
Mortalidad materna	Migración (%)	Vertidos de P y N en la costa	Emisiones de SO ₂	Intensidad en el uso de minerales	Ratificación de acuerdos internacionales

Otra iniciativa establecida en Norteamérica siguiendo la Cumbre de Rio del año 1992 ha sido la "Interagency Working Group" que ha establecido 40 indicadores en las tres dimensiones del desarrollo sostenible.

Muy interesante resulta la presentación de MERN que se refiere a la selección de "*Corporate Sustainability Indicator/Reporting*" y que diferencia entre las iniciativas de empresa, las más relevantes para el sector de la minería, calificándolas sobre este concepto y suministrando la referencia de su localización y algo de su contenido. Debido a la extensión de la tabla, tan solo se transcriben aquellas que presentan una alta calificación.

Respecto a la metodología utilizada, MERN propugna siete etapas:

1. Una valoración inicial de la industria y una visión de los elementos asociados, con sus impactos potenciales en el medio ambiente, la sociedad y la economía.
2. Durante esa valoración, también se identifican los agentes participantes: empleados, consumidores, suministradores, comunidades locales y grupos de presión
3. Visitas preliminares a los grupos más representativos de las operaciones industriales, a fin de efectuar consultas con los empleados y directivos
4. Sobre las visiones potenciales adquiridas, se confeccionan tres listas provisionales de indicadores sobre temas ambientales, sociales y económicos
5. Una segunda ronda de consultas, más formales, provocando la discusión con los agentes de la industria
6. Con las tres listas provisionales de indicadores, se seleccionan en la empresa, en la segunda ronda, los indicadores más significativos y usuales
7. La etapa final es la de validación de las listas de indicadores utilizando a los miembros de las compañías integrantes

COMPAÑÍA/ INICIATIVA	WEB/MAL	RESUMEN	RELEVANCIA PARA EL SECTOR MINERO
The Columbian Business Council for Sustainable Development (CECODES)	cecodes@colomsat.net.co	Incluye 37 grandes compañías y dos asociaciones empresariales. Los indicadores ambientales son estándar	Alta, dentro del contexto sudamericano
American Institute of Chemical Engineers	http://www.aiche.org/docs/cwrt	El Center for Waste Reduction Technologies se encuentra implicado en un proyecto de colaboración para desarrollar sistemas de medida de sostenibilidad	Alta
Canadian National Round Table on the Environment and the Economy	http://www.nrtee-trnee.ca	El Eco-Eficiency Task Force, en colaboración con el WBSD, desarrolla materiales, en energía y en dispersión de materiales, en energía y en dispersión de contaminantes	Alta. Noranda Mining ha dirigido los indicadores de consumo de materiales y de energía
The European Chemical Industry Council	http://www.cefic.be/	Las líneas del informe medioambiental son una extensión del Responsible Care	Alta, pero subsumido por el GRI
Investor Responsibility Research Center	http://www.irrc.org/profile/index	IRRC recoge información en más de 1.500 compañías y calcula tres índices de rendimiento ambiental: un índice de eficiencia de emisiones, un índice de fugas y un índice de acuerdo	Alta
NPI Global Warming Indicator	http://www.npi.co.uk/globalcare/	El indicador creado calcula una medida agregada y normalizada de emisiones de CO2 equivalentes	Alta
WBCSD Eco-efficiency Metrics and Reporting Project		El World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) es una asociación de compañías líderes de todo el mundo	Alta
Center for Economics Priorities Accreditation Agency - Social Accountability Standard	http://www.cepaa.org	El Center for Economics Priorities Accreditation Agency (CEPAA), es el brazo de la neoyorkina Council for Economic Priorities (CEP) y controla compañías enfocadas en Recursos Éticos	Alta
Labor Organisation Human Development Enterprise	http://www.ilo.org	La International Labour Office ha desarrollado un índice que mide la orientación de las empresas hacia el desarrollo humano	Alta

Sin entrar en detalles, el proceso está suficientemente elaborado, incluyendo tres etapas: Metodología y Estrategia (en el año 2000), Implementación (en el año 2001) y Análisis e Informe (en el año 2002).

En concreto, en el aspecto social, se utiliza el método muy detallado en el documento *Social Performance Report 2001* que se encuentra fundamentado en el *Sustainability Indicator Framework* de MERN.

Por último, una aportación muy interesante de este documento es el breve resumen de la información disponible en páginas web de algunas de las principales compañías mineras del mundo, como aproximación a indicadores de sus actividades. Al margen de él, existen institutos independientes norteamericanos que califican a las principales empresas según criterios de sostenibilidad y emiten periódicamente boletines sobre ello.

COMPAÑÍA	INDICADORES AMBIENTALES	INDICADORES SOCIALES	INDICADORES ECONÓMICOS	REFERENCIA
Alcan	Nivel de acuerdo	Inversión en la comunidad (>1% de los ingresos)	Suministradores locales (nº de compañías)	www.alcaninbc.com/performance1999
Alcoa	Emisiones de F2Ca (kg/t de Al)			www.alcoa.com/site/community/ehs/ehs.a
Anglo-American	Emisiones de CO2	Enfermos en la comunidad	Provisión de empleo local	www.angloamerican.co.uk
BHP-Billiton	Liberación gases invernadero	Tiempo perdido por baja laboral	Empleos directos	www.bhpbilliton.com/bb/sustainableDevelopment/home.jsp
Codelco	Consumo de agua	Términos de acuerdos con sindicatos	Uso de empleo local	www.codelcochile.com/ingles/index2.htm
MIM	Liberación gases invernadero	Ratios de siniestralidad		www.mim.com.au
Noranda	Descarga de contaminantes			www.noranda.com
Norsk Hydro	Generación de residuos	Total de siniestros	Ratio ingresos a consumo energético	www.hydro.com
Phelps Dodge	Informe de 27 sustancias producidas	Donaciones		http://www.phelpsdodge.com/
Placer Dome	Erosión del suelo	Valoración del impacto social	Incremento de los ingresos públicos	www.placerdome.com/sustainability/index.ap
Río Tinto	Generación de residuos	Capacitación de empleados locales	Incremento de los ingresos públicos	www.riotinto.com/library/microsites/socE
Teck Cominco	Reducción de liberación gases de invernadero			www.teckcominco.com/enviro/enviro.html
WMC	Regulación de emisiones al aire	Capacitación de empleados	Utilización de empleo local	www.wmc.com.au/sustain/index.htm

También resulta indispensable referirse a la organización *Global Reporting Initiative*, y más en concreto, a su documento "*GRI Guidelines*". Este trabajo constituye el marco de los informes de una organización al referirse a su situación económica, medioambiental y social. Tal como se indica en "*GRI Guidelines*", las consecuencias de su buen uso reportan:

- El conocimiento de los principios y contenidos que deben estar presentes en un informe de sostenibilidad de una empresa

- Promover la comparación entre informes con objetivos comunes
- Poder valorar el grado de sostenibilidad de sus acciones
- Asistir a las necesidades de conocimiento que demanda el accionista

El GRI fue elaborado en el año 1997 a iniciativa de organizaciones no-gubernamentales constituidas en una agrupación denominada CERES (Coalition for Environmentally Responsible Economics) y la United Nations Environment Programme, con el fin de apoyar la calidad, el rigor y la utilidad del informe de sostenibilidad empresarial. El primer borrador de informe del "GRI Sustainability Reporting Guidelines" apareció en 1999.

El "GRI Guidelines" organiza el "informe de sostenibilidad" en términos de rendimiento económico, ambiental y social. Esta estructura fue elegida debido a que refleja convenientemente lo que usualmente es aceptado como razones de la sostenibilidad. Su función consiste en suministrar información económica, ambiental e impacto social en informes que permiten la comparación con otros similares de diferentes organizaciones.

Los indicadores en el GRI se clasifican según las siguientes líneas:

- "Indicadores fundamentales", que son aquellos más relevantes de la organización, y a la vez, los que más interesan a los accionistas
- "Indicadores adicionales", los que permiten medir las acciones en el aspecto económico, ambiental y social, y que tienen menos lectores.

El GRI reconoce el valor de la información, tanto desde el punto de vista cualitativo como cuantitativo, como factores necesarios para proveer una visión general y ajustada del avance económico, medioambiental y social de la organización. No obstante, donde fuese posible, GRI emplea indicadores cuantitativos.

Los datos, en el GRI, pueden presentarse en términos absolutos, referidos a un periodo determinado de tiempo (usualmente un año) y expresados en unidades físicas (t, m³, GJ...). También lo pueden hacer de manera relativa, entre dos factores absolutos. De manera general, los ratios, como indicadores, pueden ser:

- Ratios Productividad / Eficiencia. Relacionan el valor a los impactos (productividad laboral, productividad de los recursos, eficiencia financiera, etc)
- Ratios de Intensidad. Expresan un impacto con relación a una unidad de actividad o una unidad de valor (intensidad de las emisiones contaminantes, residuos por unidad de producción, etc)
- Porcentajes. Expresiones en términos de tanto por ciento (input / output ratio, pérdidas, reciclados, cuotas, etc)

Muy interesante, y ya consolidado, resulta el estudio y formulación de Indicadores de Sostenibilidad del Grupo de Trabajo para el Desarrollo Sostenible del *“Raw Materials Supply Group”*.

Este grupo se encuentra ligado a la Comisión Europea y gran parte de su desarrollo sigue las recomendaciones que a lo largo del año va dictando el Consejo de Europa. En cierto modo complementa la labor creadora de Eurostat, ya presentada, y que relaciona en este campo a la Comisión con los Estados miembros.

Este año 2001 es el segundo de su actuación, y tal como expresa en sus comunicaciones, persigue en sus listas un alto grado de “estabilidad”, entendiendo como tal a una persistencia relativa de los indicadores creados, que solo variarán en función de las condiciones dictadas por el Consejo y por la mejora de la percepción alcanzada en sus estudios. También considera la “flexibilidad” como atributo esencial de sus listas, tratando de mejorar la representatividad introduciendo nuevas prioridades. Con estas condiciones se comprende que en el año 2001 solo haya incorporado nueve indicadores nuevos, mientras que ha eliminado ocho del año anterior. Tal como lo explica, los indicadores relevados lo han sido a causa de la pérdida de su importancia respecto a los nuevos índices introducidos.

Los indicadores de sostenibilidad se agrupan en cinco clases. De: Conocimiento Económico General, Empleo, Innovación e Investigación, Reforma de la Economía, Cohesión Social y Medio Ambiente. Cada grupo está constituido por seis índices, tal como figuran en la siguiente tabla.

Sistemas de valoración ambiental: cuestiones básicas sobre valoración

5. SISTEMAS DE VALORACIÓN AMBIENTAL: CUESTIONES BÁSICAS SOBRE VALORACIÓN

Aquí se establece una paralización momentánea en la exposición de las Herramientas de Gestión, ya que para una buena intervención en los procedimientos que se podría denominar como “mayores”, se hace necesaria una buena y cuidadosa definición de los valores que la sociedad en su conjunto atribuye a los bienes naturales.

Sistemas de Valoración Ambiental

En los últimos tiempos también se han desarrollado herramientas que complementan los aspectos económicos de mercado, con aquellos más sutiles o profundos de satisfacción personal o de bienestar para la sociedad actual o las generaciones venideras.

5.1 El valor económico de los bienes y servicios

El valor económico constituye una de las formas posibles de definir y medir el valor de las cosas.

Las medidas de valor económico se basan en lo que la gente desea. Los economistas asumen, generalmente, que los individuos, no el gobierno, son los mejores jueces de lo que desean. Así, la teoría de la evaluación económica se basa en preferencias y opciones individuales.

El valor económico de los bienes y servicios

El valor económico de un bien particular, se mide por la cantidad máxima de otras cosas que una persona está dispuesta a dar hasta poseer ese bien. Así, el valor económico, para la mayoría, se mide por lo que alguien está dispuesto a pagar en otras mercancías y servicios, a fin de obtener un bien u otro servicio. En una economía de mercado, los dólares son una medida universalmente aceptada de valor económico, porque el número de dólares que una persona está dispuesta a pagar por algo indica cuánto del resto de las mercancías y los servicios está dispuesto a dar hasta conseguir ese bien. Esto se considera como una “disposición a pagar.”

Generalmente, cuando el precio de los bienes aumenta, la gente comprará menos de ese bien. A esto se le suele llamar la ley de la demanda: el público demanda menos de un bien porque es más caro. Relacionando la cantidad demandada con el precio de un bien, podemos estimar la función de la demanda para ese mismo bien.

“WTP”
(cantidad dispuesta a pagar)

A menudo se asume incorrectamente que el precio de mercado de un artículo o bien mide su valor económico. Sin embargo, el precio de mercado solamente nos dice la cantidad mínima que la gente que compra el artículo está dispuesta a pagar por él. Cuando la gente compra un bien, compara la cantidad que ella estaría dispuesta a pagar por ese bien con su precio de mercado. Comprarán solamente el bien si su “WTP” (cantidad dispuesta a pagar) es igual o mayor que su precio. Mucha gente está realmente dispuesta a pagar más que el precio de mercado de un bien, y de esta manera, sus valores exceden el precio de mercado.

Los valores económicos también se encuentran afectados por los cambios en el precio o calidad de los bienes sustitutos o bienes complementarios. Si el precio de un bien sustituto cambia, el valor económico del bien cambiará en la misma dirección.

5.2 Sobre el valor de los recursos de carácter ambiental

Los recursos ambientales también poseen un valor que va más allá del propio uso directo. A tal categoría pertenecen muchos bienes de índole cultural y científica, y también, a los que conciernen la preservación de los bienes naturales, como garantía de existencia para las generaciones venideras. Este principio acompaña a nuestras acciones sobre los recursos naturales que deben ser gestionados, de tal manera, que perduren o, al menos, se haga de ellos el mejor uso posible.

Si nos referimos a los daños ya realizados, aunque los efectos ambientales no tienen precio, sin embargo, poseen un valor. Esta es la diferencia que existe entre un análisis financiero que posee una relación con los bienes y servicios que cotizan en los mercados y el análisis económico que se dedica al valor de los bienes de la sociedad y de su bienestar.

Las decisiones que implican al medio ambiente siempre significan beneficios y costos, algunas veces con un valor monetario y otras no. Corrientemente, las decisiones se toman cuando los beneficios superan a los costes. Cuando los recursos ambientales son afectados por una decisión de este tipo, los valores monetarios son necesarios para ser medidos sobre los no monetarios.

En las decisiones que significan impactos sociales, resulta difícil hacer este análisis. En ellos, no solamente es preciso calcular los valores no monetarios, sino también los costes y beneficios que implican a más de un individuo o a una organización.

Evaluar
los efectos
ambientales

El cuadro siguiente, tomado en parte del trabajo “*Techniques to value environmental resources*” Dep. of Environment and Heritage. Australian Government, resume sucintamente algunos métodos de gran uso sobre la forma de evaluar los efectos ambientales. Cada uno de ellos posee un papel en la toma de decisiones sobre problemas ambientales.

Técnicas de valoración de recursos ambientales	
Análisis Coste/Beneficio	Se centra en el criterio prioritario de la salud y el bienestar. Se extiende y profundiza de manera amplia, según sea el problema
Análisis de Impacto Social	Reúne y presenta información sobre aspectos económicos, sociales y culturales
Análisis de Costes de Oportunidad	Presenta los costes financieros y los beneficios por un lado y los costes no financieros y sus beneficios por otro. Este análisis señala los impactos no monetarios en términos de unidad de cambio por dólar
Análisis de Escenarios	Construye una serie de escenarios al futuro a través de preguntas del tipo ¿qué...si? Este método se usa a menudo en el mundo empresarial y menos en el de la Administración
Análisis Multicriterio	Valora opciones utilizando una variedad de criterios. Así, cada ventaja o desventaja se mide en cada criterio en relación con indicadores de tipo cualitativo y cuantitativo, y se va construyendo una tabla de efectos
Modelo Matemático	Esta técnica utiliza la programación lineal incorporando efectos medioambientales en el análisis financiero a través de la imposición de limitaciones de carácter ecológico en la formulación de los modelos

Si nos situamos en un nivel de la Administración, las decisiones se suelen tomar sobre dos tipos fundamentales de problemas ambientales a gestionar:

- El primero se encuentra relacionado con la localización de los recursos en un marco de uso competitivo. Tales son los problemas del uso o la prohibición de un territorio susceptible de ser declarado parque natural. En este caso, los decisores deben sopesar los beneficios que reporta una preservación de los bienes naturales sobre los beneficios y costes que supone el desarrollo de los recursos.
- El segundo concierne a los daños o las consecuencias benéficas derivadas del uso de los recursos cuando no se paga o no se recibe cantidad alguna por su uso. ¿Como se gestionarían esas consecuencias y que cantidades significarían?

La economía como ciencia denomina a este segundo grupo como “problemas ambientales de las externalidades”. Las externalidades rara vez se cotizan en mercados y pueden adoptar diversas formas, desde unas externalidades de tipo físico, tal como ocurre con la contaminación de un acuífero, a las externalidades de orden no físico o cultural.

Si nos referimos a la valoración de un ecosistema, ésta puede ser una tarea difícil y polémica, y los economistas ya han sido criticados por tener la osadía de intentar poner un precio a la propia naturaleza. No obstante, las agencias y administraciones a cargo de proteger y de gestionar los recursos naturales, frecuentemente deben tomar difíciles decisiones sobre el gasto que implican compensaciones en la asignación de recursos. Estos tipos de decisiones son decisiones económicas, y se basan explícitamente o implícitamente en los valores que pertenecen a la propia sociedad.

Por otra parte, las funciones de un ecosistema son los procesos o las cualidades físicas, químicas, y biológicas que contribuyen al mantenimiento del ecosistema por sí mismo. Se pueden mencionar centenares de ejemplos sobre ello. De esta manera, son ejemplos de las funciones del ecosistema la disposición del hábitat de la fauna en un territorio, el ciclo del carbono, etc. Así, los ecosistemas, tales como los humedales, los bosques, o los estuarios, se pueden caracterizar por los procesos, o las funciones, que ocurren dentro de ellos.

Las decisiones tomadas sobre la gestión de un ecosistema, muchas veces son complicadas por el hecho de que existen varios tipos de fallos en mercado asociados a los recursos naturales y al medio ambiente. Los fallos del mercado acontecen cuando no reflejan completamente los costes o los beneficios sociales de un bien. Por ejemplo, el precio de los metales no refleja los costes de su extracción, los recursos naturales consumidos ni los daños ambientales provocados. El excelente trabajo titulado *"Ecosystem Valuation"* del US Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service, propone tres fallos principales relacionados con un ecosistema:

(i) muchos ecosistemas proporcionan servicios que son, al fin y al cabo, bienes públicos; (ii) muchos servicios del ecosistema se ven afectados por externalidades; y (iii) los derechos de la propiedad relacionados con los ecosistemas y sus servicios, a menudo no están bien definidos. Los servicios del ecosistema constituyen bienes públicos, lo que significa que pueden ser gozados por la gente sin afectar disfrute de otros. El problema de los bienes públicos es que, aunque la gente los valora, nadie posee un incentivo para el mantenimiento del bien o servicio ambiental. Además, si los derechos de la propiedad de los recursos naturales no son bien definidos, éstos pueden ser usados en exceso, ya que no hay incentivo para conservarlos.

5.3 Los valores económicos y financieros en relación con los efectos ambientales

En un análisis económico, cualquier acción que aumente bienestar es un beneficio y cualquier acción que disminuya ese bienestar es un coste. Un beneficio es el valor que la sociedad asigna a los bienes y a los servicios, incluyendo aquellos que provienen del medio ambiente o capital natural. Estos valores pueden ser revelados por lo que un individuo está dispuesto a pagar por ellos, o bien, por aceptar una compensación para cubrir la pérdida de esos bienes o servicios.

Midiendo los beneficios ambientales, los valores se pueden comprobar por lo dispuesto a pagar por un individuo de un existente bien ambiental o lo que está dispuesto a aceptar como compensación por la pérdida de ese bien. La teoría económica dice que el máximo dispuesto a pagar es igual al mínimo dispuesto a aceptar de aceptar.

Un coste es un ingreso dedicado a otras aplicaciones potenciales de recursos ambientales. Un coste de oportunidad es la medida del coste económico de la pér-

didada de opciones, al usar los recursos que proceden de una de ellas en particular. En ellos se incluirían los costes de financiación, puesto que al gastar el dinero de una forma, imposibilita que el mismo dinero sea gastado de otra manera. En el análisis financiero, los valores se refieren justo al beneficio monetario. Los valores económicos son, por lo tanto, inadecuados para capturar todos los efectos ambientales y son representaciones inadecuadas del bienestar de la sociedad.

El concepto económico del valor se ha definido de manera general como cualquier cambio neto en el bienestar de la sociedad. Este concepto no restringe valores ambientales, solamente a los beneficios del uso directo de un recurso. Por ejemplo, los beneficios generados en la existencia de los parques nacionales comprenden, además de los beneficios derivados de la satisfacción de cada visitante, también el uso de la madera preservada y de otras mercancías producidas por el bosque.

Además, los beneficios que los individuos obtienen en la satisfacción de los deseos altruistas también tienen valor económico. En una perspectiva económica, los valores se pueden asociar igualmente al consumo de los bienes y de los servicios comprados en mercados y a los servicios procedentes del disfrute ambiental y que normalmente no se pagan. En este sentido, cualquier cosa de la cual un individuo gana en satisfacción, puede ser estimado su valor, siempre y cuando el individuo esté dispuesto a dar recursos para conseguirlo, siempre escasos.

5.4 Beneficios de “uso” y “no uso”

El valor económico total de ventajas ambientales comprende tanto a los beneficios llamados de “uso” o de utilidad directa, como los de “no uso” o menos tangibles y profundos. Los beneficios de uso son aquellos que aumentan por el uso físico de los recursos ambientales, tales como visitar y disfrutar de un espacio natural conservado o de la pesca deportiva, por ejemplo. Los beneficios obtenidos de actividades productivas tales como la agricultura, silvicultura o industrias pesqueras también se incluyen en esta categoría. Por otra parte, los beneficios de “no uso” se refieren a aquellos que los individuos pueden obtener de los recursos ambientales sin usarlos directamente o ni tan siquiera visitarlos. Se clasifican en cinco tipos:

1. Valor de existencia- se refiere a la satisfacción que se genera por el conocimiento de que los bienes ambientales existen. El concepto puede también incluir las ventajas obtenidas al conocer que los recursos culturales se encuentran protegidos.
2. “Vicarious value”- se trata del bienestar obtenido por el consumo indirecto de un recurso ambiental a través de los libros y otros medios de difusión.
3. Valor de opción- es el bienestar obtenido por la opción de utilizar un recurso ambiental en alguna fecha futura. El valor de la opción se deriva de la com-

Beneficios de “uso”
y “no uso”

Valor de existencia

“Vicarious value”

Valor de opción

binación de la incertidumbre del individuo sobre la demanda futura para el recurso y de la incertidumbre sobre su disponibilidad futura.

Valor de
casi-opción

4. Valor de casi-opción- obtenido de la oportunidad de conseguir una mejor información por demora de una decisión que podría dar lugar a una pérdida ambiental irreversible. Esta clase de valor puede ser obtenido cuando las futuras tecnologías o el conocimiento, realzan el valor de un recurso natural.

“Bequest value”

5. “Bequest value”- se refiere al beneficio que las generaciones actuales obtienen al preservar el medio ambiente para las generaciones futuras.

Considerando las anteriores definiciones del valor económico, ahora, por lo tanto, éste puede ser resumido de la siguiente manera:

Valor Económico = valores “de uso” + valores de “no uso”, o bien,

Valores de “no uso” = valor de existencia + “vicarius value” + valor de opción + valor casi-opción + “bequest value”

Las técnicas relacionadas
con el valor
en los mercados

5.5 Las técnicas de valoración de los recursos ambientales

5.5.1 Relacionadas con el valor en los mercados

Recordando lo anterior, “lo que se está dispuesto a pagar” o “de aceptar” (“WTP”, willing to pay, o, “WTA”, willing to accept) se refieren a conceptos relacionados con el coste. De ahí, el Valor Neto, o bien, el Beneficio Neto, se calcula de esta forma:

Valor Neto = beneficios - costes = (WTP o WTA) - coste de oportunidad

Las técnicas para estimar el WTP o WTA y el coste de oportunidad varían con la situación del mercado. En mercados competitivos, los precios son las medidas directas del beneficio y del coste y, de esta manera, se consideran u observan en primer lugar, y después, se pueden usar como valores. En realidad, los mercados competitivos raramente existen para los bienes y los servicios ambientales. En su ausencia, WTP o WTA y el coste de oportunidad se debe extraer de otras clases de datos.

Técnicas de valoración (I)		
Situación del mercado	Datos empleados	Descripción del procedimiento
Datos del mercado, accesibles	Precio o coste de los recursos ambientales	Valor del mercado, extraído de la comparación entre costes e ingresos
	Precio o coste de los recursos ambientales subrogados	Valor del mercado de bienes subrogados, extraído de la comparación entre costes e ingresos
Datos del mercado, no accesibles	Se responde a las preguntas simulando un mercado	Valor en un mercado simulado, sobre cuestiones hipotéticas

Un cambio en el medio ambiente puede alterar actividades económicas y, por lo tanto, cambiar los beneficios y los costes monetarios de las actividades. El cambio en estos beneficios y en los costes se puede utilizar para valorar el cambio en el medio ambiente. Estos procedimientos, valoran un coste como aumento en gasto monetario o como reducción de los beneficios.

Siguiendo el esquema propuesto por el mencionado informe del Gobierno Australiano en su Ministerio de Medio Ambiente, se adjunta el cuadro y la descripción de procedimientos de la manera siguiente:

Procedimientos usando El Valor del Mercado	
Efecto de cambio	Técnica de valoración
Cambio en la disponibilidad, calidad o cantidad de un bien	Cambio en la productividad
Cambio en la disponibilidad, calidad o cantidad de un bien	Cambio en el ingreso o beneficio
Los individuos, grupos o la sociedad, reemplazan un bien de manera completa, o bien una parte de él, o su calidad	Coste del reemplazamiento
Los individuos, grupos o la sociedad, gastan dinero para defender el medio ambiente	Gasto preventivo
Los individuos, grupos o la sociedad, recolocan una actividad	Coste de la recolocación

Técnica del “Cambio de Productividad”

5.5.2 Técnica del “Cambio de Productividad”

Los precios de mercado se pueden utilizar a menudo para valorar un bien o el beneficio de un proceso productivo cuando las condiciones ambientales afectan estos procesos. En estas circunstancias, los valores conseguidos se pueden derivar de un cambio en el medio ambiente, ya que afectan a la productividad. Un aumento en los ingresos producto de este cambio es una medida de un aumento en los beneficios, y una disminución de los bienes obtenidos son una medida de un aumento en el coste.

Entre las ventajas de su empleo se incluyen: Es un procedimiento directo y confía en la observación de los precios de un mercado y en su nivel de producción observado. Las dificultades incluyen: definir los flujos físicos de la producción en un cierto periodo y asegurar que el cambio en la producción se relaciona con el cambio en el medio ambiente. La técnica es ampliamente utilizada, especialmente en la conservación de la tierra, la gestión de los bosques, la gestión de las aguas, el turismo y los pastos.

Cambio en el Ingreso o Beneficio

5.5.3 Cambio en el Ingreso o Beneficio

El beneficio puede ser derivado de “la no” pérdida de trabajo por la mala salud, de la enfermedad prematura o de la muerte. Cada uno de estos problemas se puede causar por los efectos ambientales, tales como una fuerte contaminación. El beneficio es una ganancia debido a las mejoras en la salud, la enfermedad pospuesta y una reducción en los fallecimientos. Si los cambios en la salud son debidos a los cambios en el efecto, la pérdida en salud es un coste ambiental y el aumento es una ventaja ambiental. Cuando las relaciones entre el efecto ambiental, la salud y la renta se pueden determinar, el efecto se puede valorar como un cambio en la renta.

El método se centra en los cambios en el valor del trabajo producido y en los salarios y en las rentas. Sus aplicaciones principales han sido las de valorar cambios en salud. Sin embargo, el método tiene usos para muchas otras áreas. La técnica se puede ampliar a los cambios en el valor de lo producido como medida de ganancias cuando se ahorran costes o pérdidas a medida que los costes aumentan. Por ejemplo, el coste de corrosión de los edificios debido a la contaminación se puede estimar como el aumento en costes de trabajo para limpiar los edificios.

La debilidad principal de esta técnica es la determinación de la relación verdadera entre la contaminación y la salud (la relación de la dosis-respuesta) y entre la salud y la renta, que debe ser identificada para cada uso.

Técnica del Coste del Reemplazo

5.5.4 Técnica del Coste del Reemplazo

Este procedimiento identifica el gasto necesario para reemplazar un recurso

ambiental un servicio, o bien, un activo. El gasto incurrido en la sustitución resulta medido en realidad por el "WTP" (cantidad dispuesta a pagar) para continuar recibiendo una determinada ventaja o beneficio. Es importante señalar que produce solamente una estimación mínima porque algo más ya se pudo haber gastado.

Como ejemplo, se pueden citar los valores monetarios que se necesitan ser estimados para el cálculo de los beneficios de la preservación ambiental, la preservación de inundaciones sobre los costes de degradación del territorio, podría ser el coste de las vías de comunicación dañadas.

Según la misma referencia, *Yapp* (1989) ha examinado los costes del reemplazo y de la reparación de activos públicos tales como caminos, ríos y depósitos de agua afectados por daños naturales. Por ejemplo, los costes anuales de restaurar los caminos después de enarenar en Jerramungup, Australia occidental, fueron de \$40 000 de 1982. El coste de reparar el daño de la erosión en las construcciones públicas en Nueva Gales del Sur en 1983 fue de \$10,7 millones. El coste anual de restaurar los perjuicios debidos a la salinidad del agua superficial en las ciudades de Nueva Gales del Sur se elevaron a \$2,8 millones de 1987. Todos estos valores se tomaron como el "WTP" por el uso de esos activos.

Los costes de reemplazo frecuentemente se pueden estimar de manera fácil y, de esta forma, esta técnica se ha aplicado extensamente. Además, los costes de reemplazo son una medida útil del beneficio cuando se requieren para encontrar limitaciones sociales en el uso del ambiente.

Las debilidades se refieren a ciertos requisitos que se deban resolver para efectuar el reemplazo. Así, las mercancías y los servicios del reemplazo deben ser idénticos, o por lo menos deben ser unos buenos substitutos. La sustitución debe restaurar los beneficios perdidos debido a los efectos ambientales, y no la pérdida de los beneficios debidos al desgaste normal y los accidentes. El método asume que el beneficio del reemplazo excede el coste. El coste de la sustitución, por lo tanto, proporciona solamente una estimación mínima del beneficio.

5.5.5 Técnica del Gasto Preventivo

Los propietarios de viviendas están dispuestos a pagar por evitar daños en su ambiente y así defender su nivel de disfrute. Los protagonistas solamente efectuarán tales gastos cuando creen que las ventajas del daño que se evita exceden a los pagos necesarios para prevenirlo. El "WTP" de incurrir en estos costos resulta un indicador del beneficio de la protección. La técnica se aplica dondequiera que los propietarios inviertan dinero para prevenir daños a su ambiente. Como ejemplos se podrían incluir el gasto para prevenir las inundaciones, el ruido, el fuego y en calidad del agua.

Técnica del
Gasto Preventivo

Esta técnica es potencialmente muy importante y proporciona medidas teóricamente correctas del bienestar ambiental. Posee dos ventajas principales: el comportamiento defensivo se puede observar fácilmente, o por lo menos, se puede pronosticar con facilidad, porque se refiere a viviendas individuales en situaciones familiares. Además, los gastos preventivos se cotizan en mercados. Por otra parte, la técnica dará solamente una estimación mínima del beneficio si el propietario de la vivienda gastase más que el coste actual para proteger su status quo.

Técnica del Coste de la Recolocación

5.5.6 Técnica del Coste de la Relocalización

El método del coste de la relocalización es similar a la técnica del gasto preventivo en donde las actividades para mantener un nivel del disfrute o de producción se encuentran valoradas. Las actividades se refieren ahora a la relocalización de actividades individuales, o bien, de las firmas o los propietarios de casas enteras, más que un ajuste, a fin de defender una actividad existente en una localización existente.

Este método proporciona una manera directa de incorporar costes de daños en la evaluación de propuestas. Si el desarrollo de un recurso ambiental causase otra posibilidad de relocalización, los costes de la relocalización serían una carga legítima contra el proyecto. Si hay un número de sitios posibles para la relocalización, se toma el coste del más barato como referencia.

Técnicas de valoración relacionadas con el valor en los mercados subrogados

5.6 Las técnicas de valoración de los recursos ambientales: las relacionadas con el valor en los mercados subrogados

5.6.1 Visión general

En el capítulo anterior, las técnicas para determinar el valor de los recursos ambientales utilizaron los costes o los réditos ganados de sus mismos efectos. Ahora, las técnicas consideradas derivan valores a partir de los costes o de los ingresos subrogados, efectos estrechamente relacionados con el recurso ambiental de interés.

Procedimientos de valoración usando el mercado subrogado		
Subrogado	Descripción	Técnica
Coste del Viaje	El Coste del Viaje es una aproximación al precio pagado por el uso del recurso ambiental	Coste del Viaje
Precio del mercado de un bien con una característica medioambiental	El cambio en el precio de un bien es el valor del cambio en sus características	Valor de la Propiedad
Salarios	El cambio en el salario resulta el valor del cambio en el medio ambiente	Salario Diferencial
Valor de un sustituto muy próximo	El valor de un sustituto es el valor del efecto buscado	Bien Próximo

5.6.2 Técnica del Coste del Viaje

Cualquier persona sopesará los costes incurridos en una visita recreativa contra las ventajas de la visita. De esta manera, lo dispuesto a pagar (WTP) por el uso del medio ambiente se puede inferir a través de los gastos del recorrido de los visitantes. Los datos sobre costes reales del recorrido (costes incluyendo los de los alimentos, los costes del hospedaje y cualquier otro gasto) se pueden conseguir en varias fuentes de información y, por lo tanto, las "WTP" se pueden derivar de ellos. Los beneficios que comportan a un individuo dado son los ahorros de coste concernientes a los otros individuos que visitan el mismo ambiente recreativo.

El método se puede utilizar para estimar los beneficios o los costes económicos que resultan de:

- los cambios en los costes de un lugar de recreo
- eliminación de un lugar de recreo ya existente
- inclusión de un nuevo sitio de recreo
- cambios en calidad ambiental en un lugar de esparcimiento

La premisa fundamental del método del Coste del Viaje es que el tiempo y los costos que el público puede gastar en el recorrido de un lugar de recreo, representan el "precio" del acceso al lugar. Así, la gente dispuesta a pagar por visitar el sitio de recreo y de naturaleza, puede ser estimada atendiendo al número de viajes que pueden realizar en diferentes costes de viaje.

Respecto a cuando utilizarlo, habría que contestar a preguntas como éstas: ¿De qué manera el valor de recreo cambia cuando el ambiente cambia? ¿Crecen los beneficios derivados del recreo cuando la calidad ambiental excede al coste de las mejoras?

Para resolver estas preguntas, los valores monetarios necesitan ser estimados a fin de conocer los beneficios recreativos, la calidad medioambiental y los costes de deterioración de esa calidad ambiental.

Las ventajas del uso de esta técnica se refieren al comportamiento de visitantes que se ajustan a los cambios en los costes reales en que incurrir y en los datos reales y actuales sobre los costes de la visita.

El método confía en un número de asunciones que, si se violan, complican su uso. Por ejemplo: el recorrido debe ser emprendido solamente con el fin de visitar el sitio estudiado y los gastos del recorrido deben ser muy semejantes a los gastos de entrada. Si estas asunciones se sostienen, los valores del coste del viaje son comparables a los obtenidos en los mercados reales. Si no se mantienen, la técnica se debe aplicar de manera diferente. Tal es el caso de los datos de costes de viajes con varios propósitos y destinos que deben ser repartidos arbitrariamente a cada destino y ello puede afectar a la exactitud de los resultados.

Una variante metodológica de la técnica del Coste del Viaje es el Método Zonal del coste del recorrido y, además, es el acercamiento más simple y el menos costoso. Consiste en estimar un valor para los servicios recreacionales del sitio, en su totalidad. El Método Zonal del coste del recorrido se aplica recogiendo toda la información posible sobre el número de visitas al lugar de recreo desde diversas distancias. Puesto que los costes del recorrido y del tiempo invertido aumentarán con la distancia, esta información permite que el investigador calcule el número de las visitas “compradas” a diversos “precios.” Esta información se utiliza para construir *la función de la demanda* para el lugar, y estima los beneficios económicos, para los servicios recreativos del lugar.

Siguiendo el método propuesto en el trabajo titulado “Ecosystem Valuation” mencionado previamente, las fases de la elaboración de una valoración por el Método del Coste del Viaje serían las siguientes:

Paso 1: Definir un conjunto de zonas que rodean el sitio. Éstas se pueden definir por círculos concéntricos a partir del lugar analizado, o por otras divisiones geográficas que tengan sentido, tales como áreas metropolitanas o municipios alrededor del sitio y a diversas distancias.

Paso 2: Recoger la información sobre el número de visitantes de cada zona, y el número de las visitas hechas en el año pasado.

Paso 3: Calcular la proporción de visitantes por 1000 habitantes en cada zona. Éstas son, simplemente, las visitas totales por año, de la zona considerada, divididas por la población total de la zona, en millares.

Paso 4: Calcular el recorrido y el tiempo medio de ida-vuelta del recorrido al lugar de recreo desde cada zona. Se asume que los visitantes en la zona 0 tienen un recorrido y tiempo cero. Cada zona tendrá un tiempo y una distancia aumentando con el recorrido. Después, usando el coste medio por kilómetro y por hora del tiempo del recorrido, el investigador puede calcular el gasto del viaje.

Paso 5: Estimar, usando el análisis de la regresión, la ecuación que relaciona visitas per capita con los costes del recorrido y otras variables importantes (edad, ingresos, género, nivel de educación, y otros). De esta manera, el investigador puede estimar la función de la demanda para el visitante medio.

Paso 6: Construir la función de la demanda para los visitantes al área, usando los resultados del análisis de la regresión. El primer punto de la curva de la demanda son los visitantes totales al lugar con los costes de acceso actuales (asumiendo que no existen gastos de taquilla). Los otros puntos se encuentran estimando el número de visitantes con diversos pagos de entrada.

Paso 7: El paso final es estimar el beneficio económico total del lugar de recreo obtenido por los visitantes, calculando el “consumer surplus”, o área debajo de la curva de la demanda.

Otra variante del método se refiere al Coste del Viaje Individual. El procedimiento individual del coste del recorrido es similar al zonal, pero su aplicación se refiere a datos de visitantes individuales en el análisis estadístico, más que a los datos de cada zona. Este método requiere así más investigación de datos y un análisis levemente más complicado, pero al final produce resultados más exactos.

5.6.3 Técnica del Valor de la Propiedad

El precio pagado una propiedad refleja directamente los beneficios de las características de la propiedad. De esta manera, las características ambientales tales como aire limpio, la tranquilidad y la belleza, se negocian en el mercado de la propiedad. La técnica del Valor de la Propiedad suministra el valor para una característica particular en el precio pagado por la propiedad. Los datos se consiguen de los precios pagados y de las características de la propiedad. La parte del precio atribuible a las características buscadas se consigue con el análisis estadístico. Por ejemplo y esencialmente, si dos casas se diferencian en solamente una característica, la diferencia en precio entre las dos es el valor de esa característica. Este método es ampliamente usado y posee otra denominación, cual es la de Método de Precios Hedónicos.

Técnica del Valor
de la Propiedad

Para poder utilizar este método hace falta contestar a las cuestiones siguientes: ¿Las diferencias entre valores de una propiedad se deben a las diferencias en sus condiciones ambientales? ¿Hasta cuanto el valor de una propiedad se debe a una característica medioambiental? ¿Qué remuneración se debe pagar a los propietarios que preservan arbolado? Para resolver la pregunta es preciso estimar los valores monetarios del beneficio de la conservación del suelo y los costes de la degradación de la tierra.

El método de los Precios Hedónicos puede ser utilizado para estimar los beneficios o los costes económicos asociados a:

- La calidad ambiental, incluyendo la contaminación atmosférica, la contaminación del agua, o bien, el ruido
- Satisfacciones ambientales, tales como paisajes, entornos agradables, o proximidad a áreas de recreo

La premisa básica del método de los Precios Hedónicos es que el precio de un bien se encuentra relacionado con sus características, o los servicios que proporciona. Así, resulta frecuente encontrar su uso en la valoración de satisfacciones ambientales que afectan al precio de las propiedades residenciales. El precio general de las viviendas

parece relacionarse con la proximidad de los espacios abiertos, es decir, de mayor calidad ambiental.

El ya mencionado trabajo titulado “*Ecosystem Valuation*” propone una metodología de aplicación de la técnica de los Precios Hedónicos por etapas y de la siguiente manera:

1ª Etapa. Recolección de datos (precios de venta por unidad construida, características y categoría de la propiedad, características del entorno, accesibilidad, cuestiones medio ambientales que le pueden afectar, y otras) de propiedades residenciales en una región y en determinado tiempo (ordinariamente un año)

2ª Etapa. Estimación de la función matemática que relaciona el valor de la propiedad con sus características, incluyendo la distancia a los espacios libres. De esta función el evaluador podría obtener el valor de la consideración del coste de mantenimiento de los espacios abiertos.

Las fuerzas o ventajas del empleo de esta técnica incluyen: la capacidad de usar valores monetarios, los mercados inmobiliarios suelen ser relativamente eficientes suministrando información y pueden proceder de diversas fuentes, el uso de los precios de mercado reales, el empleo de cambios reales en las características ambientales. Sin embargo, también existen dificultades relacionadas con la necesidad de contar con un mercado que contenga las características buscadas en el cual recoger los datos. El uso de esta técnica también se restringe a los casos donde el efecto ambiental que se pretende valorar se puede demostrar que afecta al precio. Además, el método es relativamente complejo y consume mucho tiempo.

5.6.4 Técnica del Salario Diferencial

Los salarios para trabajos similares en diversas regiones geográficas pueden variar con las diferencias en calidades ambientales existentes entre las regiones. Si fuera así, los salarios más altos se pagan con el fin de atraer a trabajadores hacia las áreas con mayor contaminación, menos satisfacciones o mayores riesgos para la salud. Cuantos más bajos sean los salarios, éstos deberían ser pagados en las áreas con menos contaminación, más satisfacciones y más bajos riesgos. Definitivamente, si los salarios para los trabajos similares se pueden relacionar con sus características ambientales, las diferencias en calidad ambiental se pueden atribuir y, por consiguiente, valorar como diferencias en los salarios.

Igualmente, los salarios para diversos trabajos en una misma región pueden variar con las diferencias en el medio ambiente, además de otras características inherentes al propio trabajo. Si es así, salarios más altos se pueden pagar para atraer a trabajadores a esos trabajos con más contaminación, menos satisfacciones o mayores riesgos de salud.

Siguiendo el manual del Gobierno Australiano, será conveniente utilizar este método cuando se puedan contestar preguntas como estas: ¿Los salarios cambian con las características ambientales? ¿Qué características ambientales son las más importantes en los salarios que cambian? ¿Cuánto es el cambio en el salario para un cambio dado en el ambiente?

Se deberían estimar los valores monetarios para los beneficios derivados de las mejoras en calidad ambiental y los riesgos para salud más bajos y, además, los costes de la degradación urbana y las disminuciones en la seguridad.

El valor de esta técnica reside en que se incluyen el uso de las características reales de mercados de trabajo y el comportamiento actual de firmas y de empleadores. Sin embargo, este procedimiento también sufre de un buen número de defectos: Asume que los empleados pueden elegir libremente el empleo sin discriminaciones por el patrón o los sindicatos, sin desempleo involuntario y sin barreras al empleo. No es probable que los empleados perciban todos los riesgos asociados al trabajo en una localización particular y en las alternativas disponibles.

5.6.5 Técnica del Bien Próximo

Un bien, un servicio o un recurso con un precio de mercado puede sustituir a un efecto ambiental de interés, pero no valorado. Entonces, el precio de mercado se podía tomar como una aproximación para valorar ese efecto. Hay tres diversas maneras de aplicar este concepto y cada una toma el valor del sustituto o del bien aproximado, como valor requerido.

Para utilizar esta técnica es preciso responder a la cuestión de: ¿Cuál es el valor aproximado de un efecto ambiental? Para resolver esta pregunta, se necesita estimar los valores monetarios de las ventajas de la búsqueda y la preservación ambiental.

Esta técnica se caracteriza por sus problemas en su uso. Mientras la aproximación elegida proporcione la misma clase de satisfacción y en proporciones semejantes al mismo tipo de personas, su precio se puede utilizar para valorar el efecto ambiental que interesa. Desafortunadamente, no hay garantía de estas semejanzas sin unos exámenes intensivos de usuarios. Si la aproximación es de poca calidad, el valor estimado sería demasiado bajo. Si la aproximación resulta de más de alta calidad, el valor estimado sería demasiado alto. Para utilizar el procedimiento, es importante establecer cuidadosamente el nivel de comparación de la aproximación y del efecto ambiental buscado.

Técnica del
Bien Próximo

Las técnicas relacionadas con el valor en mercados simulados

5.7 Las técnicas de valoración de los recursos ambientales: las relacionadas con el valor en mercados simulados

5.7.1 Visión general

Las técnicas revisadas en los apartados anteriores dependían de datos de los mercados actuales para un efecto ambiental relevante o para un efecto sustitutivo. En ausencia de estos datos, los intercambios del mercado se pueden simular usando cuestionarios que contestarán los protagonistas de su uso. Otros métodos hacen preguntas a fin de obtener valores monetarios de manera directa (las técnicas de Valoración Contingente y de la Compensación o Trade-off) o bien, obtener valores indirectamente (Graduación y Grado-Contingente, y el Evaluador de la Prioridad).

Procedimientos de valoración usando el mercado simulado

Cuestiones	Naturaleza de la simulación	Técnica
Preguntas directas acerca del WTP/WTA	Compra de un bien o servicio	V. Contingente
	Elección entre alternativas; cada una a un nivel diferente del efecto ambiental	Trade-off o Compensación
Preguntas directas sobre preferencias	Categorías de bienes y servicios ambientales	V. Contingente
Preguntas directas sobre cantidades a comprar	Elección de cantidades a comprar en el mercado	Prioridad

Valoración Contingente

5.7.2 Valoración Contingente

Existe una pregunta fundamental que atañe a la valoración de los efectos medioambientales: ¿Cuánto se está dispuesto a pagar por un efecto ambiental particular o cuánto se está dispuesto a aceptar por una reducción en la satisfacción ambiental? Cuando el entrevistado entiende la pregunta y responde verazmente, el beneficio del efecto ambiental se valora directamente. La simplicidad de la técnica ha conducido a su uso extensivo en una gran variedad de formas.

Esta técnica es realmente utilizada para la valoración de los bienes de no-uso. Por ello son pertinentes las siguientes cuestiones: ¿Cuáles son los beneficios de uso y no-uso de un recurso ambiental? ¿Los beneficios de no-uso de una clase de uso exceden a los beneficios de uso para un uso alternativo? ¿Cuál es el beneficio total (el beneficio de uso más los beneficios de no-uso) de un recurso ambiental dado?

Para resolver estas preguntas, se necesita estimar los valores monetarios de los beneficios de la restauración, de la preservación del habitat, de la preservación del suelo y de otras ventajas de no-uso.

Las preguntas se pueden realizar de manera fácil a fin de conseguir los WTP/WTA. Sin embargo, la Valoración Contingente es difícil de utilizar porque las preguntas pue-

den ser malinterpretadas, las respuestas se pueden predisponer a causa de las propias preguntas y los entrevistados pueden comportarse deshonestamente. Por consiguiente, no resulta nada fácil obtener los valores que se aplicarían en un mercado verdadero.

El hecho de que el método contingente de la evaluación esté basado en efectuar preguntas al público y no en la observación de su comportamiento real, es un motivo de enormes controversias. Los problemas conceptuales, empíricos, y prácticos que se asocian a las estimaciones económicas sobre la base de cómo la gente responde a preguntas hipotéticas sobre situaciones del mercado, se cuestionan constantemente en la literatura económica. Los investigadores de la Valoración Contingente están procurando tratar estos problemas, pero aún se encuentran lejos de acabar. Mientras tanto, muchos economistas, tanto como muchos psicólogos y sociólogos, por diversas razones, no creen que la moneda pueda estimar el resultado de la Valoración Contingente.

Se reconocen las siguientes etapas en la elaboración de la Valoración Contingente:

Paso 1: Definir el problema de la valoración. Esto incluiría la determinación de lo que exactamente se está valorando, de qué servicios, y quién es la población relevante.

Paso 2: Tomar las decisiones preliminares sobre el equipo y la forma de la encuesta, es decir, si será enviado por correo, teléfono o en persona, cuan grande será el tamaño de muestra, quien será el supervisor, y otras preguntas más relacionadas. Las entrevistas personales son, generalmente, las más eficaces, en el caso de que existan preguntas complejas, porque es más fácil explicar la información de fondo requerida a los entrevistados en persona. En algunos casos, las ayudas visuales tales como videos o fotografías en color se pueden presentar a los entrevistados para ayudar a comprender las condiciones del escenario que están pidiendo valorar.

Las entrevistas personales son, generalmente, el tipo más costoso de examen. Sin embargo, las encuestas sobre correo, que siguen los procedimientos que apuntan a obtener altas tasas de respuesta, también pueden ser muy costosas. Las encuestas sobre el correo y el teléfono deben ser diseñadas como de muy poca duración. En el caso contrario, las tasas de respuesta caen rápidamente. Las encuestas por teléfono pueden ser menos costosas, pero a menudo resulta difícil hacer preguntas contingentes.

Paso 3: El paso siguiente es el diseño real de la encuesta. Ésta es la parte más importante y más difícil del proceso. Se logra en varios pasos. El proceso del diseño comienza con entrevistas y/o grupos focales iniciales que incluyen a los tipos de gente que esté recibiendo la encuesta final. En estos grupos focales, los inves-

Investigadores efectuarían preguntas de tipo general, incluyendo preguntas acerca de si resultan comprendidas las características relevantes del lugar, si están al corriente de las características del entorno y de su fauna, y cómo valoran el espacio del sitio y de los servicios que el hábitat proporciona. En otra fase posterior a los grupos elegidos, las preguntas serían más específicas y detalladas. En nuestro caso, los investigadores también desearían saber algo sobre el conocimiento que la gente tiene sobre la minería y sus impactos y, si la minería sería polémica sobre el uso del lugar.

Paso 4: El paso siguiente es la puesta en práctica de la encuesta. La primera tarea es seleccionar la muestra de la encuesta. Idealmente, la muestra debe ser aleatoriamente seleccionada entre la población relevante, usando métodos estándares de muestreo estadístico.

Paso 5: El paso final es compilar, analizar y divulgar los resultados. Los datos se deben incorporar y analizar usando las técnicas estadísticas apropiadas para el tipo de pregunta.

Resultados: Del análisis, los investigadores pueden estimar el valor medio para un individuo o una familia en la muestra, y lo extrapolan a la población relevante, con el fin de calcular las ventajas totales del lugar.

El método de la Valoración Contingente se utiliza para estimar los valores económicos para toda clase de ecosistemas y de servicios ambientales. El método posee gran flexibilidad, permitiendo la valoración de una variedad amplia de mercancías sin mercado y de servicios que con cualquier otra técnica. Puede ser utilizado para estimar valores de uso y del no-uso, y es el método más ampliamente utilizado para estimar los valores de esta última categoría. Es también el más polémico de los métodos de valoración sin mercado.

El método de la Valoración Contingente implica el preguntar directamente a la gente, en una encuesta, cuánto estaría dispuesta a pagar por servicios ambientales específicos. En algunos casos, también se solicita al público la cantidad de remuneración que estaría dispuesta a aceptar para suministrar servicios ambientales específicos.

5.7.3 “Trade-off game” o Compensación

En cualquier decisión existen beneficios que se ganarán y los costes que se incurrirán, y la compensación es el acto de sopesar beneficios y costes. En el Trade-off Game o de la Compensación, se ofrecen dos alternativas y se piden los entrevistados elegir entre ellas. Las alternativas se definen en términos de sus resultados, y se diferencian en uno o más resultados, mientras que uno de ellos será monetario.

“Trade-off game” o
Compensación

La técnica se puede utilizar para medir en términos monetarios los beneficios o los costes de un cambio dado en: niveles de la contaminación, paisajes, instalaciones recreativas.

Un ejemplo sería el siguiente:

Alternativas		
Resultados	Situación existente	Nueva Situación
	A	B
Pagos monetarios	0\$	X\$
Nivel de servicio ambiental	Nivel A (bajo)	Nivel B (alto)

En la encuesta se pregunta al entrevistado cual es el valor del pago X\$, para que no haya diferencias entra A y B. La suma X\$ es el WTP para un nivel de satisfacción ambiental.

5.7.4 Gradación Contingente

En una encuesta, en lugar de preguntar a los participantes acerca del “WTP” o “WTA” de un efecto ambiental, a los entrevistados se les pregunta sobre el lugar ocupado, por preferencia, entre varias alternativas. Entre ellas, figurará el efecto ambiental que debe ser evaluado. Las alternativas también estarán compuestas de algunos sustitutos del efecto y algún bien valorado monetariamente (\$D), a fin de poseer un nivel de referencia. Así, los resultados dependerán de si el efecto medioambiental se sitúa debajo del nivel o del bien de referencia. Entonces, su valor será inferior a (\$D). Si el efecto se posiciona sobre dicho nivel, entonces, su valor sería superior a (\$D).

En una versión simplificada de la técnica, los entrevistados son preguntados sobre una escala de alternativas (0 - 100, por ejemplo). En el grado del efecto ambiental (EA), la proporción de la referencia (PR) y (\$D), son los parámetros usados para valorar el efecto problema: Valor efecto=f(EA, PR y \$D).

5.7.5 Técnica de Evaluación Prioritaria

Este procedimiento consiste en simular las alternativas de un mercado. A los entrevistados se les ofrece un conjunto de bienes que pueden adquirirse y que incluyen el efecto ambiental valorable, sus sustitutos y los bienes del mercado. Entonces, cada bien poseerá un precio determinado y un presupuesto hipotético. Después, a los entrevistados se les demanda como efectuar la compra con los bienes que ellos prefieran.

Gradación Contingente

Técnica de Evaluación Prioritaria

A fin de solventar el problema derivado de la existencia de valores de uso y de no-uso, se estimarán los valores monetarios de los beneficios de uso y se compararán con el valor de existencia de los bienes de la naturaleza, biodiversidad, la vida salvaje y otros bienes. La existencia de datos estadísticos sobre estos temas se vuelve indispensable.

5.8 Seleccionando la técnica apropiada

Aunque en principio existe un gran número de procedimientos capaces de valorar los efectos medioambientales, la elección del más apropiado no siempre resulta fácil. En otros casos, el empleo de dos o tres técnicas para un problema ayuda siempre en su calidad valorativa.

Diversos autores se apoyan en cuadros o matrices como ayuda a una buena selección, recurriendo a la experiencia en su aplicación, contando con la categoría de los efectos considerados, con su facilidad de aplicación, con la disponibilidad de datos o recursos económicos que invertir y, como no, con la fiabilidad de la respuesta.

Técnicas apropiadas al específico valor de los efectos ambientales (adaptado de Izmir,1993)					
Situación del mercado	Degradación de los recursos	Contaminación procedimiento	Recreo	Satisfacción natural	Ambiente de trabajo
TÉCNICA					
Valor de mercado					
Cambio en productividad	**	*		*	**
Cambio en beneficios	**				**
Coste de reemplazamiento	*			*	
Gasto preventivo	*	**	**	*	
Costes de recolocación		*	*	*	
Valor en mercado subrogado					
Coste del viaje				**	**
Valor de la propiedad	**	**	*	*	
Salarios diferenciales					*
Bien aproximado				*	*
Valor en mercado simulado					
Valoración contingente	*		*	*	
"Trade-off game"	*		*	*	
Gradación contingente	?	?	?	?	?
Prioridad del evaluador			*	*	

Otra tabla interesante es la suministrada por Hundloe et al. 1986, referida a la valoración de los beneficios.

Valoración de los beneficios	
Efecto de cambio	Técnica de valoración
Mantenimiento del estado natural de los humedales	Valoración Contingente o Gradación Contingente
Incremento en el regadío	Cambio en la Productividad
Incremento en el recreo	Coste del Viaje
Incremento en el beneficio estético	Cambio en el Valor de la Propiedad o Coste del Viaje
Mejora de la accesibilidad	Valor monetario del Ahorro de Tiempo en el viaje y reparaciones

Valoración de los costes	
Efecto de cambio	Técnica de valoración
Adquirir terreno agrícola para otros usos	Precio del Mercado de la tierra
Construcción de presas	Precio del Mercado para los materiales, la mano de obra y el capital
Relocalización de carreteras al quedar inundadas	Costes de Relocalización
Efectos de la construcción a corto término	Gasto Preventivo
Costes anuales operativos y de mantenimiento	Precio del Mercado
Incremento del riesgo de inundaciones	Coste de Reemplazamiento de los bienes posiblemente dañados
Incremento de la salinidad en terrenos agrícolas	Cambio de Productividad

Cuando existan varias técnicas susceptibles de ser empleadas para un determinado efecto ambiental, se debería elegir el método que produjese una mayor validez y precisión, necesitando menos datos y menos experiencia.

De nuevo partimos de Izmir 1993, para afinar en la elección de la técnica más conveniente.

Selección de la técnica apropiada (adaptado de Izmir, 1993)					
Situación del mercado	"Validez" Teórica	"Validez" del mercado	Datos necesarios	Se requiere un equipo	Necesidad de estadísticas
TÉCNICA					
Valor de mercado					
Cambio en productividad	alta	alta	baja	no	no
Cambio en beneficios	baja	alta	baja	no	no
Coste de reemplazamiento	baja	alta	baja	no	no
Gasto preventivo	alta	alta	media	si	no
Costes de recolocación	baja	alta	baja	no	no
Valor en mercado subrogado					
Coste del viaje	medio	alta	medio	si	si
Valor de la propiedad	alta	alta	medio	si	si
Salarios diferenciales	alta	alta	alta	si	si
Bien aproximado	baja	baja	baja	no	no
Valor en mercado simulado					
Valoración contingente	alta	baja	alta	si	no
"Trade-off game"	alta	baja	alta	si	no
Gradación contingente	alta	baja	alta	si	no
Prioridad del evaluador	alta	alta	alta	si	si

5.9 Un ejemplo general: "Valoración integral de la conservación de la biodiversidad de la Comunidad Foral de Navarra"

5.9.1 Procedencia del caso

El estudio que a continuación se expone resulta enormemente ejemplificador, tanto respecto a los objetivos que persigue, la valoración de bienes y servicios en el marco de uso y no-uso, como a la variedad de técnicas utilizadas. Este trabajo es, en cierto modo, la continuación de otro pionero en estos temas, "Modelo para la valoración económica de los ecosistemas forestales de la Comunidad Autónoma de Madrid. Aspecto productivo, recreativo y ecológico", realizado en el año 1995 por la Fundación Universidad-Empresa y la ETSI de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid.

En este ejemplo, el resumen se encuentra firmado por *I. Elorrieta, E. Castellano y A. García. Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda del Gobierno de Navarra* y, además, por *Tecnologías y Servicios Agrarios, S. A. (TRAG-SATEC)*. Un resumen del profundo estudio estuvo a disposición del público en la

página web de la Consejería del Medio ambiente del Gobierno de Navarra y accesible en su integridad a todo interesado en el mismo.

5.9.2 Objetivos del estudio

El proyecto se proponía “realizar la valoración de los bienes naturales, sobre todo, de la biodiversidad en la Comunidad Navarra a la fecha del estudio, poniendo de manifiesto el valor global de la biodiversidad de la Comunidad” con independencia de que los bienes que ésta produce, tengan precio de mercado o no. Para ello, se utilizaron técnicas de valoración ambiental (método del Coste del Viaje y Valoración Contingente), y por lo tanto, los resultados obtenidos deben entenderse como un valor social. Los bienes privados se han valorado a partir de la cantidad producida y el precio de mercado del producto del monte.

Se ha estimado el valor de mercado de los ecosistemas y también se ha estimado el valor que la sociedad les otorga en cuanto generador de bienes privados: la caza y la pesca como bienes de esta índole y no como actividades recreativas. La madera, los pastos y el viento se han considerado únicamente como canon de ocupación.

Hay que advertir que debido al año de su realización, los valores monetarios se encuentran expresados en pesetas (1 €=166 Pta).

5.9.3 Metodología empleada

Metodológicamente, cada uno de los bienes se ha valorado capitalizando las rentas obtenidas por los métodos empleados en cada bien y capitalizando el flujo infinito de éstas, ya que se buscaba el valor de la conservación de la biodiversidad (una persistencia garantizada). La tasa de descuento empleada fue la del STPR (Social Time Preference Rate), una tasa social que recoge las preferencias temporales de la comunidad que valora. En el caso de la Comunidad Navarra se ha tomado el 2% anual de acuerdo con el tramo más bajo de las últimas aplicaciones en el entorno de la UE.

Como el área de estudio comprendía toda la Comunidad Navarra, se implantó el modelo sobre una plataforma SIG con topología en tiempo real (DinaVal), que permitía el manejo de todas las coberturas de valor, tipo raster, y las vectoriales que contenían los recintos que se iban a valorar. La cartografía básica del modelo se componía de una serie de coberturas correspondientes a cada uno de los elementos valorados, así como a los tres aspectos que los agrupan y al Valor Económico Total (VET). El programa de valoración permitía valorar un recinto seleccionado o todos los de una cobertura y que el usuario ajustase algunos parámetros de la misma: tasa de descuento, coeficiente de actualización de los valores contenidos en las coberturas y la divisa en la que se muestran los resultados.

5.9.4 Valoración de la producción física

Ya se ha mencionado que, en lugar de calcular el valor de mercado de los ecosistemas, se ha estimado el valor que la sociedad les otorga en cuanto generadores de bienes privados. Es decir, sobre aquellos bienes sobre los que la sociedad acepta el derecho a la propiedad privada.

Así, se han valorado la caza y la pesca, considerados como bienes privados y no como actividades recreativas. La madera, los pastos y el viento han sido estimados únicamente como canon de ocupación.

- *La madera*

“El Mapa Forestal de Navarra divide la superficie forestal de la CFN, después de rasterizarse a 1 hectárea y su posterior vectorización, en 24.760 teselas, de las cuales 10.693 tienen vegetación arbórea. La renta de madera de cada tesela del Mapa Forestal de Navarra se ha calculado mediante un módulo base y un módulo de calidad. La expresión que permite determinar la renta base de la especie *i* en la tesela *j* es:

$$BM_{ij} = IAVC_{ij} \times IP_j \times ICI \times PC_i \times PVPI$$

Donde:

AVC_{ij} es el Incremento Anual de Volumen con Corteza (IAVC) de la especie *i* en la tesela *j*. El cálculo del IAVC de cada tesela se ha obtenido repartiendo el IAVC total de cada especie que proporciona el Segundo Inventario Forestal Nacional en función de la Productividad Potencial Forestal de la estación que ocupa, de las especies presentes según el Mapa Forestal de Navarra, y de la Fracción de Cobertura de cada una de ellas en la tesela.

IP_j es un índice en función de la pendiente media de la tesela *j*, que toma valor 0 en las teselas con pendiente mayor del 25% y 1 en el resto, de modo que se eliminan de los cálculos aquellas teselas no explotables por su pendiente.

ICI es un índice de comercialización de la especie *i*, que toma valores 0 para las especies de las claves 10 y 90, y 1 para el resto de especies. De esta manera, se eliminan aquellas cuya comercialización no es económicamente rentable.

PC_i es un índice que se corresponde con el porcentaje de producción anual de la especie *i* que el Plan Forestal estima se puede extraer en la CFN.

PVPI es el precio medio del m³ en pie de la especie *i* en Navarra, después de des-

contar el precio que la movilización del C provoca. La fijación de CO₂ que provoca el IAVC, se valora, más adelante, en el bien «carbono» y por tanto su movilización por corta de madera debe descontarse.

- *Los pastos*

La renta de pastos para cada tesela del Mapa Forestal de Navarra se calcula de la siguiente manera:

$$RPI = (BTi - BMi - BNPi) \times PVP$$

Donde:

BTi es la biomasa total de la tesela i. Para su cálculo se parte del Mapa de Productividad Potencial, que se ha cruzado con el Mapa Forestal de Navarra, obteniendo de esta manera una Productividad Potencial Forestal (PPF) para cada tesela, en dm³ de madera por hectárea y año. El cálculo de la biomasa total viene dado por:

$$BTi = PPF \times D \times Cte$$

Siendo: D la densidad de la especie de máximo crecimiento (se ha tomado como tal Pinus Nigra en toda la Comunidad, cuya densidad es 0,425), y Cte. una constante de valor 2,5 según el método clásico de Prieto Hernández de Tejada y Gandullo. BMi es la biomasa de madera de la tesela i. Se obtiene mediante la expresión:

$$BMi = IAVCi \times Di \times Cte$$

Donde:

IAVCi es el Incremento Anual de Volumen con Corteza en la tesela i, Di la densidad media de la madera en esa tesela (calculada a partir de las densidades de cada especie) y Cte. una constante que toma el valor 2,025, también según el método clásico de Prieto Hernández de Tejada y Gandullo.

BNPi es la biomasa no aceptable para el ganado de la tesela i. Incluye la biomasa de ramas, ramillas y otras partes no consumibles por el ganado. Se ha calculado como un porcentaje fijo de la biomasa total, en función del fisiotipo de cada tesela: 55% en las teselas de bosque, 65% en las de matorral y 10% en las de prados, pastos, etc.

PVP es el precio del pasto. Se ha tomado 1 pta por Kg de materia verde, corres-

pondiente al precio del arrendamiento del pasto de una vaca durante un mes, igual a 1.500 Pta/vaca y mes (se toman meses de 30 días y 50 kg de materia verde por cabeza y día)".

- *La caza*

"Como hipótesis de partida, se ha considerado que la renta de caza se obtiene únicamente en la superficie acotada de la CFN. Esta superficie se encuentra repartida en 299 cotos, de los cuales se han conseguido las capturas anuales por especie, tanto de caza menor como de caza mayor. Estas capturas se han transformado en Unidades Equivalentes, mediante un factor para cada especie que transforma las capturas en unidades homogéneas de valor.

Para calcular la renta, se ha partido de la información de 23 cotos para los que se tenía información del valor de subasta de algún año. Dichos valores se han actualizado a pesetas del 1998, y este valor se ha considerado como la renta de la caza en esos cotos.

La renta de los cotos de los que no se dispone de su precio de subasta se ha estimado a partir de un modelo de regresión definido sobre la muestra de los 23 cotos con renta conocida, donde se ha explicado la renta de cada uno de ellos en función de características conocidas para toda la población de cotos: Unidades Equivalentes de Caza/Superficie y Superficie del coto. Para ello se han dividido los cotos de la muestra en 5 clases de superficie y 5 clases de densidad de capturas realizadas en los mismos, (expresada en Unidades Equivalentes de Caza/Superficie). La expresión que relaciona la renta anual de la caza (RAC) con sus variables explicativas es:

$$RAC=47500,7295 \cdot SUP^{1,22} \cdot UES^{2,05}$$

Donde SUP es la clase de superficie a la que pertenece el coto y UES la clase de densidad de capturas. Con este modelo se puede, por tanto, calcular la renta de todos los cotos de la CFN".

- *La pesca*

"La información básica de la que se ha partido para valorar la pesca es el resultado de una red de 57 puntos en los que se ha hecho un muestreo de la población de truchas en los años 1996, 1997 y 1998, a partir del cual se ha obtenido la densidad en individuos por ha de cada tramo.

La valoración ha considerado la densidad media de los 3 años como dato base de la densidad de población del tramo. Este dato de densidad de población se ha transformado en población por metro lineal de río, conociendo el ancho de estos en los puntos de muestreo. La densidad así obtenida, se ha aplicado de forma constante al conjunto de la cuenca aguas arriba del punto de muestreo, hasta el nacimiento de los ríos o hasta el siguiente punto de muestreo. Con ello se ha obtenido un número de truchas por tramo.

Se ha considerado que en cada tramo se puede extraer anualmente un 10% de los efectivos totales de trucha, descontando por un lado los alevines y juveniles (cuya pesca está prohibida) y, por otro, la población de individuos reproductores que tiene que permanecer para asegurar la continuidad de la especie. Finalmente, a cada uno de individuos que pueden pescarse se les ha asignado un precio de 233 Pta, con lo que se ha calculado la renta final de cada tramo, sin más que valorar la población que puede extraerse a precio de mercado. La renta así calculada se considera sostenible y sin costes de mantenimiento apreciables”.

- *El viento*

“Se han detectado 21 campos de generadores aéreos con potencial para el aprovechamiento eólico, en varios puntos de la CFN y se ha estimado la energía que se podría generar en cada uno de ellos (potencia instalada por 2.500 horas de promedio de viento en la CFN).

Por otra parte, se conoce la renta que pueden producir a los propietarios del terreno, que es de 0,11 Pta/kwh. Para estimar la renta sólo se ha tenido en cuenta el canon de ocupación de las instalaciones, ya que se ha imputado el resto de renta de la explotación del parque, así como los impuestos que se generan (IVA y Sociedades), como renta de la inversión industrial necesaria para obtener la energía eólica”

5.9.5 Valoración del recreo

- *Valor del esparcimiento*

El uso de las áreas recreativas (recreo de uso intensivo) se ha valorado por el método del Coste del Viaje. Para ello se ha contado con el catálogo de las 63 áreas recreativas tipificadas como tales en la Comunidad Foral, éste incluye una estima del número de visitantes anuales a cada una de ellas. Por tanto, para calcular la renta de recreo, es necesario una doble estimación: por un lado, el coste del viaje individual en función de la distancia entre la residencia del visitante y el área, y por otro lado, la distribución de los visitantes a cada área en función de esa distancia.

Para ello se ha realizado una encuesta a 754 usuarios de 25 de estas áreas recreativas durante el mes de agosto de 1998. Con los resultados de dicha encuesta se han calculado tanto las distancias entre el lugar de procedencia de los visitantes a las áreas (en línea recta), como los costes de viaje imputables a los mismos. El coste de viaje viene dado por:

$$CV = CVd + CVt$$

Donde:

CVd es el coste del viaje efectuado. Cuando el viaje se realiza en vehículo privado, CVd se calcula como:

$CVd = (2 \times D \times 32) / N$, donde el factor 2 expresa la existencia de un viaje de ida y vuelta, 32 es el coste en Pta por kilómetro del recorrido efectuado y N es el número de personas que viajan en el vehículo. D es la distancia recorrida para llegar al área.

CVt es el coste del tiempo empleado en el viaje. Viene dado por la expresión:

$$CVt = 2 * ((D \times 1,3342) + 15) \times H \times Nt / N$$

Donde 2 es el factor que contempla la ida y vuelta; D es la distancia compensada en función del tiempo de estancia en el área y de la existencia de una base más cercana al área que el lugar de residencia; 1,3342 es el tiempo medio empleado en recorrer un kilómetro por los encuestados (se refiere a la distancia en línea recta, no al recorrido real por carretera, y, por tanto, es la pendiente de la recta tiempo empleado/distancia en línea recta); 15 es el tiempo en minutos de puesta en marcha al iniciar un viaje; H es el valor de 1 minuto de viaje, y toma el valor 14,91 cuando el viaje se hace en coche particular, 8,028 si se realiza en tren o autobús y 63,077 si es en avión (valores que publica el Ministerio de Fomento); por último Nt /N es la proporción de ocupantes del vehículo cuyo tiempo tiene valor económico (personas entre 18 y 65 años) respecto al número total de ocupantes.

Una vez calculado el coste de viaje para cada uno de los encuestados, se determinan mediante una ecuación lineal las distancias desde las que el costo de viaje es de 1000, 2000, 3000, 4000 y 5000 Pta. Estas distancias resultaron ser 13,70, 34,30, 54,90, 75,49 y 96,09 km. Estos valores se toman como centros de 5 anillos concéntricos alrededor de cada área recreativa, y se determina la población que reside en cada uno de esos anillos; además, mediante los datos de la encuesta, las frecuencias de visitas procedentes de cada uno de ellos. Para ello se realizaron previamente 2 operaciones:

- Se separaron las áreas recreativas en dos submuestras: las que estaban en un Espacio Natural Protegido (ENP) y las que no lo estaban. Se ha apreciado en el resultado de las encuestas que las áreas pertenecientes a ENP reciben una mayor cantidad de visitantes de los anillos exteriores, mientras que las no pertenecientes atraen sobre todo a visitantes locales.
- Las frecuencias obtenidas se reajustaron mediante una función logarítmica, de forma que la relación entre el coste de viaje y la frecuencia de visitas queda expresada por una relación logarítmica.

Una vez obtenidas estas frecuencias, se aplicaron al conjunto de las 63 áreas catalogadas mediante la expresión:

$$V_{ij} = F_i \times P_{ij}$$

Donde V_{ij} es el número de visitantes del área i provenientes del anillo j ; F_i es la frecuencia de visitantes del anillo j (diferente en las áreas pertenecientes a los ENP y las no pertenecientes); y P_{ij} es la población del anillo j con centro en el área i . En el caso del anillo exterior, P_{ij} , la población total objetivo se limita a 7.000.000 de habitantes cifra que supone un redondeo al alza de la suma de los habitantes de la CFN, más los de las provincias limítrofes, más los visitantes nacionales o extranjeros que visitan cualquiera de las anteriores y están, por tanto, en posición de acceder a un área. Por último, aplicando los precios medios de cada anillo al número de visitantes así obtenido se obtiene la renta final correspondiente a cada área recreativa.

- *Valor del paisaje*

En la encuesta de la valoración contingente, se ha detectado una mayor Disposición a Pagar (DAP) por el mantenimiento de la biodiversidad entre las personas que salen habitualmente al campo (más de 10 veces al año) y las que no lo hacen. Lo anterior, supone que las personas que salen frecuentemente están internalizando en su DAP la satisfacción que les produce el uso de los ecosistemas.

Para calcular el valor del paisaje no ha hecho falta más que calcular la DAP por habitante para la población de Navarra con la estructura de recreo que realmente utiliza (13.311 Pta/habitante mayor de 14 años y año), y una en la que todos los navarros se comportaran como los que no salen frecuentemente al campo (11.254 Pta/habitante mayor de 14 años y año). La diferencia (2.057 Pta/habitante mayor de 14 años y año) corresponde a la DAP por el uso del paisaje de la CFN.

5.9.6 Valoración ambiental

- *El carbono*

Se ha calculado el valor de la vegetación como elemento fijador del carbono atmosférico. Esta renta se ha calculado también tomando como base las teselas del Mapa Forestal de Navarra. Para cada especie i en la tesela j :

$$RC_{ij} = IAVC_{ij} \times D_i \times PVP_i$$

Donde:

$IAVC_{ij}$ es el Incremento Anual de Volumen con Corteza (IAVC) de la especie i en la tesela j .

D_i es la densidad de la especie i , PVP_i es el precio del carbono fijado por la especie i . Este precio es de 8,5 \$/t, tomado de Van Kooten et al (1995) "Effect of carbon taxes and subsidies on optimal forest rotation age and supply of carbon services". *American Journal of Agricultural Statistics* 77: 365-374. El valor tomado 8,5 \$ debe entenderse como el coste de la reforestación artificial de una masa que fije de forma indefinida (una masa permanente) una tonelada de CO₂.

A partir de este dato, que sería el Valor Actual Neto de fijar una tonelada, se ha calculado la renta anual por cada m³ de incremento de volumen de madera, que genera cada una de las especies de la CFN, en función de sus características específicas en relación con este elemento: turno y densidad.

5.9.7 Valores de no-uso

La estimación del valor de no-uso que los navarros otorgan a la conservación de la biodiversidad de su territorio no se puede apoyar en ningún comportamiento de los mismos por la propia naturaleza del valor, que no es otra que la satisfacción que se obtiene por el hecho de poder dejar un legado a las generaciones futuras que permita su desarrollo (en general, se habla de un valor de opción si se contempla el uso futuro no sólo de las generaciones futuras, sino de la actual), e incluso la satisfacción que procura en muchas personas el hecho de que existan el resto de las especies con independencia de que tengan utilidad directa para ellas. Este valor de existencia y de opción lo denominamos valor ambiental, porque también recoge el convencimiento de que no se conocen, verdaderamente, todas las utilidades que nos provee la Naturaleza.

Para estimar el valor ambiental se ha realizado una Valoración Contingente a los ciudadanos de la CFN preguntándoles directamente por su DAP (o WTP) por diferentes cuestiones. Se han realizado 1.122 encuestas válidas a una muestra seleccionada proporcionalmente a la estructura de núcleos de población de la CFN. En la misma se ha interrogado por tres cuestiones diferentes, todas con formato binario (se ofrece una cantidad y se espera como respuesta si se acepta o no), si bien la referente a la DAP (WTP) por incrementar la superficie forestal se ha hecho con doble obstáculo (sólo se ofrece oportunidad de manifestar su DAP a las personas que antes manifiestan que la tienen). Las tres cuestiones han sido:

1. La DAP por mantener la biodiversidad, que ha resultado influida por la clase de edad (más DAP cuanto más jóvenes), el uso recreativo (más DAP los que salen frecuentemente al campo, véase el apartado anterior) y el tamaño del municipio (más DAP en los municipios mayores de 4.000 habitantes). La media muestral ha sido de 14.632 Pta/habitante mayor de 14 años y año (todas las DAP se expresan en estas unidades) y la poblacional de 13.311.

2. La DAP por incrementar la superficie forestal, a las personas que contestaron sí a la pregunta de si deseaban tener más superficie forestal, que ha resultado tener

las mismas variables explicativas que la primera y ha dado una DAP muestral de 574 y una poblacional de 542. Dado el elevado número de respuestas positivas, se estima que han estado influenciadas por el hecho de que todas las ofertas (la mayor era de 100 Pta/año) se han visto como despreciables. En esas condiciones no se puede garantizar que el valor obtenido represente la DAP de la población, pero si que la DAP marginal es, al menos, como la media (existe DAP por disponer de más superficie natural).

3. En la última cuestión, se interrogaba por la DAP por mantener la actual red de carreteras en el estado actual. La respuesta sólo está influida por la edad (más DAP entre los más jóvenes) y arroja un valor muestral de 9.875 y una poblacional de 9.510. Este resultado muestra que existe una mayor preferencia en la sociedad por mantener su biodiversidad en proporción 11.254 (sin tener en cuenta el paisaje) a 9.510.

La renta ambiental de la CFN se obtiene sin más que multiplicar la DAP poblacional de 13.311, por los 433.192 habitantes mayores de 14 años de la CFN.

5.9.8 Resultados

Acumulando todos los valores obtenidos de los bienes y servicios que comportan los espacios naturales de Navarra, se obtiene el valor absoluto total, aquí señalado en dos dimensiones, una como flujo económico anual y otra capitalizando los flujos internos de los resultados de la valoración a un interés social del 2%.

Bien valorado	Renta anual MPta	Valor final (STPR=2%) M
Madera	1.650	82.509
Pastos	1.115	55.761
Caza	1.084	54.217
Pesca	626	31.332
Viento	152	7.603
Recreo	976	48.802
Paisaje	891	44.556
Carbono	1.711	85.583
No-uso	4.875	243.760
VET	13.082	654.127

- El valor global de la biodiversidad de la CFN se basa fundamentalmente en los bienes que no tienen precio. De los 662 Miles de Millones de Pta, 423 (64%) es el valor que aportan los bienes sin precio.

- El valor del recreo y paisaje es muy alto, en especial si se tiene en cuenta que la densidad de población en la CFN es baja.
- La DAP (o WTP) individual media es muy alta, debido al interés de la sociedad navarra por su biodiversidad.

5.10 El valor del bosque

Existen abundantes trabajos sobre la determinación del valor de los espacios naturales singulares, especialmente de las masas forestales. Entre ellos, resulta una constante el estudio de los bosques tropicales y de manglares costeros.

Quizás los trabajos más abundantes se centran en la Amazonía, y sobre esta región se han utilizado diversas técnicas de valoración. El valor directo o valor de mercado de los bienes de uso resulta fácil de determinar, incluyendo el valor de las plantas medicinales actuales y las susceptibles de existir o de usar en un futuro próximo. Naturalmente, otros usos menos directos que los del valor de mercado, necesariamente, necesitan técnicas tales como el Valor del Viaje, utilizada en lugares de concurrencia turística y recreativa, como es la enorme extensión de El Pantanal en Brasil. Por otra parte, la determinación de los valores de existencia y otros, del nivel de no-uso, requieren el empleo de la técnica de la Valoración Contingente, mediante el estudio e interpretación de encuestas especializadas.

Como resumen de los valores presentados por diversos autores que figuran en la bibliografía, se adjunta un listado clasificado de las determinaciones conseguidas sobre diversos conceptos de valor.

5.10.1 Valoración del bosque tropical

Media de valores obtenidos de diversas fuentes:

1 Ha de selva		
	Valor Directo: 549\$	
	Madera	370\$
	Alimentos	131\$
	Materias Primas	74\$
	Esparcimiento	37\$

	Además: 626\$	
	Erosión	238\$
	Regulación climática	153\$
	Regulación de las aguas	19\$
	Regulación de inundaciones	4\$
	Valor de existencias	194\$
	Valor de opción (valor futuro de las plantas)	18\$
Total		1.175\$/Ha/año

5.10.2 Valoración del bosque mediterráneo

H. Merlo y A. Rojas, en el año 2000, publican en *Land Use Policy* un trabajo sobre el valor del bosque Mediterráneo, cuya tabla de valores considerados en el trabajo se adjunta a continuación.

a. PARTIDAS POSITIVAS		
Valor "por uso"		
	Valor "por Uso" Directo	<ul style="list-style-type: none"> • Productos: madera, leña, corcho, caza, miel, setas, recreo, plantas medicinales.... • Contribución a la salud del bosque • Empleo local en agroturismo, procesado de alimentos... • Contribución a los ingresos nacionales, comercio, impuestos, empleo externo...
	Valor "por Uso" Indirecto	<ul style="list-style-type: none"> • Protección: gestión del agua, preservación del suelo, avalanchas, inundaciones... • Calidad del paisaje • Regulación del microclima • Calidad del agua • Conservación del ecosistema

Valor "de no uso"		
	Valor de Opción	<ul style="list-style-type: none"> • Uso recreativo futuro • Aporte de energía y materias primas (potenciales) • Valor de la biodiversidad y de plantas medicinales (potenciales)
	Valor de legación	<ul style="list-style-type: none"> • Paisaje, esparcimiento, energía, biodiversidad, almacenamiento de carbono, todos ellos "afectando a futuras generaciones"
	Valor de existencia	<ul style="list-style-type: none"> • Biodiversidad, condiciones medioambientales, almacenamiento de carbono...
b. PARTIDAS NEGATIVAS		<ul style="list-style-type: none"> • Erosión, inundaciones, avalanchas, debidas a la inexistencia de gestión del bosque" • Paisaje, "por su pérdida y el exceso de uso" • Polen y factores alérgicos • Riesgo de incendios • Pérdida de biodiversidad, de paisaje, "por nuevas plantaciones" • Pérdida de valor recreativo debido a "plantaciones excesivas"

Aplicaciones de las técnicas de valoración a la visión administrativa

6. APLICACIONES DE LAS TÉCNICAS DE VALORACIÓN A LA VISIÓN ADMINISTRATIVA, A LA COMPRENSIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y A LA VALORACIÓN DE LOS DESASTRES NATURALES

6.1 Conceptos contenidos en el Libro Verde del Tesoro de Inglaterra

6.1.1 Los bienes públicos

Un mercado puede tener dificultades de proveer y el asignar de ciertos tipos de productos y de servicios, tales como los bienes públicos. Así, se entiende por bienes de índole pública a aquellos que no poseen rival o no son omitibles cuando se utilizan.

- El "No-rival" quiere decir que el consumo del bien por una persona no proviene de algún otro que lo usa o que lo consume. El aire limpio es un ejemplo de un bien "No-rival"
- El 'Non-excludable' significa que un bien público está disponible para un consumidor. La defensa nacional es un ejemplo de un bien "non-excludable" o no-excluíble.

Los bienes públicos

6.1.2 Las "externalidades"

Las externalidades existen cuando una actividad particular produce beneficios o costes para otras actividades que no se cotizan de manera directa en el mercado. Las externalidades se asocian, por ejemplo, al estudio e investigación de los vertidos, y los impactos ambientales, tales como la contaminación.

Las "externalidades"

6.1.3 Valoración de los impactos "Sin mercado" o "Non-market Impacts"

La Disposición a Pagar y la Disposición a Aceptar

El método más usual de valoración es simular el mercado estimando la Disposición a Pagar (DAP o WTP) o la Disposición a Aceptar (DAA o WTA) las producciones o los resultados de un proyecto. La DAP es un poco más que un servicio, es una reflexión sobre el valor puesto por los consumidores como consecuencia de un incremento de ese servicio. La cantidad que los consumidores están dispuestos

Valoración de los impactos "Sin mercado" o "Non-market Impacts"

a pagar, DAP, depende en gran parte de los niveles de la renta disponibles para ellos; de esta manera, las valoraciones generalmente se obtienen haciendo un promedio sobre los grupos de renta.

La cuantificación del potencial social, de la salud o de las consecuencias para el medio ambiente, requiere normalmente un acercamiento alternativo a la valoración. Las técnicas para establecer las valoraciones monetarias para este tipo de impacto, "non-market", (sin mercado), implican generalmente la inferencia de un precio, a través de una preferencia revelada o el acercamiento a una preferencia.

Las técnicas de la Preferencia Revelada implican el deducir un precio revelado indirectamente, al examinar el comportamiento de los consumidores en un mercado relacionado. La valoración por Precios Hedónicos constituiría un ejemplo de ello. Por ejemplo, la relación entre los precios de una vivienda y los niveles de la satisfacción, tales como la paz y tranquilidad, ya hemos visto que se pueden analizar para asignar un valor monetario a los beneficios ambientales. Otros ejemplos son los modelos del Coste del Viaje para los valores recreativos.

En ausencia de una valoración monetaria fiable y exacta de un impacto, se debe tomar una decisión de si "realizar un estudio", y si es así, de cuántos recursos dedicar a este ejercicio. Las consideraciones que deberían orientar la investigación de la comisión serían las siguientes:

- "Trazabilidad" de la valoración emprendida: si la investigación puede proporcionar una valoración suficientemente robusta.
- Rango de aplicación de los resultados del estudio dedicados a futuras aplicaciones.
- Cuanto material significa la precisión de la valoración, siendo aplicable un análisis de sensibilidad.

Valoración del tiempo

6.1.4 Valoración del tiempo

En Inglaterra, dentro de su Gobierno Central, el Departamento del Transporte (DfT) para valorar el tiempo, utiliza diversos valores, según fuese el tiempo de sus empleados, o bien, su propio tiempo (tiempo de "trabajo" o de "sin trabajar").

El valor del ahorro del tiempo de los empleados ("de trabajo") es el coste de oportunidad del tiempo de los trabajadores. Éste será igual al margen de coste o salarios de sus empleados: el salario bruto más los costes no salariales, tales como el seguro nacional, las pensiones y otros costes que varían con las horas trabajadas.

6.1.5 Valoración los beneficios de la salud

Los impactos sobre la salud raramente constituyen una pregunta sencilla cuando se trata de vidas perdidas o salvadas. En las áreas de la política que afectan principalmente a la salud, se usa frecuentemente un acercamiento alternativo, tomando en consideración los cambios en la esperanza de vida (incluyendo los años previstos de vida en las situaciones en donde se pierden o se salvan las vidas), y los cambios en su calidad. Este esquema se conoce como “años de vida ajustados a la calidad” (QALY).

Valoración los
beneficios de la salud

Cinco etapas para valorar los impactos sobre la salud humana

1. Estimar la concentración media anual de los agentes contaminantes y de la población residente en cada cuadrado de una malla ideal de 1x1 km.
2. Asignar como nivel de base, los acontecimientos relativos a la salud y contaminación afectados en cada cuadrado de la malla. Por ejemplo, admisiones de hospital para el tratamiento de enfermedades respiratorias y las muertes diarias.
3. Combinar los datos de (1) y (2) y aplicar una función de dosis-respuesta que relaciona las concentraciones del agente contaminador a los efectos relevantes. Las funciones de dosis-respuesta se expresan como el aumento del porcentaje en el índice básico del resultado de la salud, por la concentración de una unidad del agente contaminador.
4. Sumar los resultados obtenidos en (3) para estimar la reducción total en el número de casos de cada efecto de salud (que tenga una función aceptada de dosis-respuesta) asociado a la reunión o al acercamiento a los objetivos.
5. Aplicar los valores monetarios para que cada efecto de salud transforme las estimaciones cuantitativas en estimaciones monetarias.

6.1.6 Valoración de las políticas de emisiones de gases invernadero

El impacto de una nueva política, proyecto o programa en el control de emisiones se debe expresar en términos de ahorros del carbono, o en términos de emisiones adicionales, medidas en millones de toneladas de equivalentes al del dióxido de carbono (Mt CO₂). En caso de que la cuantificación del efecto del cambio climático sea impracticable, se debe incluir una valoración de si la política fuera capaz de aumentar o disminuir emisiones, combinada con una valoración cualitativa de la significación de este cambio.

6.1.7 Valoración de la calidad del aire

La determinación del impacto de políticas particulares en calidad del aire, es una ciencia bastante compleja. Existen herramientas apropiadas para pronosticar emisiones de diversas fuentes y estimar el impacto en los niveles de concentración ambiental de diversos agentes contaminadores en distintos lugares. Los Gobiernos y las agencias pueden necesitar considerar los impactos sobre la calidad del aire en el diseño de sus estrategias.

Los impactos sobre la calidad del aire se expresan, generalmente, en términos de cambio de volumen total en las emisiones de un agente contaminador particular de una fuente particular; el impacto probable de este cambio en niveles de la calidad ambiental del aire en el área afectada; o bien, el número total de las viviendas que probablemente se verán afectadas por estos cambios.

6.1.8 Valoración del paisaje

Se han utilizado las técnicas de Valoración Contingente, produciendo un modelo ambiental de las características del paisaje (DUENDE). Esto constituye una primera tentativa de uso de una herramienta de transferencia para valorar las características de una política agro-ambiental. El modelo proporciona estimaciones del WTP (DAP) para estas características en un área básica, y estima la disminución de su utilidad marginal.

6.1.9 Valoración del agua

No es fácil determinar los valores económicos para los costes de los daños de agentes contaminadores del agua. La complejidad de la manera por la cual los agentes contaminadores que se incorporan al ambiente del agua, afectan a la calidad química del agua y a su estado ecológico, significa que es difícil idear una función simple del tipo dosis-respuesta. Por lo tanto, los estudios de la valoración del agua, generalmente, no producen costes por daños marginales, estimados para los agentes contaminantes específicos; se engranan más hacia producir valores de cambios observables en la calidad ambiental.

Numerosos estudios han procurado estimar el valor económico de los cambios en la calidad del agua, pero resulta difícil establecer los valores que pueden ser transferidos.

6.1.10 Valoración del ruido

La determinación del impacto del ruido puede ser compleja, pero no lo es menos debido a la naturaleza subjetiva de muchos de sus efectos. A pesar de ello, se han desarrollado un número de intentos de cuantificar el impacto de cambios en ruido según la escala y la naturaleza de sus fuentes. Por ejemplo, el impacto de

la nueva infraestructura de transporte o de nuevas industrias, se puede cuantificar según el número de personas o viviendas afectadas por un aumento o una disminución de los niveles de ruidos, medidos de los decibelios. Este acercamiento también se puede utilizar para determinar el impacto de cambios en las medidas del control de tráfico.

Esta área se desarrolla muy rápidamente, y los estudios actuales están avanzando, a fin de obtener los valores monetarios del ruido. Estudios recientes a través de Europa, han producido una gran variedad de valores, muchos de los cuales se sitúan en la gama de 20 – 30€ por vivienda, por decibelio y por año. El valor medio de esos trabajos es 23,5€ por casa por decibelio y por el año (precios 2001).

6.1.11 Valoración recreativa de los bosques

Las masas forestales han sido objeto de abundantes estudios de valoración en cuanto sus propiedades recreativas y de índole natural, tal como anteriormente se ha mostrado. No obstante, el Green Book de la Administración Inglesa también aporta algunas precisiones. Así, explica que en 1992, la Comisión de la silvicultura estableció un valor para los visitantes con fines recreativos a los bosques ingleses de £1 por visita.

Un trabajo más reciente sobre el valor recreativo de bosques en Irlanda del Norte, sugirió que el DAP (WTP) variase entre £0.60 y £1.74 por visita, dependiendo de la localización del bosque, de sus cualidades y las características socioeconómicas de los visitantes. Si se necesitase algo más de precisión, los valores recreativos deberían valorarse de una manera más sensible a los atributos de cada masa forestal individual y de las peculiaridades de los visitantes usuales.

6.1.12 Valoración de la insatisfacción natural

Existen actividades dentro de la vida social que pertenecen a la categoría de productoras de impactos indeseables sobre un espacio que, en principio, debería suministrar una satisfacción de uso. En esta categoría se incluirían el transporte y la construcción de escombreras de residuos de cantera. Sobre este asunto se han realizado estudios de valoración de la insatisfacción producida por los impactos de ruido, polvo, alteración del tráfico y daño visual de la actividad normal de una cantera en producción.

ESTUDIO SOBRE EL DAP DEL CIERRE DE UNA CANTERA

El estudio valoraba la opinión de la gente sobre los efectos adversos en el medio ambiente, producidos en la actividad de una cantera de áridos, tanto en su localidad de origen como en espacios protegidos de importancia nacional

Para ello, se escogieron al azar 10.000 personas en las áreas que rodeaban una muestra de 21 canteras. Los elegidos respondieron sobre cuanto estarían dispuestos a pagar (DAP o WTP) bajo la forma de impuestos crecientes sobre cinco años, a fin de que la cantera local se cerrase, si se asumía que el lugar iba a ser restaurado en armonía con el paisaje circundante, y que los trabajadores encontrarían empleo.

Además, se eligieron 1.000 personas entrevistadas elegidas al azar, a partir de 21 prefijos postales y alejados de los lugares de producción de áridos. Los habitantes fueron preguntados acerca de cuanto estarían dispuestos a pagar para clausurar una mina en un parque nacional. En este caso, los resultados obtenidos demostraron el valor atribuido a los daños ambientales producidos por una explotación minera a la gente no afectada de manera directa.

Los efectos ambientales que fueron preguntados en las encuestas, son los siguientes: efectos nocivos sobre la naturaleza, tales como la pérdida de la biodiversidad; el ruido del transporte y de las voladuras de la mina; tráfico y niveles de polvo; e incidencia visual. A partir de los resultados de las encuestas, se calcularon las estimaciones, a nivel nacional, sobre la cantidad media que la gente está dispuesta a pagar por los beneficios ambientales obtenidos de la clausura de una mina. Éstos han sido los siguientes. Estimación del DAP o WTP:

Canteras de:	
<i>Roca dura</i>	0,34 £/t
<i>Arenas y gravas</i>	1,96 £/t
<i>Canteras en parques nacionales</i>	10,52 £/t

Como media general de todas las canteras, el promedio del DAP en todos los lugares alcanza 1,80 £/t

El valor económico de la Biodiversidad

6.2 El valor económico de la Biodiversidad

6.2.1 Acerca de la biodiversidad

Existe un extraordinario trabajo sobre la valoración de la biodiversidad que se debe a dos autores, *David Pearce and Dominic Moran*, y que toma el título de *Valor Económico de la Biodiversidad*. Continuamente nos referiremos a este estudio, ya que los párrafos siguientes se encuentran basados en él.

La diversidad de un ecosistema relaciona la variedad de hábitats, a las comunidades bióticas, a los procesos en la biosfera y a la diversidad en la biosfera. Esta diversidad se puede describir según un importante número de niveles y escalas:

La diversidad funcional, la diversidad de comunidades en el tamaño y en su distribución espacial y la diversidad de territorios.

No existe una relación simple entre la diversidad de un ecosistema y los procesos ecológicos, tales como la productividad, la hidrología y la generación de suelos.

Las diferencias genéticas se pueden medir en términos de rasgos del fenotipo, frecuencia de los alelos o secuencias del DNA. La diversidad de las especies es función de la distribución y abundancia de ellas. En una primera visión, la riqueza de especies también significa diversidad.

Muchos ambientalistas enfatizan en la conservación de la diversidad a nivel de comunidades, pero existen muchos factores que dificultan la valoración de la diversidad en esa perspectiva. En el estudio de la pérdida de especies no se ha encontrado un esquema de referencia; sin embargo, programas de estudio en territorios cerrados como son las islas, se ha evidenciado que la pérdida de diversidad es función geométrica del avance de las poblaciones humanas.

Actualmente, de la observación de indicadores de pérdidas de especies, tales como son los anfibios y las aves, se deduce una aceleración evidente en esta pérdida referida a situaciones históricas.

6.2.2 El debate sobre la biodiversidad

Las principales características de este debate son las siguientes:

Demostrar que el valor económico de los recursos biológicos no se encuentra reflejado en el proceso de mercado; explicar el por qué, a pesar de esos valores, la biodiversidad continúa siendo amenazada; encontrar medios para capturar y realizar el valor económico.

La mayor razón para explicar la erosión de la biodiversidad es la existencia de una oculta disparidad entre los costes privados y sociales, y los beneficios ligados a la biodiversidad y su conservación. Los costes y beneficios privados siempre se refieren a las pérdidas y ganancias percibidas por el usuario del medio ambiente: el agricultor, el industrial y el consumidor.

Los costes y beneficios sociales se dirigen hacia la sociedad en su conjunto. Los intereses de ambos, a veces no coinciden: lo que es bueno para unos puede significar un coste para otros. Son las "externalidades". Desde el punto de vista de la sociedad en su conjunto, aménudo se paga para proteger esta diversidad. Y, ¿Por qué los intereses sociales y particulares divergen?

El funcionamiento del libre mercado funciona por el interés privado; los gobiernos tienen la costumbre de intervenir en los mercados; muchas actividades conservacionistas producen beneficios globales. La causa principal de la pérdida de la biodiversidad es la conversión del uso del territorio. Unas altas tasas

La valoración económica
de los bienes
medioambientales

de conversión territorial frecuentemente van acompañadas de pérdida de la biodiversidad.

6.2.3 La valoración económica de los bienes medioambientales

Valor Económico Total (TEV) de un recurso medioambiental consiste en su Valor de Uso (UV) y Valor de No-Uso (NUV). El Valor de Uso se divide en Valor de Uso Directo (DUV), como por ejemplo, el bosque para uso maderable, la pesca, y el Valor de Uso Indirecto, que se refiere a los beneficios que dimanen de su uso funcional en el ecosistema (el bosque protegiendo de la erosión, la fijación del carbono en los árboles, etc.)

Los Valores de No Uso (NUV) resultan más problemáticos, tanto en su definición como en su valoración, y usualmente, se dividen en Bequest Value (BV) y el Valor de Existencia o Valor "Pasivo" de Uso (XV). El valor de existencia se encuentra motivado por el sentido moral, altruista o de obligación y, por ello, presenta dificultades de una clara definición y, aún más, de valoración.

$$TEV=UV+NUV=(DUV+IUUV+OV)+(XV+BV)$$

Todos estos conceptos de valor han sido previamente desarrollados en el capítulo anterior.

El cambio en el uso de la tierra es el primer factor que explica la pérdida de biodiversidad. Por ello, resulta fundamental comprender el porque ocurre esta reconversión. Así, se comienza por esquematizar la situación: "un agente de la economía racional decide, en todo caso, si se debe conservar o reconvertir al desarrollo económico una parte del territorio".

Si se decide el cambio, esta superficie se convertirá en terreno agrícola, explotación forestal u otro servicio económico. Como admitimos que el agente actúa con racionalidad, el determinante de la decisión de cambio será su rentabilidad relativa, es decir, su tasa de rendimiento (TIR, en denominación española) en las dos opciones. Hay que advertir que la opción de conservación también incluiría el aprovechamiento sostenible de sus recursos naturales (plantas medicinales en el bosque, eco-turismo, etc).

En esta situación, muy simplificada, la decisión de conservar o desarrollar un territorio vendrá impuesta por la circunstancia de:

Rentabilidad del "uso sostenible de la biodiversidad" (SUB) > Rentabilidad del desarrollo económico del espacio

También se puede describir de la siguiente manera:

$$B(SUB)-C(SUB) > B(DEV) - C(DEV)$$

$B(SUB)$ es el beneficio del uso sostenible del bosque, p.e.

$C(SUB)$ es el coste de la acción sostenible

$B(DEV)$ el beneficio de la utilización tradicional del territorio

$C(DEV)$ el coste de la opción de desarrollo económico

O bien, $B(SUB)-C(SUB)-[B(DEV) - C(DEV)] > 0$

Estas expresiones, indican simplemente, que los beneficios netos del uso sostenible de la biodiversidad deberían superar a los beneficios inherentes al desarrollo económico del territorio, para que existiese una explicación sobre su conservación. Hay que recalcar que tanto los costes como los beneficios son considerados en su nivel de rendimiento "particular o privado".

Un factor primordial a tener en cuenta es el tiempo. Un propietario del territorio siempre preferirá que el rendimiento revierta a él cuanto antes, es decir, habrá que tener en cuenta el valor temporal de los beneficios y de los costes. Se trabajará siempre que se pueda con los resultados actualizados temporalmente, y se usará un factor de descuento o "coste de oportunidad" del capital necesario. De esta manera, resulta usual valorar los resultados en su dimensión temporal por medio de su actualización o Valor Actual (VA, o PV en inglés)

En esta dimensión, la expresión anterior tomará la forma siguiente:

$$PV[B(SUB) - C(SUB)] - PV[B(DEV) - C(DEV)] > 0$$

Un problema que surge es la aceptación de la tasa de descuento r que se adapte a las situaciones planteadas a fin de determinar cada uno de los miembros de la anterior expresión:

$$PV(B)=\sum B_t/(1+r)^t, \text{ y similarmente para los costes}$$

En los cálculos de la valoración de las condiciones que afectan a la biodiversidad, las tasas de rendimiento se miden en términos de beneficios y costes económicos y poseen una definición precisa. Son los WTP valores dispuestos a pagar por conservar un bien o beneficio, y los WTA o compensación (o coste) por tolerar una pérdida.

Ahora bien, aunque la estimación (sobre preferencias individuales) se realiza bien con los datos disponibles de los WTP o por los WTA, estos valores no siempre son semejantes y, a veces, resultan diferentes, siendo más frecuentes los de los WTA como valores más altos.

Si introducimos en el valor económico las cuestiones morales, deberíamos tener en cuenta que, si usamos las expresiones matemáticas anteriores para definir la viabilidad o no de un desarrollo económico de un territorio, y el valor económico del uso sostenible de biodiversidad no es suficiente como para compensar un buen resultado en el desarrollo económico previsible, entonces, quedaría abierta la posibilidad de transformar el uso de esa porción de territorio.

No obstante, también se puede discutir que la sostenibilidad en el uso de ese valor natural es una cuestión moral y que implica a los derechos de las especies animales en peligro, a las poblaciones indígenas y las obligaciones hacia las generaciones futuras.

El estatus de la biodiversidad puede considerarse como un fin en si mismo, mas que un mero instrumento.

La pérdida de la Biodiversidad

6.2.4 La pérdida de la Biodiversidad

El fallo económico resulta una de las causas de la pérdida de la biodiversidad. Fundamentalmente se refiere a la inexistencia de mercados que capturen el verdadero valor de los recursos naturales. Se diferencian dos fuentes de fallos económicos:

El fallo del mercado se refiere a la no existencia de mercados que puedan capturar el valor de los beneficios creados por la biodiversidad.

La intervención de los gobiernos incide en las distorsiones provocadas por las Administraciones interviniendo en los mercados. Resulta muy fácil encontrar numerosos ejemplos de intervención gubernamental en los mercados: subvenciones del gobierno de Brasil destinadas a cambiar el uso del bosque amazónico por una zona de pastos de ganado, los subsidios a los agricultores de Botswana, las tarifas preferenciales en la agricultura europea, el bajo precio del agua a los regantes de California y muchos más.

El fallo global de los mercados se relaciona con el hecho de que la conservación de la biodiversidad rinde también beneficios al público en general, incluso fuera de los límites de estudio.

En otro orden de cosas, existen discrepancias muy graves en los sistemas de valoración empleados. Así, para los valores de No-Uso, el método de valoración que mide las preferencias de los individuos en su forma de WTP para conservar la bio-

diversidad, se denomina Valoración Contingente y es empleada, sobre todo, en la determinación de los valores de No-Uso. Este método (como todos) presenta en algunos casos deficiencias notables, tal como ocurre cuando se utiliza con las respuestas fuera del entorno de sus entrevistados.

Como ejemplo de lo que ocurre, se presenta la tabla siguiente, que demuestra sensibles variaciones en la consideración de los entrevistados.

Preferencias en las valoraciones de especies animales		
Especies	Renta anual MPta	Valoraciones: US\$ de 1990 (personas)
Noruega	Oso pardo, lobo	15,0
USA	Bald eagle	12,4
	Grizzly bear	18,5
	Ballena azul	9,3
	Delfín bottlenose	7,0
	Elefante marino	8,1
	Ballenas humpback	40-48
Habitat		
	Visibilidad en el Gran Canyon	27,0
	Vida salvaje en Colorado	9,3-21,2
Australia	Reserva de la Naturaleza Nadgee	28,1
UK	Reservas de la Naturaleza	40,0
Noruega	Conservación de los ríos	59,0-107,0

6.2.5 Un ejemplo: el almacenamiento del carbono

Todos los bosques almacenan carbono y, si se destinan a la agricultura o a pastos, el carbono se oxida y se libera a la atmósfera contribuyendo al calentamiento del Planeta. El carbono se libera según el método de cambio al que se destina la superficie transformada (el fuego lo libera inmediatamente).

Los datos sugieren que, permitiendo una variación secuencial, el carbono liberado de la deforestación de un bosque tropical primario y secundario es del orden de 100-200tC/ha.

Tomando la cifra de un daño equivalente a 20\$/tC liberado, y tomando los datos de la tabla anterior, se llega al valor de 600-1000\$/ha en la transformación de un bosque tropical (open forest) a pasto para el ganado; de 2.000\$-3.000\$/t si afectase a un bosque secundario y 4.000-4.400\$/t si fuese primario.

Técnicas de valoración aplicables a la determinación del valor económico de la biodiversidad

6.2.6 Técnicas de valoración aplicables a la determinación del valor económico de la biodiversidad

Valoración Directa

Experimentos

El analista observa el comportamiento de los individuos ante el valor del uso del lugar y estudia las costumbres y motivaciones que le inducen a vivir en la ciudad o en otros lugares. Toma también los datos de los visitantes del lugar usado por las visitas y cuales son sus preferencias, valores recreativos y estéticos. Del comportamiento ante esos valores en otras situaciones y lugares, saca las conclusiones que extrapolará ante su problema. De las variaciones observadas saca sus propias hipótesis sobre la valoración de la biodiversidad del lugar.

Cuestionarios

Esta valoración puede lograrse mediante, “*Eliciting Rankins*” que tiene una configuración muy similar al Valoración Contingente, pero empleando una clasificación por orden de preferencias en el cuestionario a rellenar.

“*Eliciting Values*”, en donde el público es preguntado de manera directa sobre cuales son sus WTP del bien o servicio a valorar, y también, sobre cuales son sus WTA. Esta forma de proceder constituye, realmente, el Método de la Valoración Contingente (CVM).

Valoración Contingente

El interés de este método se ha acrecentado en los últimos años, debido, sobre todo, a que constituye el mejor método de estimación de los valores de No-Uso. Existen tres etapas en la ejecución de la CVM:

1. Descripción de los términos bajo los cuales los bienes y servicios son presentados a los entrevistados (escenarios).
2. Al entrevistado se le pregunta en forma de cuestiones sobre cuanto valoraría un bien o servicio.
3. Las respuestas son contrastadas con las características socioeconómicas del entrevistado, relacionándolas con sus WTP.

Existen tres formas en que las respuestas WTP son generalmente analizadas:

- El analista examina la distribución de frecuencias de las respuestas WTP siguiendo los procedimientos de la estadística convencional
- El analista establece una tabulación cruzada entre los WTP y las variables socioeconómicas
- El analista utiliza los procedimientos del Análisis Multivariante para descubrir relaciones entre categorías de los datos

Valoración indirecta

Este apartado agrupa a las técnicas de valoración que utiliza información sobre preferencias, comparándolas con su valor en un mercado actual, y además, las preferencias sobre los bienes ambientales se revelan de manera indirecta, cuando un individuo compra en el mercado bienes que están relacionados de alguna con el bien a valorar.

Algunas de las técnicas indirectas más usuales son las siguientes:

Precios Hedónicos

Técnicas del Valor de los Salarios

Método del Coste del Viaje

Método Dosis-Respuesta

Técnicas del Coste de la Sustitución

Todas ellas y con denominaciones semejantes han sido descritas y juzgadas en el capítulo 5.

6.2.7 La “Transferencia de Información”

Muchas de las evaluaciones resultan específicas de los lugares estudiados, tal como ocurre con los resultados de una Valoración Contingente; sin embargo, otras admitirían su traslado a otros contextos. Ello supondría enormes ahorros de esfuerzo y economía. Por ello, el interés es muy grande y se piensa en verdaderas bibliotecas de datos. Los beneficios transferidos han de sufrir adaptaciones que permitan su empleo en otro lugar.

La “Transferencia de Información”

Como expresión general, si denominamos como Q_0 al valor inicial de un WTP y Q_1 al transformado, y P_{own} al precio por usar el recurso ambiental propio y P_{sub} al precio del sustituto por el uso de ese recurso, y si las características socioeconómicas del entorno original 1, entonces, un beneficio transferido i será función de:

$$WTP_i = f(Q_1 - Q_0, P_{own}, P_{sub}, S_i)$$

El "Benefit Transfer" se ocupa de las condiciones en la transferencia adecuada de la información y necesita tres etapas:

- 1) Encontrar un estudio con información suficiente y con los necesarios valores de Q_1 , Q_0 , P_{own} , P_{sub} y S_i , que existan en el nuevo lugar.
- 2) Debemos encontrar el área sobre la cual los propietarios de los recursos naturales se beneficien del cambio de la calidad ambiental. De esta manera, se podrá sustituir los valores de las variables independientes por los originales en el nuevo lugar de la valoración. Entonces, el analista podrá agregar esas estimaciones para todos los originales, en orden a conseguir los beneficios agregados en el lugar.
- 3) La transferencia se podrá realizar por: transfiriendo la media de los valores particulares, transfiriendo los valores unitarios ajustados, o bien, transfiriendo la función de la demanda.

Existen pocas evidencias de que unos resultados pudieran ser trasladados a otro contexto con garantías, si estos no se encuentran convenientemente ajustados.

Una fórmula de ajuste universalmente utilizada es la siguiente: $WTP_j = WTP_i (Y_j/Y_i)^e$, donde Y son los ingresos per capita, WTP es lo dispuesto a pagar y e es la elasticidad de WTP . Por ejemplo, representaría la forma como WTP varía con los cambios en los ingresos de una sociedad. También se podrían considerar otras variables, tales como la edad, la densidad de población y otras.

Otros sistemas más elaborados son la transferencia de una función de beneficio. Así, $WTP_i = f(A, B, C, Y)$ donde A, B, C, Y son factores que afectan a WTP en el lugar i , y entonces, WTP_i puede ser estimado con los coeficientes para esta ecuación, pero usando los valores de A, B, C e Y en el lugar j .

La valoración de los daños y de la restauración de los recursos naturales degradados

6.3 La valoración de los daños y de la restauración de los recursos naturales degradados

En este apartado encontramos unas muy interesantes contribuciones europeas bajo el auspicio de la *Comisión Europea en su Directorate-General Environment*.

Para ella se ha editado el informe *"Study on the valuation and restoration of damage to natural resources for the purpose of environmental liability"* al que nos vamos a referir.

6.3.1 Conceptos básicos

Comenzamos con la consideración de la responsabilidad del daño a la biodiversidad y a los recursos naturales. Para su correcta situación, debemos empezar con las siguientes cuestiones relacionadas:

- La definición de daño "significativo" a los recursos naturales y la decisión acerca del "mínimo nivel de restauración"
- La aplicación de las técnicas de valoración económica para valorar los aspectos económicos del daño a los recursos naturales
- El como se aplicaría el estudio del Análisis Coste-Beneficio a las opciones de restauración

Las etapas del modelo de estudio podrían ser las siguientes: La valoración del daño y de su significación, las opciones de la restauración primaria y las opciones compensatorias de la restauración. Y también, las consideraciones de:

1. Definición del estatus "recurso", considerada anteriormente a los incidentes que causaron los daños
2. Valoración de la escala del daño
3. Valoraciones de los impactos
4. Determinación acerca de si el impacto resulta significativo

6.3.2 La compensación

La solución ideal para restaurar un daño a los recursos naturales sería la de la compensación total del mismo al menor coste posible. En principio, habría tres opciones posibles para suministrar una compensación del daño: Compensación económica, de acuerdo con la valoración del daño, compensación por medio de recursos, por medio de proyectos de restauración y una mezcla de las dos anteriores.

La compensación

La compensación económica

La estimación del valor del daño de los recursos naturales afectados se realiza usando las técnicas de evaluación económica. Ello significa identificar las partes dañadas y cuanto lo han sido. Es decir, a quienes usan ese recurso directamente, y para que lo usen. También se puede incluir a quienes lo usan de manera indirecta, y además, aquellas personas que se sienten afectadas en su sentimiento por la falta de existencia de ese recurso.

Algo muy importante se refiere a que el valor del daño resulta independiente de los costes de limpieza o de los de restauración después del incidente: mientras que el valor de la restauración se basa en preferencias públicas en un estado ambiental, los costes de la limpieza y la restauración se encuentran basados en las opciones técnicas disponibles en ese momento. Por ello, puede resultar posible que el valor del daño pueda ser mayor (o menor) que los costes de restauración.

En principio, cualquier daño a los recursos naturales puede ser compensado mediante la restauración (restauración primaria) y otros proyectos de restauración de carácter (restauración compensatoria). La generación de fondos adicionales se podría aplicar a otros lugares que necesitan la preservación de sus recursos.

Esta compensación adicional se basa en dos condiciones: 1º) La restauración idéntica al original rara vez es posible. 2º) Aún cuando la restauración sea muy completa, nunca podrá realizarse instantáneamente, ya que existirán pérdidas por demora en su ejecución. Son las llamadas “*interim losses*”.

6.3.3 Etapa preliminar de la valoración de los daños

1. *Definición del estatus del “recurso”*: Se refiere a su estatus anterior al del incidente y se le denomina como la condición básica del recurso. Ésta no solo se califica en términos del tipo y cantidad del recurso, sino también de los servicios que los recursos suministran.
2. *La escala del daño producido*: La valoración identifica y cuantifica el daño en términos de la escala geográfica, si afecta o no a los habitantes o especies y si resulta temporal o crónico.
3. *La valoración de impactos*: Se trata de identificar y cuantificar los impactos del daño producido en lo que concierne al hábitat y las especies, en términos de su escala geográfica y de su calidad temporal o permanente.
4. *La localización del daño más allá del umbral de significación*: Definido por la directiva de la Unión Europea sobre hábitats (Red Natura 2000).

El éxito de NATURA 2000 se encuentra relacionado con el nivel de la información sobre habitats y de las especies del interés para la Comunidad Europea, que será montada durante los próximos años. La experiencia en la recolección de datos en Europa se ha construido a través del proyecto de los biotopos de CORINE, que en la actualidad cuenta con 6.000 lugares de interés de la Unión Europea. La base del núcleo de los campos de datos incorpora esta experiencia, corregida y ampliada en el marco de las directivas que le incumben. Los lugares clasificados bajo los "Birds" y las directivas de "Habitats", juntas, formarán NATURA 2000.

6.3.4 Determinación de la dimensión y la significación del daño

La primera acción necesaria para determinar la dimensión del daño causado a los recursos será la identificación de los impactos que les afectan, y también, a los servicios (ecológicos y humanos) que producen. Según la Directiva 85/337/EEC su aplicación se refiere a "*...la valoración de los efectos ambientales de los proyectos públicos y privados que, con probabilidad, ejercen efectos significativos en el medio ambiente*".

En algunos casos, la existencia de estándares de calidad puede suministrar un marco para la evaluación de si resultan aceptables o no los límites de las sustancias contaminantes en el aire o en el agua.

Determinación de la dimensión y la significación del daño

Ecological Services Human Services

Geo-hydrological:

- floodwater storage and conveyance
- groundwater recharge and discharge
- pollution assimilation
- sediment trapping and control
- nutrient cycling
- shoreline stabilisation

Recreational:

- beach use / swimming
- fishing, boating
- wildlife viewing
- hunting

Production/Habitat:

- fish and shellfish habitats
- habitat for fur-bearers, waterflow & other wildlife
- food production
- oxygen production
- organic material
- timber production
- pollination
- maintenance of gene pools
- maintenance of plant populations

Commercial / public or private:

- drinking water
- waterway navigation
- hydropower generation
- irrigation / commercial process water
- property protection
- agriculture, timber
- fishing, trapping, fur-bearers

También puede ser usado un test de significación para determinar el valor de un lugar para una población de especies o su representación en un cierto habitat. Por ejemplo, la valoración para una cierta población de aves, se usaría el criterio del 1%, es decir, que un lugar que pueda contener un 1% del total de las aves de una especie en el mundo, sería un lugar importante con una visión internacional. Respecto al concepto de integridad, Natura 2000 afirma que *"integridad es la coherencia de estructura y función a través del área considerada, por la cual el lugar será clasificado"*.

Una valoración preliminar de la probabilidad de un daño significativo se realizaría siguiendo el mecanismo por el cual se realiza la valoración y podría ser el que se establece como EIA en la Directiva 85/337/EEC, que cuenta con los siguientes elementos:

- Una descripción del daño que incluya la extensión del mismo, su localización, el área afectada y la duración del efecto.

- Una descripción de los rasgos de los lugares contenidos en Natura 2000 u otros lugares impactados
- Una valoración del impacto del daño con especial énfasis en al objetivo de conservación de esos habitats y de poblaciones de especies

Opciones fundamentales de restauración

Ante todo, consideramos que la conclusión de la valoración primera conduce al impacto o daño sufrido ha sido significativo y, por lo tanto, procede a preparar una restauración básica. El proceso general sería el siguiente:

- Fijar los objetivos de la restauración
- Identificar las opciones de restauración
- Seleccionar las opciones primarias de restauración
- Estimar las pérdidas provisionales

Y las categorías de opciones técnicas serán las siguientes:

- De no intervención. En los lugares muy sensibles al empleo de maquinaria, o bien, por ejemplo, en zonas prácticamente inaccesibles.
- Intervención limitada. Por ejemplo, la plantación de especies vegetales que permitirán una recolonización natural posterior más completa.
- Reconstrucción completa, cuando se hace necesario la eliminación de cantidades importantes de contaminantes, renovación de suelos y reintroducción de especies desaparecidas.
- Seguimiento, para asegurarse de que los objetivos de la restauración han sido cumplidos.

Categorías de las opciones de restauración

1. *Intervención total.* Desde luego, resulta la intervención más costosa. No siempre se consigue el arreglo total, aunque muchas veces puede resultar una opción satisfactoria. Natura 2000 insiste en priorizar, sobre todo, la conservación de la diversidad y la “integridad” genética. Puede requerir de la eje-

Categorías de las opciones de restauración

cución de planes específicos de re-introducción de vegetales y especies animales.

El coste de todas las intervenciones necesita incluir: a) Costes de valoración de los daños y de la programación de la restauración, b) Coste requeridos para la limpieza de contaminantes, c) Costes de la restauración de la población especies dañadas, d) Costes de la restauración de los habitat, e) Costes del control y vigilancia.

2. *Intervención limitada.* Resulta la opción más preferida en la mayoría de los incidentes. Se propone una mejora ecológica suficiente para propiciar el proceso natural de restauración del habitat dañado y la recuperación de las especies.

Como en la opción anterior, resulta vital la recuperación de la integridad genética del lugar afectado y, por ello, puede requerir de programas específicos. También resulta fundamental considerar como objetivo el reconstruir el balance anterior al daño y así evitar la aparición de especies oportunistas.

Los costes totales pueden ser calculados de la manera similar a la anterior opción, y desde luego, la cantidad final será mucho menor que en ese caso.

3. *Ninguna intervención.* Resulta una buena opción en los casos de lugares inaccesibles o muy frágiles. Se intenta que sea la propia naturaleza quien ejerza una recuperación natural. Resulta en casi todos los casos la opción más económica, pero debe contener:

- Los costes de valoración de los daños y de preparación de estrategias de restauración.
- Los costes de la implementación de los programas de seguimiento y valoración.

Naturalmente, el tiempo de recuperación resulta más lento que en las otras opciones y, por lo tanto, las “pérdidas por demora” y las escalas del habitat compensatorio son más elevadas.

6.3.5 Proceso de elección de la opción más conveniente

Método CEA: El Análisis Coste-Efectividad compara el valor actual descontado de todos los costes de las opciones, incluyendo tanto la valoración de los daños como la limpieza y la restauración de especies y habitats. El proceso de medida y descuento de los costes y beneficios de cada opción y su comparación entre ellos se le denomina CBA (Análisis Coste-Beneficio).

Método CEA

Las pérdidas de espera (“interim losses”) se refieren a la reducción de los recursos naturales que ocurren cuando acaece un incidente y se contabilizan hasta que se recuperan totalmente. Este método puede ser usado con dos objetivos:

- Minimizar el coste de la restauración primaria
- Maximizar el beneficio de la restauración

En el contexto de daños a los recursos de la naturaleza, el primer objetivo de minimizar los costes parece ser el más relevante, puesto que el propósito de la restauración se encuentra normalmente predeterminado y basado en requerimientos ecológicos.

El método CBA: El CBA aquí se toma como un método para medir y descontar los costes y los beneficios de una opción de restauración y comparar ambas magnitudes. De manera estricta, si los beneficios descontados son menores que los costes (también descontados), entonces, la opción no podría ser implementada.

El CBA, realmente, no constituye una herramienta imprescindible para la selección de una opción de restauración, sin embargo, aunque implícitamente se considera que los beneficios de una acción de restauración superan los costes de esa inversión, siempre conviene comprobarlo. El CBA compara siempre los costes y los beneficios en la misma unidad. Se comprende la dificultad de determinar el término del beneficio, en algunos casos, en unidades monetarias.

Elección entre el CEA y CBA: La elección entre los dos procedimientos se encuentra afectada por la pregunta de si los costes de restauración de CEA pueden ser juzgados como excesivos.

CEA no requiere una medida de los beneficios producidos por la restauración. Sin embargo, el CBA exige una expresión en términos monetarios. Resulta interesante introducir el riesgo y la incertidumbre en las diferentes opciones, tanto utilizando el CEA como el CBA.

La tasa de descuento aplicada en el análisis CEA y en el CBA ha sido debatida intensamente. En la UE el rango figura entre el 3% y el 8%, con un valor más frecuente del 4%. También se puede comprobar utilizando el Análisis de Sensibilidad

La restauración compensatoria: Debe satisfacer la pérdida de recursos y servicios en los que se incurre durante el periodo de recuperación (interim losses), incurriendo en algún grado de compensación. También el concepto de “interim losses” se aplica cuando el daño resulta irreparable (en este caso el periodo de recuperación sería infinito).

El método CBA

La restauración compensatoria

Si el dinero ganado por la existencia del recurso es gastado en la reparación del daño, entonces la ganancia de la restauración igualaría a las pérdidas de la agresión. El reto y el problema, entonces, será buscar proyectos de restauración que compensen las pérdidas de los recursos y de los servicios prestados por ellos.

Se considerarán las siguientes fases:

- Formulación de los objetivos de las opciones compensatorias
- Compensación económica y/o de recursos
- Identificación de las opciones compensatorias
- Selección de las opciones

Compensación según el NRDA en USA (NOAA, 1977): Establece cuatro grupos de opciones técnicas:

- Clase I: Del mismo tipo, de la misma calidad y de valor semejante
- Clase II: Del mismo tipo, de la misma o de diferente calidad y de valor no comparable
- Clase III: De tipo y calidad comparable
- Clase IV: De tipo y calidad no comparable

La escala de opciones de restauración compensatorias podría determinarse en función de:

Un sistema "servicio a servicio" (para la clase I)

"Valor a valor" (para las clases I y II)

"Valor a Coste" (solo para daños de pequeña envergadura)

6.3.6 Elección de opciones en la Restauración: las Herramientas de Análisis

- Definición de “beneficios”

En el sentido que aquí interesa, el de restauración, los beneficios de una opción de restauraciones es el daño evitado a la biodiversidad (al daño inicial más las pérdidas durante la demora de la recuperación total).

En su sentido económico, los beneficios son determinados por los individuos como los mejores jueces y siguiendo las técnicas expresadas anteriormente. Los beneficios pueden ser expresados como recursos, servicios o unidades económicas.

- Definición de “costes”

El decrecimiento en el bienestar humano puede ser definido como un coste. En nuestro contexto, se consideran dos tipos de costes: a) Los costes de daño a la biodiversidad y b) Los costes de reparación de ese daño.

Los costes de restauración se expresan en unidades económicas e incluyen conceptos tales como los costes de estudio y preparación, la restauración de las especies dañadas, el seguimiento de su evolución, la limpieza y restauración de los hábitat, la vigilancia de los lugares, etc.

Usualmente, se asume que los precios de mercado que se pueden usar para medir los costes incurridos; también reflejan los costes de oportunidad.

Respecto a los límites del área geográfica de los estudios, hay que tener en cuenta que el mantenimiento de una especie beneficia a agentes fuera del lugar del estudio, tales como los avistadores de aves, por ejemplo. En este caso una valoración de este daño (coste) vendría determinada por el esfuerzo económico para verlos en su hábitat.

Los costes y los beneficios ocurren en épocas o años diferentes, por lo tanto, el factor tiempo debe estar en los cálculos de la valoración de daños. El procedimiento habitual consiste en actualizar según una tasa de descuento los valores que se vayan generando a lo largo de la vida de las operaciones.

Resulta fundamental determinar esa tasa con un valor aceptado por todos. Diversos autores tratan de demostrar varios valores usados en la valoración de los bienes naturales. En el Reino Unido resulta usual utilizar la tasa 2,5-3% anual como tasa de descuento, y otros autores también van por esa línea. La Comisión Europea suele emplear el 4%, y tal como se ha dicho, en general, los estados europeos usan cifras entre el 3% y el 8%.

Análisis
Coste-Efectividad
(CEA) aplicado
a la restauración

Análisis Coste-Efectividad (CEA) aplicado a la restauración

El CEA resulta un Análisis Coste-Beneficio truncado, ya que considera y compara solamente los costes incurridos. Para realizar el cálculo del CEA es necesario seguir las siguientes etapas:

- Valoración de los daños y análisis de su significado
- Determinar las opciones de restauración y sus costes
- Determinar las opciones compensatorias de restauración y sus costes
- Calcular el VAN de los costes de la restauración primaria y de la compensatoria

El sistema CEA compara las opciones de restauración y calcula su VAN (primarias y compensatorias). La opción que cumpla con los objetivos y que además, sea la más económica, será la óptima en este proceso.

Análisis Coste-Beneficio (CBA) aplicado a la restauración

El CBA es un marco para comparar el Valor Actual Neto de los costes y el de los beneficios de un episodio. Así, el CBA se determina cuando los costes de una acción se presume que sean excesivos. Las etapas del cálculo serían las siguientes:

- Valoración de los daños y análisis de su significación
- Determinar las opciones de restauración e identificar y medir los costes de las opciones
- Determinar las opciones compensatorias de restauración e identificar sus costes
- Calcular el VAN de los costes de las opciones de restauración primaria
- Calcular el VAN de los beneficios (primarios y compensatorios) de las opciones de restauración

El CBA utiliza dos criterios de decisión fundamentales:

- El Valor Actual Neto (VAN) tomado de la siguiente manera: $VAN = VA(\text{costes}) - VA(\text{beneficios})$, tomados desde un periodo t , siendo t_1 el periodo donde ocurrió el incidente, hasta t , siendo este último perio-

do el de la valoración. Si el VAN es negativo la opción debería ser rechazada y en caso contrario, esta opción debe ser aceptada.

- El Ratio Coste/Beneficio, que es igual a $VAN(B_t) / VA(C_t)$. Si este ratio es menor que 1, entonces, el VAN de los costes de la opción de restauración es mayor que el VAN que implican sus beneficios, y la opción deberá ser rechazada. Tal como anteriormente se ha comentado, la razón de estimar este cociente reside en comprobar si el objetivo de una opción de restauración va implicar unos costes excesivos.

Análisis de Decisión Multicriterio (ADM)

Para abordar problemas complejos en donde existen una mezcla de objetivos monetarios y no monetarios se recurre a herramientas que dividen el problema en piezas de más fácil tratamiento. Sus etapas son las siguientes:

Establecimiento de objetivos del análisis de decisión, identificando los objetos de decisión.

- Identificar las opciones
- Identificar los objetivos y los criterios: para valorar las consecuencias de cada opción y organizar los criterios en grupos de alto y bajo nivel
- Asignación de puntuaciones de cada opción según los criterios definidos y según las consecuencias de cada opción
- Asignar diversos pesos a cada uno de los criterios que reflejen su relativa importancia
- Combinar los pesos y las puntuaciones de cada opción para conseguir un único valor

Para abordar problemas complejos en donde existen una mezcla de objetivos monetarios y no monetarios, se recurre a herramientas que dividen el problema en piezas de más fácil tratamiento. Sus etapas son las siguientes:

- Establecimiento de objetivos del análisis de decisión, identificando los objetos de decisión
- Identificar las opciones

- Identificar los objetivos y los criterios: para valorar las consecuencias de cada opción y organizar los criterios en grupos de alto y bajo nivel
- Asignación de puntuaciones de cada opción, según los criterios definidos y según las consecuencias de cada opción
- Asignar diversos pesos a cada uno de los criterios que reflejen su relativa importancia
- Combinar los peso y las puntuaciones de cada opción para conseguir un único valor
- Realizar un análisis de sensibilidad

Un método muy usado de ADM es el denominado “swing weighting” que consiste en definir los pesos por puntuaciones, que miden el rendimiento de una opción, contra el objetivo de la opción. Por ejemplo, el rendimiento de cada opción de restauración respecto al objetivo de la restauración.

Este procedimiento se basa en la comparación de las diferencias entre las opciones estimadas. Para hacer estas comparaciones los evaluadores tiene en cuenta cuidadosamente, tanto la diferencia entre la menos y la más preferida de las opciones.

Así, tratando una opción de restauración, los costes deben ser considerados muy importantes en su sentido absoluto. Sin embargo, eligiendo una opción particular, podría existir una lista corta. Si entre ellos no difiriesen en más de 10.000 , por ejemplo, los costes no deberían constituir un criterio de consideración.

El Modelo de Compensación Hessiánico

Este modelo se aplica a situaciones ex ante y calcula la cantidad de dinero que debe pagarse en compensación de daños en proyectos que se presume que tengan consecuencias negativas para el medio ambiente y que no puede quedar totalmente compensado por una restauración o por medidas de reemplazamiento.

El modelo se basa en una clasificación del territorio según varios tipos de biotopos, considerando sus funciones ambientales suministradas para la naturaleza y para la gente (funciones estéticas, por ejemplo). Se distinguen 11 categorías generales de biotopos, incluyendo bosques, pastos, y áreas pobremente vegetadas. Esas categorías se dividen en 180 biotopos. Esos biotopos se han evaluado en el modelo en razón a ocho diferentes categorías que reflejan el valor ambiental de los biotopos.

El procedimiento distingue las siguientes características:

1. *Calidad del biotopo*
2. *Naturaleza del biotopo*
3. *Diversidad de las estructuras del biotopo*
4. *Diversidad en las especies del biotopo*
5. *Rareza del biotopo*
6. *Rareza de las especies animales y de plantas en el biotopo*
7. *Vulnerabilidad del biotopo*
8. *Desarrollo o tendencias con respecto la calidad y número de biotopos*

Cada una de las variables anteriores se califica por medio de puntos (1 a 6). El valor medioambiental de los 180 biotopos se ha determinado sumando las primeras cuatro características y multiplicándolas por la suma de las restantes características. El resultado se divide por la máxima cantidad de puntos. La cantidad final de compensación por daños a los 180 biotopos, se alcanza multiplicando el número final de puntos atribuidos a cada biotopo por la cantidad de metros cuadrados afectados y la media de los costes de restauración (0,62 DM).

El Riesgo y la Incertidumbre en el Análisis Coste-Beneficio

Si se conoce la distribución de probabilidad (su función de densidad) de los costes y los beneficios, entonces, se puede utilizar una simulación estocástica (*simulación de Montecarlo*, la más usada). Esto no siempre es posible debido a la carencia de información.

Otra opción consiste en estimar “*el valor esperado*” de los componentes de la valoración:

$VAN=VA(B)-VA(C)=[(pbxB_t) - (pcxC_t)] \times dt$, desde $t=t_1$ hasta t , siendo pb la probabilidad de ocurrencia de los beneficios y pc la de los costes. El valor de estas probabilidades dependerá de las características del recurso, de la restauración alternativa y de las condiciones generales del lugar.

El Riesgo y la
Incertidumbre en
el Análisis Coste-Beneficio

Un método de controlar la incertidumbre y el riesgo utilizado es la Guía DARP, 1999. Esta guía se refiere a la implementación de mecanismos institucionales, es decir, referencias adoptadas por las administraciones; son los estándares: “*performance standards*”, “*desing standards*” y “*contingent factors*” (consideración de factores de seguridad, tales como un porcentaje sobre el coste del proyecto).

Un método de ajuste ampliamente empleado es el Análisis de Sensibilidad que puede ser aplicado en algunas etapas de la valoración de los daños y de la elección de las opciones de restauración.

En incertidumbre, la “*payoff matrix*” puede ser de utilidad. Así, para dos estados de naturaleza 1 y 2, y dos decisiones posibles 1 y 2, en este caso,

DECISIÓN	ESTADO 1	ESTADO 2
DECISIÓN 1	+ 1 Millón €	-0,3 Millón €
DECISIÓN 2	+ 0,8 Millón €	+0,3 Millón €

El modelo Maximax elegiría D1, ya que maximiza los beneficios, sin importarle el riesgo de pérdidas.

El modelo Maximin elegiría D2 ya que se fija en el menor riesgo de pérdidas.

6.3.7 Ejemplo de un espacio natural afectado por un escape de petróleo

Tomamos el mismo ejemplo desarrollado por el informe europeo DARP (1999). El ejemplo describe un escape de combustibles que ocurrió en 1997 y que afectó 50 acres de terreno situado cerca de la costa (humedal costero). El ejemplo asume que el 100% de los servicios se perdieron en el periodo inicial, que la recuperación no comenzó hasta 1999 y que esta progresión fue lineal en 5 años. Si la “*interim loss*” (pérdidas ocurridas en el espacio temporal que va desde la desgracia hasta su restauración) comienza en 1998, la tabla siguiente muestra el cálculo del VAN del daño al humedal, que será igual al beneficio de la restauración.

"Interim Losses" descontadas en unidades no monetarias					
Año	% de pérdidas al comienzo del periodo	% de pérdidas al final del periodo	Pérdidas en acres de humedales	Factor de descuento	Acres descontados de "interim losses"
1997	0	100	50	1,03	51,50
1998	100	100	50	1,00	50,00
1999	100	80	40	0,97	38,83
2000	80	60	30	0,94	28,28
2001	60	40	20	0,92	18,30
2002	40	20	10	0,89	8,88
2003	20	0	0	0,86	0
Valor Actual Neto (VAN) de "Interim losses" (Beneficios de restauración) en acres de humedal					195,80

Los acres descontados del Interim Losses se han calculado multiplicando las pérdidas en forma de acres de humedal por el factor de descuento para cada año

Costes de las opciones de restauración en euros					
Año	Factor de descuento	Costes de restauración Opción A	VAN de los costes Opción A	Costes de restauración Opción B	VAN de los costes Opción b
1998	1,00	110	110	50	50,0
1998	0,97	95	92,1	250	242,5
2000	0,94	64	60,1	87	81,7
2001	0,92	66	60,7	95	87,4
2002	0,89	68	60,5	75	66,7
2003	0,86	72	61,9	45	38,7
VAN			455,4		567,1

El Valor Actualizado Neto (VAN) se ha calculado multiplicando los costes de cada año por el factor de descuento para cada año

"Interim Losses" descontadas en unidades monetarias				
Año	Acres de humedal	Uso recreativo en euros	Factor de descuento	Interim Losses descontado en euros
1997	50	100	1,03	103
1998	50	100	1,00	100
1999	50	100	0,97	97
2000	50	100	0,94	94
2001	50	100	0,92	92
2002	50	100	0,89	89
2003	0	0	0,86	0
Valor Actual Neto (VAN) de "Interim losses" (Beneficios de restauración) en euros				575
El daño descontado se ha calculado multiplicando el valor de uso recreativo para cada año por el factor de descuento				

Estudio de las pérdidas producidas en el patrimonio natural

6.3.8 Ejemplos y estudio de las pérdidas producidas en el patrimonio natural

En los últimos años, al unísono con los desastres naturales, aparecen con una frecuencia difícil de explicar, numerosísimos estudios sobre las características de las desgracias industriales, y sobre todo, una multitud de intentos de valorar las pérdidas que se han generado como consecuencia de los impactos ejercidos directamente sobre el capital natural.

Escogemos entre ellos un magnífico ejemplo de aplicación de las técnicas descritas a lo largo de las páginas anteriores, a casos de repercusión universal. El estudio lo firma *A. Prada* y *M.X. Vázquez* de la Universidad de Vigo y se refiere a la valoración de los efectos del derrame de crudo pesado frente a las costas gallegas acaecido en el año 2003, tras el hundimiento del buque petrolero *Prestige*.

Los valores del patrimonio natural

Una valoración total de los daños causados por una catástrofe sobre el patrimonio natural incluye necesariamente a la pérdida de beneficios de "mercado" y de "no mercado". También incluye los costes inherentes a los programas de restauración y, en general, a los costes de oportunidad relacionados con el recurso.

En un escape de petróleo en alta mar, en general, los daños de naturaleza privada se pueden determinar como valores de mercado, ya que se asocian con actividades económicas (pesca, actividades hoteleras...). Sin embargo, los daños de naturaleza colectiva, además de ser evaluados como bienes de mercado (alguno de

ellos) otros tiene naturaleza social o pública, y deben ser tratados de otra forma (valores de no-uso).

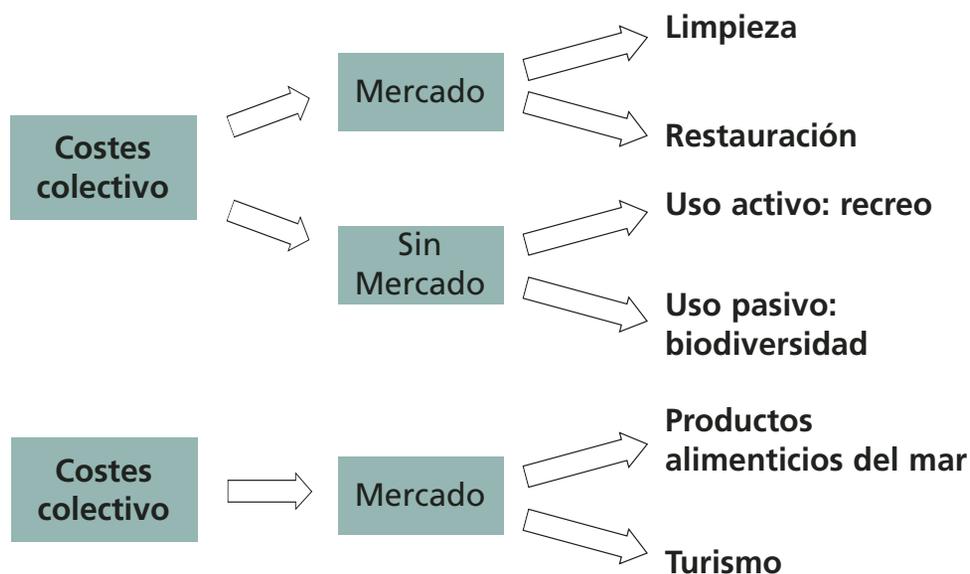
Los valores a considerar

En la decisión judicial del desastre del Exxon Valdez, los daños directos se listan como: "pérdidas en valores de uso y de no-uso, valores de opción, recreativos, culturales, de existencia, de consumo, de ingresos y otros".

La Comisión Europea proponía evaluar los daños a la naturaleza, en relación con los recursos animados e inanimados, tales como el suelo, los habitats, la fauna, el medio ambiente natural, el ambiente biótico, el aire, las aguas superficiales y subterráneas y los ecosistemas.

La Directiva Europea COD 2002/0021 especifica que el valor total del daño causado a los recursos naturales deben incluir: "el valor que la gente obtiene como consecuencia del uso directo del recurso natural" y "el valor que el público atribuye a los habitats y a las especies en razón de su uso directo".

COSTES DE UN DERRAME DE PETRÓLEO



Los daños causados en la categoría de valores de no-mercado (valores de recreo, de ecosistemas en no-uso) dado que son de naturaleza pública, solamente pueden ser demandados por la Administración, una vez resueltos los problemas técnicos que surgen en su evaluación y cuando el marco legal así lo permite. Sin embargo, cuando el marco legal los excluye explícitamente, como ocurre en USA, el énfasis se dirigirá a los costes básicos de limpieza y restauración.

Los precios y los costes de las medidas para la mitigación de daños, son los mecanismos de mercado con los cuales aproximar el impacto de un derrame de petróleo a la herencia natural colectiva. En la costa gallega de España, en el caso del desastre ecológico del buque Prestige, las estimaciones de costes incluyen normalmente las siguientes cabeceras de títulos referentes a los costes:

- a) Recogida, gestión y tratamiento final de los desechos,
- b) Restauración de los fondos marinos,
- c) Programas de restauración para ecosistemas y hábitats,

Costes de mitigación de daños en derrames de crudos petrolíferos.						
Costa	tipo	M.T	a Km		Costes	Totales Vertido
A. Cádiz (1978)	(1)	crudo	200	350	\$134 million	\$650
E. Valdez (1989)	(2)	crudo	38.8	700	\$3.100 million	\$79.896
Erika (1999)	(3)	fuel-oil	20	400	\$124 million	6.200

Impacto en el uso activo del patrimonio natural

Pérdidas debidas al descenso en el uso recreativo de los visitantes censados:

“Si consideramos como impacto hipotético la tendencia en las pernoctas del 25% para el año 2003, ello supondría un descenso de 1.750.000 noches. Este nivel hipotético del impacto no parece excesivo a priori, en relación con lo que sucedió con los derrames de petróleo del buque A. Cádiz o del Erika, dada la importancia de los movimientos estacionales de personas, en particular relacionados en Galicia con el uso recreativo de la costa en un área, además, calificada como de gran interés en la Red Natura 2000”

Flujo controlado de visitantes y pernoctas turísticas en Galicia (2001)		
	Personas	Pernoctas
Total	2.853.000	6.995.000
Residentes	2.072.000	5.863.000
No Residentes	457.000	889.000
		Fuente: Exceltur 2002:57

Evaluación de las pérdidas

Para evaluar en términos económicos la reducción en el uso recreativo de la costa dañada por el derrame de crudo petrolífero, se utilizaron diversos tipos de registro de gasto diario. El Instituto Galego de Estadística estima que el gasto medio por individuo y la noche en un hotel es de 131 euros, mientras que la cantidad gastada por un visitante a la Reserva de Naturaleza de Islas Cíes es alrededor 50 euros (Prada, 2001). De esta manera, el cálculo nos dará 87,5 millones de euros en los beneficios recreativos perdidos en términos de pernoctas de visitantes en 2003.

Utilizando otro procedimiento basado en el volumen de ventas en el sector del turismo, y para una reducción del 15% en los ingresos del año 2003, las pérdidas alcanzarían 58 millones de euros, lo cual supone un impacto de 55 euros por visitante perdido, muy cerca del módulo diario usado en la estimación anterior.

Y para el turismo “no controlado”, la estimación sería la siguiente. En este caso se aplica un índice que estima las pernoctas no-controladas, suponiendo tres veces el número de las pernoctas controladas, y además, se supone que también estarían afectadas en un - 25% del total. A esta figura (- 5.250.000 pernoctas) se le asigna una cantidad gastada por día, que es la mitad de la asignada al de las estancias controladas (25 euros). Así, se llega a 131.200.000 euros perdidos en estancias de visitantes no controlados en 2003.

Ambas figuras (pernoctas controladas y no controladas), juntas, suponen pérdidas por uso del mercado activo de 218.700,000 euros para un impacto del -25%. Si este impacto fuera menor (por ejemplo, el 12%) la cantidad descendería hasta 109 millones de euros. Esta última figura se encontraría entre 75 y 150 millones de euros que, para las reducciones de entre 10 y el 20% en flujo turístico, es el resultado de los datos del IOPC .

Pérdidas por reducción de los días gastados por los residentes a la costa afectada: Una estimación conservadora de la proporción de los residentes en Galicia en comparación con visitantes no gallegos se puede derivar de los datos que podemos obtener de otra investigación, sobre visitantes a la Reserva de la Naturaleza de la Isla Cíes. En 1997, con 150.000 visitantes/año el perfil para los visitantes de una muestra de 600 entrevistas era el siguiente:

Residencia habitual y frecuencia en las vistas					
	Nº visitantes	A. 1 vez	B. 2 o más	% A	% B
De Pontevedra	161	76	85	47	53
Del resto de Galicia	71	60	11	84	16
Del resto de España	321	307	14	96	4
TOTAL	553	443	110	80	20
					Fuente: Prada 2001

Descenso total en los visitantes de la zona afectada: Tomando el número de visitas de los residentes como el 40% de las pernoctas controladas y no-controladas totales (que darían 47.000.000 días de visita), que supondrían 19.000.000 de residentes (dado que los no residentes se contabilizarían como 7 millones controlados y 21 millones los días no controlados, ya evaluados) Asumiendo de nuevo un impacto del - 25%, significaría la pérdida de 4.750.000 días de visitas recreativas a la costa. También se aplican a esos días el valor monetario de un día de vista no controlada de 25 euros. Finalmente, supondrían 118.700.000 euros como pérdidas para las visitas de los residentes en 2003.

Afección al uso actual de la costa: De las cuatro secciones en que se han cuantificado las pérdidas, de mercado y sin mercado, se alcanza la cifra de 539.800.000 euros en el primer año después del vertido contaminante. Esta afirmación conduce a una conclusión importante: "que los daños ocasionados al uso activo del patrimonio natural en un turismo recreativo justificaría más del doble del límite de ese daño al uso activo al patrimonio natural, en su aspecto del turismo, y se justificaría en más del doble de los costes de restauración de 1.230 millones de euros, estimados como necesarios para mitigar los efectos del derrame de petróleo causado por el buque Prestige".

	Pernoctas	Módulo €	Valor, mill €
Pernoctas controladas	5.250.000	50	262,5
Pernoctas no controladas	15.750.000	25	393,7
Visitas residentes	14.250.000	25	356,2
TOTAL EN EL AÑO 2003			1.012,4

Valoración de pérdidas en usos pasivos: "Los valores del uso pasivo incluyen a los bienes culturales y de naturaleza, ecológicamente relacionados con el uso actual de las zonas dañadas, y con el valor que posee como una cultura propiedad de todo el mundo". Se pueden agrupar en tres conjuntos:

Valor opcional o de uso futuro.

Valores de legación, dedicados a nuestros descendientes y a las futuras generaciones.

De *existencia* o de *no-uso*, relacionados con la intención y esfuerzo de conservar un recurso, para nosotros o para nuestros descendientes.

Todos ellos han sido desarrollados en el capítulo anterior. Además, estos bienes debido a sus características de naturaleza pública, forman una clase de recursos que contienen un valor social, pero sin precio de mercado.

En la evaluación de los daños causados por el derrame de crudo del Exxon Valdez (al comienzo de los años 90) se produjo por primera vez la incorporación de los valores colectivos en la relación de daños causados. De esta manera, en relación con este tipo de daños, la compañía EXXON estuvo conforme en pagar 1.000 millones de euros, que se invirtieron en estudios de evaluación y en programas de restauración.

Para valorar las pérdidas del uso pasivo, en este caso, se recurrió al método de la Valoración Contingente, utilizando un mercado virtual obtenido a través de encuestas. En los Estados Unidos, la Valoración *Contingente resulta uno de los métodos de referencia en el Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA)*, bajo las regulaciones del panel de NOAA panel (1993). En Europa, el método también ha sido aceptado por la European Union (Commission, 2000), que la acepta como una técnica de evaluación de posibles daños a la biodiversidad, de manera particular dentro de la Red Natura 2000.

En el caso de Galicia, el patrimonio natural de la costa afectada es muy importante. Una buena parte de la línea de la costa está compuesta por rías y los ecosistemas ricos en biodiversidad, pero extremadamente sensibles: humedales, áreas arenosas y diversas formaciones del interés ecológico. Antes del febrero de 2003, aproximadamente 1.000 kilómetros de la costa gallega habían sido afectados ya a un mayor o menor grado. Una gran parte de estos ecosistemas se protege oficialmente bajo diversos conceptos administrativos y ambientales. Así, existen cinco humedales protegidos o zonas de RAMSAR; cuatro de los cuales están, además, en las áreas de la protección especial para pájaros (ZEPAs) y el quinto es una reserva de naturaleza. Además, la Islas Sisargas son también un ZEPA y la costa de Dexo es un Monumento Natural.

Además de constituir paisajes únicos, habitats y áreas del interés ecológico, las costas gallegas están situadas en las rutas migratorias de aves y de mamíferos marinos. Así, se considera que pueden encontrarse aproximadamente 38 especies protegidas, algunas de las cuales están en serio peligro de extinción.

Sistemas de valoración: Un ejemplo de referencia para la valoración de los valores pasivos de uso es la valoración realizada en Alaska para el caso del desastre del buque Exxon Valdez. De esta manera, si tomamos como aproximación el daño por hogar obtenido para ese derrame, de 31 euros/dólares (1991), y lo transferimos a los efectos que se presentaron en el incidente del Prestige, el autor obtendría una valoración de cerca de 372 millones de euros.

Balance final. Si, por otra parte, comenzamos con los datos de la investigación realizada recientemente para un grupo de áreas naturales de montaña en Galicia propuestas para su inclusión en la Red 2000 de Natura, encontramos que las personas entrevistadas se encuentran dispuestas a pagar cerca de 120 euros/familia para ampliar la protección a 24 de estas zonas, con respecto a las tres actuales. Aunque por el momento no se dispone de un uso específico para un sistema de áreas costeras, se puede preguntar acerca de: ¿el valor asociado a la conservación de las 19 áreas costeras de esta red afectada, sería menor que el presentado? Si no fuera así, como parece ser, dado que es mayor demanda de visitas a las áreas costeras que al interior, estaríamos multiplicando por cuatro el DAP por la conservación estimada en el caso de Exxon y, de esta manera, se llegaría a la cifra de 1.440 millones de euros.





Considerando los daños al turismo recreativo y las pérdidas pasivas, aún utilizando las estimaciones más conservadoras, se llega a una estimación de daños “sin mercado” de cerca de 800 millones de euros, que significan más de cuatro veces los costes de la restauración, y que requeriría la creación de un fondo específico para la responsabilidad ambiental por parte de la Unión Europea.

Considerando todo, si observamos la suma de las estimaciones obtenidas, agregando las pérdidas de mercado privadas y colectivas y estimaciones de valor de mercado y sin mercado, se llega a la cifra de entre 2.282 y 3.460 millones de euros, que son diez veces el máximo para la responsabilidad ambiental aceptadas actualmente por el IOPC.

Análisis coste-beneficio ambiental

7. ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO AMBIENTAL

7.1 Primeras consideraciones

“El Análisis Coste / Beneficio comprende los procedimientos de evaluación que implican el cálculo de un criterio, generalmente económico, que representa, bien la diferencia entre beneficios y costes, o bien, ingresos y costes, eficacia y costes, y otros más.”

El Análisis Coste/Beneficio (ACB) y el Análisis Coste/Eficacia (ACE) se fundamentan en la comparación de diversas estrategias (actividades) o situaciones de decisión respecto a los costes que originan, con relación a la utilidad (eficacia) que se consigue al alcanzar un determinado objetivo.

Esta técnica posee una gran antigüedad y ha sido ampliamente utilizada en diversas ramas de la economía. Sin embargo, hoy adquiere otra dimensión al introducir los beneficios y los costes. Se incluyen los que son producto de la consideración de bienes no antes valorados metodológicamente, tales como los anteriormente ya descritos como valores sin mercado, los valores de no-uso que, ahora, entran a formar parte de las valoraciones y de la Interpretación de los resultados. Para ello, necesitamos ineludiblemente expresar todos los beneficios y sus costes en términos homogéneos, generalmente en unidades monetarias, mediante las técnicas adecuadas.

En los dos capítulos anteriores, dedicados a la valoración, en diversas ocasiones se han explicado varias consideraciones metodológicas de esta herramienta, incluyendo los índices coste/beneficio, la consideración temporal de los análisis, los estudios de sensibilidad de sus factores y otros más.

Por ello, a este capítulo se le asigna una función de presentación de ejemplos, en este caso relacionados con varios aspectos de la industria mineral en relación con un entorno variado y actual.

7.2 Primer ejemplo: Análisis Coste Beneficio Ambiental del uso museístico de las explotaciones de Almadén, Ciudad Real

El conjunto de las explotaciones históricas de Almadén, con la intervención de la Fundación Almadén, han sido acondicionadas para su visita guiada, rescatando con

Análisis coste-beneficio ambiental

ello su valor patrimonial. En este sucinto estudio se analizan los valores derivados de esta consideración y se comparan con los costes que este proyecto acarrea. Es un ACBA. El ejemplo está tomado de las tesis de Master elaborada por la alumna de la *Maestría Internacional de Minería Sostenible, Marta Coto Sauras. Red Desir (Lima, 2005-06)*

a) *Bases fundamentales del estudio*

Todo el proceso de valoración que se presenta en las próximas páginas necesita de una serie de definiciones básicas que son las siguientes:

a.1 Límites de la aplicación del AC/BA

Se trata del País en general, particularizado en algún momento sobre la Comarca de Almadén.

a.2 Modelo del AC/BA

Se considera de manera conjunta el valor y los costes económicos, sociales y patrimoniales, comentando en las conclusiones cada una de las tres componentes.

a.3 Temporalidad en el análisis

Se considera un periodo de 15 años, haciendo la salvedad de que a un más largo horizonte, no le correspondería un incremento significativo del resultado actualizado.

a.4 Unidad económica

En todo caso se tratará del euro.

a.5 Tasa de descuento empleada

Se ha elegido la STPR (Social Time Preferent Rate) que es una tasa social que recoge las preferencias sociales de la comunidad que valora. En este caso se toma el 4% anual, de acuerdo con las últimas aplicaciones en el entorno de la UE.

b) *Beneficios*

b.1 Ingresos económicos directos

A la Fundación Almadén:

Ingresos por entradas al Museo y al Circuito de Visita.

Caso básico, ya en operación consolidada: 30.000 visitantes al año, como valor meseta después de un periodo de difusión y aprendizaje. Se supone la siguiente secuencia:

1º Año	6.000 visitantes
2º Año	15.000 visitantes
3º Año	20.000 visitantes
4º Año	25.000 visitantes
5º Año y siguientes	30.000 visitantes

- Ingresos por año consolidado: 30.000 v.x 15 € (med.) = 450.000 €/año
- Ingresos por venta de recuerdos y otros: = 150.0000 €/año
- TOTALES: 600.000 €/año

b.2 Ingresos económicos indirectos Ingresos en restauración y hostelería

- Consumos en bar y cafeterías: el 80% de los visitantes

$$24.000 \text{ v.} \times 2 \text{ €} = 48.000 \text{ €/año}$$

- Consumos en comidas o cenas: el 20% de los visitantes

$$6.000 \text{ v.} \times 20 \text{ €} = 120.000 \text{ €/año}$$

- Consumos en hotel u hostel: el 10% de los visitantes

$$3.000 \text{ v.} \times 50 \text{ €} = 150.000 \text{ €/año}$$

- TOTALES: 318.000 €/año

b.3 Ingresos sociales

- Incidencia por plazas de trabajo.

- Personal de la plantilla actual 177.000 €/año
- Personal de la plantilla 2007 225.000 €/año
- Personal en año consolidado 360.000 €/año

- Bases para el cálculo: En una comarca económicamente deprimida y en un centro de trabajo en fase de cierre, se contabilizará en el cálculo el “ahorro-país” de la cobertura social y laboral del personal en paro, en el caso de que no existiese una alternativa semejante a la actividad mina-museo
- En la actualidad, la cobertura de desempleo está legislada, cubriendo desde el 75% del SMI hasta el 170% del SMI. Ahora bien, como una parte importante del personal saliente posee una sobrada antigüedad, se toma la cobertura media aplicada a su máximo temporal. Así:

Cobertura media (120%) del SMI al año 2005 (7.182 €/año). Tomando dos años (máximo posible): 17.237 € en los dos años iniciales.

El total vendrá marcado por el número de empleos previstos (desempleo evitado): 17.237 x 18 (año consolidado):

TOTAL: 310.000 €/año

- Puestos de trabajo inducidos por las actividades museísticas

Estas actividades se asimilan al tramo inferior de una industria minera de poco desarrollo. Por ello, se toma el valor de una tasa del 0,5 (tanto por uno) que es la propuesta en la última publicación del CSCIM: “Minería en España, 1996” aplicando este índice a la masa salarial generada por los puestos de trabajo directos.

TOTAL: 180.000 €/año

- Germen de desarrollo económico y social

Para las siguientes determinaciones se aplica el principio del “Benefit transfer” (que no es más que la aplicación de datos de una situación bien conocida a otra de difícil determinación). En este caso, se toman los datos del excelente estudio de M Curverwell sobre la II Región de Chile denominado “The mining cluster in Antofagasta”. En esta región, el impacto económico generado por cada 1.000 \$ US alcanza una transformación en 1.565 \$, mientras que el impacto económico a nivel nacional tan solo supone 1.277 \$.

Teniendo en cuenta que la región posee un nivel económico semejante a la Comunidad de Castilla-La Mancha, resultaría del todo conservador la aplicación del índice de desarrollo del 1.277 a la economía española, instrumentalizado por el desarrollo local de la comarca de Almadén.

Así, en este capítulo, en un año consolidado, para el gasto anual de 585.000 €, de esta cantidad, el 0,277 (tanto por uno) sería el valor del desarrollo inducido en la economía nacional, mientras que el 0,565 lo sería para la región autónoma.

De esta manera,

TOTAL: 162.000 €/año

b.4 Valores patrimoniales

Los beneficios de este apartado se pueden dividir en los siguientes conceptos:

b.4.1 "Valores de uso".

A su vez, podrían dividirse en los siguientes apartados,

- Disfrute intelectual de la visita.

Se utiliza como metodología de valoración el "Método del Viaje":

Caso básico: 30.000 visitantes, agrupados en unidades familiares de tres individuos, es decir, 10.000 familias.

En el caso de desplazamientos individuales en vehículo propio, el gasto se compondría de la siguiente manera:

- Desplazamiento desde una gran ciudad: 600km (ida y vuelta) a 198 €/familia por 10.000 familias: 1.980.000 €/año
- Gastos de hostelería: ya incluidos anteriormente
- Valor de las horas invertidas: A diferencia del Método del Viaje, en este caso no se considerarán.

TOTAL: 1.980.000 €/año

- Valor cultural y científico
- Como promedio, en año consolidado, 5 ediciones de libros y folletos por año: 20.000 €/año

- Realización de tres artículos y dos tesis o tesinas: 7.800 €/año
- Cursos de formación geológica, de historia u otras actividades culturales: 12 participantes x 3 días x 80 €/día, y matrícula: 11.520 €/año

TOTAL: 39.000 €/año

b.4.2 Valores de "No uso"

La valoración de los bienes de "no uso" se vuelve siempre muy difícil y, naturalmente, se debe recurrir a la encuesta, preguntando a los visitantes, directa o indirectamente, acerca del valor de "existencia" y emocional que provoca el conocimiento de la conservación de un bien determinado.

Ante al imposibilidad de realizar la pregunta de este modo ("Valoración Contingente") se ha buscado un concepto económicamente valorable, y que además, represente al valor "de existencia" de la minería histórica. El más inmediato, sin duda, y que además, posee señales de verosimilitud, sería el coste que supondría el sostenimiento de una minería mínima que cumpliera la función de preservación de esta actividad, que increíblemente se ha mantenido sin pausa durante muchos siglos. La justificación de este planteamiento estaría ligada a la respuesta ante la pregunta de si es procedente una inversión permanente para mantener el único "world class" de la minería española.

El cálculo del precio de esta actividad, tomada siempre en su pequeña dimensión, sería el siguiente:

- Producción de 15 t/día de mineral rico, es decir, 180 t de mercurio metal por año de operación
- El valor de la mano de obra se obtendría a calculado en razón a una plantilla de 35 personas, o 1,26M €/año, con una productividad de 1t/jornal de interior
- El coste total de la producción se determina contando que la mano de obra supondría el 40% de los gastos totales, es decir, 3,16M €/año
- La producción de metal poseería un valor de venta de 600 \$/frasco o 14.000 €/t Hg, es decir, 2,52M € por las 180 t de mercurio
- La diferencia entre los costes y el valor de la producción, orientativamente, nos produciría el valor de "existencia" de esta minería

TOTAL: 640.000 €/año

c) Costes

c.1 Gastos en infraestructuras

En este apartado se incluirían los costes de utilización de infraestructuras financiados por la Comunidad en general. De los tres principales, energía, agua y comunicaciones, actualmente, el uso del agua apenas significa su coste real.

c.2 Gastos de explotación

Se toman directamente los gastos estimados por la Fundación sobre la previsión de un año consolidado

Salarios	360.000 €
Mantenimiento	45.000 €
Suministros	90.000 €
Reposiciones y otros consumos	90.000 €
TOTAL	585.000 €

c.3 Costes ambientales

No existen gastos directamente aplicados a la naturaleza y que supongan un impacto apreciable. Tan sólo se puede recordar que se podrían detectar pequeñas variaciones en cuanto a la emisión de mercurio atmosférico y en las condiciones de restauración del circuito museístico.

c.4 Costes sobre riesgos personales

En este apartado se incluye la esperanza de daño determinada en un Análisis de Riesgo realizado sobre el circuito de visitas que, por otra parte, apenas posee significación.

d) *Análisis de la inversión en la puesta en marcha de un museo y circuito histórico y minero en Almadén*

Para una tasa de actualización del 4%, el Valor Actual Neto de la inversión inicial en 15 años, alcanza 33.330.000 €

Análisis AC/BA (en 1.000 €)										
Años	0	1	2	3	4	5	6	7	...	15
Inversiones Iniciales	5.030*									
INGRESOS										
Por economía directa										
Por visitas		120	300	400	500	600	600	600	600
G. indirectos en Almadén		64	159	212	275	318	318	318	318
Sociales										
Por puestos de trabajo directos		207	207	241	276	310	310	310	310
Sociales, por puestos indirectos		120	120	140	160	180	180	180	180
Desarrollo económico inducido		108	121	135	145	162	162	162	162
Ingresos no tangibles										
De disfrute intelectual		396	990	1.320	1.650	1980	1.980	1980	1.980
Valores culturales y científicos		20	39	39	39	39	39	39	39
Valores de "No uso"										
		320	640	640	640	640	640	640	640
Total Ingresos		1.355	2.576	3.127	3.689	4.229	4.229	4.229	...	4.229
COSTES										
Costes de explotación		390	390	455	520	585	585	585	585
Costes por riesgos personales		No signif.		No signif.						
Total Costes		390	390	455	520	585	585	585	585
RESULTADOS		965	2.186	2.672	3.169	3.709	3.709	3.709		3.709

e) Comentarios

- Si nos fijamos en el balance de un año consolidado, podemos apreciar que (según los datos de la Fundación Almadén) en la cuenta de explotación del proyecto, los gastos se encuentran cubiertos por los ingresos de las ventas, pero esto se realiza de una manera muy ajustada, a penas unos miles de euros anuales.
- Sin embargo, en el Análisis Coste-Beneficio se consideran muchos más conceptos que no se recogen en una cuenta de explotación normal. De esta manera, en los ingresos por economía directa, la inclusión de las entra-

Análisis AC/BA de un año consolidado

Conceptos	Miles €
Entradas por economía directa	918
Ingresos socioeconómicos	652
Valores no físicos	2.019
Valores de "no uso"	640
TOTAL INGRESOS	4.229
TOTAL COSTES	585
RESULTADO (un año)	3.709
VAN (15 años)	33.330

das de gastos del turismo inducido puede constituir otra fuente de ingresos nada despreciable.

- Además, en una visión más socioeconómica, los factores de creación de riqueza aportan tanto como los ingresos directos (652 mil € contra 600 mil €).
- Por otra parte, la consideración de los valores no físicos, aumenta considerablemente el campo de los ingresos, valorándolos por medio de técnicas que nos acercan al valor aproximado de nuestras percepciones culturales, además del valor educacional que puede provocar su explotación. Este valor supera los dos millones de euros anuales y, aún más, si introducimos los valores de existencia que, en una aproximación, se consideran con cifras superiores al valor de explotación directa.
- El balance anual supone unos flujos en unidades económicas muy desahogados, que al final producen un acumulado actualizado (VAN) enormemente atractivo: 33,33 M €.

7.3 Segundo Ejemplo: Análisis Coste-Beneficio Ambiental de los usos del suelo en Zaruma-Portovelo (Ecuador)

El objetivo del estudio fue determinar el valor global (de "uso" y "no uso") de las actividades o usos del suelo del distrito minero de Zaruma-Portovelo, utilizando criterios económicos, sociales y ambientales. La valoración en términos monetarios se ha realizado mediante la aplicación de la de la técnica de Análisis Coste-Beneficio Ambiental sobre las unidades principales de uso de terreno en que se ha dividido la zona (actividad minera, agricultura-ganadería, áreas urbanizables, zonas turísticas y bosque autóctono).

El trabajo ha sido obtenido de la publicación de Edgar Berrezueta Alvarado en el Seminario de Minería, Metalurgia y Medio Ambiente de febrero 2003 en Quito, Ecuador, y se transcribe una parte importante del mismo.

Condiciones del análisis

La valoración en términos monetarios se realizará mediante la aplicación de la técnica de Análisis Coste-Beneficio Ambiental sobre las unidades principales de uso de terreno de la zona. La selección de las unidades territoriales en que se ha dividido el área, ha seguido criterios de simplificación y agrupación de áreas homogéneas de utilización y/o ocupación del suelo.

- La *actividad minera* y la *agricultura-ganadería* representan las actividades económicas más importantes de la zona, agrupando aproximadamente al 70 % de la PEA. Además, originan una ocupación física del territorio muy amplia.
- La *zona turística* representa la real y/o potencial ocupación de un territorio con características especiales para visitar y conocer. Así, paisajes, ríos, bosque autóctono, etc.
- La *ocupación poblacional*, tanto urbana como rural, aún cuando se concentran en núcleo más reducidos (cantones, parroquias y barrios), representan una ocupación de territorio considerable.
- Finalmente, una unidad que engloba las características naturales e intrínsecas de la zona, el llamado bosque *subtropical*, sobre el que se han asentado y se seguirán ubicando gran parte de las actividades humanas.

Para simplificar el proceso de valoración, se han definido cuadrículas territoriales de una hectárea para cada uso o actividad del suelo; a cada una de estas cuadrículas se les ha asignado la parte proporcional de los elementos (vivos e inertes) que contribuyen a desarrollar la actividad definida, según su distribución en la zona.

El fin del análisis efectuado en el área Portovelo-Zaruma se refiere a disponer de criterios de decisión sobre la conveniencia de usos del territorio en el marco de un desarrollo sostenible. Ante la escasez de datos se ha optado por un Análisis de Coste-Beneficio Ambiental (ACBA) sobre una unidad territorial (1 hectárea) cambiante en su uso. De esta manera, una vez conseguido el valor unitario de utilización, se podría ampliar a todo el territorio considerado, teniendo en cuenta las limitaciones que imponen otras condiciones de aptitud del mismo: altitud, geomorfología, pendiente, áreas muy degradadas, zonas de riesgo, etc.

Metodología de aplicación del ACBA

La aplicación del procedimiento ACBA consiste en la elaboración de un balance de contabilidad sobre lo que supone la utilización del suelo en unidades monetarias, según criterios económicos, sociales y ambientales. La valoración se realizará para cada una de las unidades territoriales antes definidas, separando las partidas en costes y beneficios. Cada una de estas partidas valorará por separado los denominados rangos de “uso” y los de “no uso”.

El valor monetario calculado tanto para las entradas y salidas del balance estará referido al ingreso o egreso producido por la actividad en dólares anuales para una hectárea de terreno, es decir (\$ /ha-año). Puesto que el procedimiento consiste en la construcción de un balance de contabilidad económica, social y ambiental, cuantificado en unidades monetarias, se aborda el estudio separando las partidas del balance en beneficios y costes para cada una de las actividades estudiadas.

Conviene señalar en todo caso, que el análisis efectuado no es un análisis Coste-Beneficio de un sector industrial, sino de unas actividades a las que queremos acercarnos con el fin de conocer su problemática económica social y ambiental. Por ello, se han simplificado caminos, se han elegido entre las variables a aquellas de más inmediata valoración, y muchas veces no se ha abundado en la investigación de nuevas fuentes de información que podrían aumentar la fiabilidad de los datos, o bien, que contrastasen su elección. No obstante, se marca un buen camino a seguir y se extraen las primeras consecuencias interesantes del método.

Fuentes fundamentales de datos de valoración, en principio, son los suministrados por los organismos oficiales del estado ecuatoriano como el INEC, MAG, DINAMI, BCE, etc. y por otros estudios socio-económicos tanto de la zona de Zaruma-Potovelo como de otras áreas, presentados en la bibliografía. A falta de datos para la valoración de las actividades, se ha recurrido a la valoración por parte de un comité de expertos.

- *Minería*

La actividad minera en la zona de Zaruma-Portovelo tiene sus orígenes en la época precolombina y continua desarrollándose en la actualidad. En la década de los 80, se inicia un aparente e ilusorio apogeo minero causado por el incremento del precio del oro y a la crisis económica del país. En esta zona, tradicionalmente minera, se generaliza la minería artesanal.

A partir de los 90, aparece una forma planificada de explotación (utilizando equipos y maquinaria modernos para los procesos de extracción, transporte, trituración, molienda y concentración) a cargo de empresas y asociaciones mineras, aunque se mantiene una gran parte de la actividad minera de forma artesanal.

Pero la actividad minera, lejos de alcanzar las expectativas creadas, tan solo ha permitido satisfacer las necesidades mínimas de subsistencia de la mayoría de los “petroleros” (30 % de la PEA minera) y contribuir de forma irrisoria al presupuesto de los municipios de la zona (< 10%) a través de regalías y de la recaudación de impuestos.

Desde el punto de vista ambiental, el desarrollo de la actividad minera de forma descontrolada ha deteriorado los recursos naturales y humanos y también las posibilidades de alcanzar un desarrollo económico sostenido y equilibrado. Los resultados del monitoreo ambiental sobre distintas labores mineras auríferas a pequeña escala realizado por el Ministerio de Energía y Minas del Ecuador (1999), concluye que:

“La minería de oro en el sur del Ecuador ha causado considerables impactos ambientales, siendo los más severos los de las áreas Zaruma-Portovelo y Ponce Enríquez”.

INGRESOS

- Valor económico de “USO”
- *Venta de los productos o servicios*

El valor de las ventas está condicionado por la cantidad de productos o servicios generados y su precio en el mercado.

En la minería, el producto principal que se comercializa es el oro. Para la valoración de valoración de las ventas se ha tomado la media de la producción anual del oro y su cotización promedio de los últimos meses (320 \$ / onza, en 2003). Del mapa de mineralización (*Dirección de Minas Ecuador CD, 2000*), se ha determinado que 1100 ha son las más favorables para el desarrollo de la actividad minera.

Producto	Producción de Oro Kg	Área Zona ha	Precio Oro \$/onza	Ventas \$/ha-año
ORO	161	76	85	47

Fuente: Dirección de Minas Ecuador (2000)

- Valor social de “USO”
- *Empleo directo e indirecto*

No cabe duda que el empleo de trabajadores es un “conocido” beneficio para estas zonas del tercer mundo, donde las alternativas de ocupación son escasas. El

valor del empleo será calculado del producto del salario medio anual por el número de trabajadores. El valor del salario anual depende de cada actividad y su calificación como directo o indirecto. Lo porcentajes de trabajo de estas dos categorías para cada una de las actividades han sido estimados tanto a partir de estudios realizados en la zona como de aquellos referidos a zonas con características similares.

Actividad	Tipo de empleo	N° de empleados	Área ha	Salario básico \$/año	Beneficio: Empleos/ha-año
MINERÍA	Directo	3 000	1 100	2 400	6 545,4
	Indirecto	7 000	1 100	1 200	7 636,4
TOTAL					14 181,8

Fuente: Hruska, (1998)

- *Gérmen de desarrollo*

El contar con ingresos fijos en una estimable población trabajadora, induce una serie de mejoras en infraestructuras urbanísticas y del territorio, y además, constituye el germen de un desarrollo económico local. También se pueden considerar otra serie de beneficios de carácter formativo-profesional, cultural, etc. Como ejemplo se calcula, en una aproximación, el beneficio generado en el desarrollo económico según el 5% del gasto de la población dedicada a las actividades ya descritas.

Actividad	Beneficio \$/ha-año	Gasto: 80% de la entrada \$/ha-año	Retribución Capital Invertido % gasto	Gérmen de desarrollo \$/ha/año
MINERÍA	14 181,4	11 345,4	5	567,2

Fuente: *Elaboración Propia* (1998)

- *Mejora de Infraestructuras*

Las infraestructuras que se construyen en un comunidad son una inversión que fortalece a la sociedad, mejorando su hábitat y adecuando el espacio donde se vive. Las infraestructuras de servicios básicos suponen una inversión para el fomento y desarrollo de la zona provenientes del presupuesto del municipio. Zaruma, en comparación con los otros municipios cercanos no dedicados a la minería, cuenta con una mayor presencia de infraestructuras y servicios sociales, posiblemente por el aporte de la actividad minera a los presupuestos municipales. Por este motivo, ante la ausencia de datos, se valorará la mejora de infraestructuras de la zona la utilizando datos de áreas mineras chilenas.

Actividad	Beneficio \$/ha-año	Retribución Infraestructura %	Valor de las mejoras \$/ha-año
MINERÍA	14 181,4	10	1 418,4

Fuente: Minería en la II Región Chilena. Aroca P. (2001)

- Valor económico de "NO USO"

- *Valor líquido del producto*

El oro una vez refinado, a diferencia de los otros productos representativos de las actividades analizadas en este estudio, puede circular de forma fluida sin necesidad de cambio por dinero. Su valor líquido o de inmediata realización monetaria, es posible determinarlo utilizando el ahorro que se obtiene en las operaciones de préstamos internacionales a interés preferente. El tipo de interés interbancario que se utilizará para este cálculo será el LIBOR, que ha tenido una media de valor desde el año 2000 para créditos a un año del 3,75%.

Minería

Producto	Ventas \$/ha-año	Tipo Interés %	Valor líquido \$/ha-año
ORO	32 730	3,75	1 227,4

Fuente: BCE, 2000

GASTOS

- GASTO económico de "USO"

Los costes para cada actividad o uso del suelo se dividen habitualmente en:

- *Costes de inversión.*

Referidos a las adquisiciones necesarias para la puesta en marcha de la explotación: compra del terreno, la maquinaria, las instalaciones y los materiales necesarios para la explotación de la mina. Se incluyen tanto la inversión inicial como las reposiciones que se tienen que realizar a lo largo de la vida de la mina y de la planta de tratamiento.

- *Costes de operación*

Se refieren a aquellos producidos durante la explotación para cubrir los gastos de materiales y energía, necesarios para arrancar, cargar, transportar y procesar el material. La mano de obra ha sido considerada como un ingreso por la situación de estas zonas.

Minería

Concepto	Mineros/ha empleo	Salario-Minero \$/año	t/año-ha	Coste (\$/t)	Valor (\$/ha-año)
INVERSIÓN	2,8	2 400	490	15,6**	7 644
OPERACIÓN				34,4*	16 856
TOTAL					24 500

* Coste mano de obra es 35 % del coste total.

Fuente: *Elaboración Propia* * * *Minas Ponce Enríquez.*

- GASTO social de "USO"

Los costes sociales son los más difícilmente evaluables, debido a que la mayoría de ellos se refieren a bienes intangibles, cuya pérdida supone una difícil valoración en términos económicos. Quizás el factor mortalidad en la minería (20 veces mayor que el de otras actividades) sea el más importante de los costes sociales.

- *Mortalidad*

La esperanza de vida de un trabajador, según sea su actividad, puede permitirnos valorar el costo social, utilizando el tiempo que deja de vivir y su salario anual. En nuestro caso utilizaremos datos obtenidos de las estadísticas peruanas. Estos datos nos muestran que la esperanza de vida de los mineros se encuentra por debajo de la media nacional, por lo que sólo será evaluada esta actividad.

Actividad	Esperanza de vida trabajadores años	Esperanza de vida media nacional años	Salario medio anual \$	Mortalidad %	Coste total \$/ha-año
MINERÍA	50	64,5	2 000	0,692	200,68

Otra forma de valorar la mortalidad es utilizar el valor con el que las aseguradoras indemnizan la muerte por accidente de una persona en Ecuador. Con este valor y la tasa de mortalidad de los mineros de la Zona Zaruma-Portovelo, obtenemos el siguiente valor:

Actividad	Indemnización aseguradora \$	Número de mineros/ha	Mortalidad %	Coste total \$/ha-año
MINERÍA	30 120	2,7	0,692	562,7

Fuente: Caspio, F (2000)

- Accidentes

No es conocida con exactitud la proporción de accidentes en la pequeña minería respecto de otras actividades; sin embargo, es sabido que se trata de una gran mayoría. El valor aproximado es de 36 accidentes por cada 1000 trabajadores anualmente (Estudio Bella Rica-Ecuador). Se supone a partir de los datos previos que los daños causados por el accidente son graves, por esta razón se puede aproximar un valor de 10 días absentismo laboral por este motivo. Este es el dato que utilizan en un estudio de la pequeña minería en Ghana

Actividad	Gasto atención accidentado \$-10 días	Número de mineros/ha	Accidentes %	Coste total \$/ha-año
MINERÍA	450	2,7	3,6	43,74

- *Explotación infantil.*

Dentro de la minería, son fundamentalmente las minas informales las que tienen en sus asociaciones niños trabajadores. Estos niños trabajan o bien como “jancheros” (rebuscadores de oro entre los residuos de mina) o como jornaleros, fundamentalmente en función de la edad. Los más pequeños se dedicarán a “janchear” para ganar algún dinero por las tardes o los fines de semana; sin embargo, si son algo mayores (normalmente a partir de los 12 años) pueden empezar a trabajar como jornaleros en la explotación minera. En el estudio de la pequeña minería del Ecuador (Alcalde M, 2002), se estima que el coste por menor trabajando en la actividad minera es de:

Concepto	Coste por tonelada (\$/t)
EXPLOTACIÓN INFANTIL	12,9

Si tomamos este dato como cierto, el coste en dólares /ha –año sería:
 $12,9 (\$/t) * 490 (t/año-ha) = 6\ 321 (\$/ha-año)$

- Gasto ambiental de “USO”

- *Restauración*

Una vez calculado el valor de cada hectárea del terreno, es necesario estudiar la superficie del terreno ocupada por la actividad minera. Para todos y cada uno de los modelos presentados se establecerá la superficie de las escombreras, mina, planta, viales, conducciones y campamento minero, que afectan a la biodiversidad y dañan al medio ambiente.

Concepto	t/año-ha	Factor Explotación	Densidad	Vol. m ³	Área a restaurar	Coste Restauración \$/m ²	Coste total \$/ha minera
ESCOMBRERA	490	2,7	1,6	826.875	210*	0,90	189,0
INSTALACIONES					250*		225,0
TOTAL							414,0

* Según modelo propio

Fuente: *Elaboración propia*

- Gasto ambiental de “NO-USO”

El gasto adjudicado a la minería equivale al 100 % beneficio ambiental de “NO-USO” del bosque autóctono subtropical sobre el que se asentaría esta actividad. Este valor es:

818,48 \$/ha año

ACTIVIDAD MINERA				
"USO"	"NO USO"			VALORACIÓN
Entradas				TOTAL actividad
Actividades	VALOR \$/ha/año	Actividades	VALOR \$/ha/año	
Valor Económico				
Venta de Oro (en la zona)	32 730,0	Valor líquido del oro	1 227,0	33 957,4
Valor Social				
Empleo Directo	6 545,4			16 167,4
Empleo Indirecto	7 636,4			
Germen de desarrollo E y S	567,2			
Mejora de infraestructura	1 418,4			
Valor Ambiental				
TOTAL Entrada "uso"	48 897,4	TOTAL Entrada "no uso"	1 227,4	50 124,8
Gastos				TOTAL actividad
Actividades	VALOR \$/ha/año	Actividades	VALOR \$/ha/año	
Gasto Económico				
Gasto de producción	24 500,0			24 500,0
Gasto Social				
Mortalidad	763,3			7 128,0
Empleo infantil *	6 321,0			
Accidentes	43,7			
Gasto Ambiental				
Gastos de restauración	414,0	Existencia	128,0	1 232,5
		Opcional	18,0	
		Legación	410,2	
		Recreativo	59,5	
		Regulación Climática	148,0	
		Control Erosión	54,8	
TOTAL Gasto de "uso"	32 042,0	TOTAL Gasto de "no uso"	818,5	32 860,5
Balance TOTAL				TOTAL
"uso"	16 855,4	"no uso"	408,6	17 264,6

* Según modelo propio

Fuente: Elaboración propia

- Gasto ambiental de “NO-USO”

El gasto adjudicado a la minería equivale al 100 % del beneficio ambiental de “NO-USO” del bosque autóctono subtropical sobre el que se asentaría esta actividad. Este valor, tomado de la media de los valores suministrados por la literatura accesible sobre valoraciones del bosque tropical, es el siguiente:

818,48 \$ / ha año

- Agricultura y ganadería

Aunque la agricultura y la ganadería sean actividades importantes debido a las potencialidades de la zona (calidad del suelo, clima y tradición productiva de los sectores rurales), la actividad minera las va desplazando sostenidamente como actividad laboral. El cambio de actividad en la población campesina ha significado una desarticulación de la producción agropecuaria para el mercado local y, por tanto, un encarecimiento de los alimentos.

Según el estudio de la *Swedish Geological AB* (2001) en Zaruma, la falta de capacitación e incentivos en las actividades agrícolas y ganaderas, ha significado la utilización de tierras no aptas para la agricultura y un sobre-pastoreo pronunciado, con la consecuente pérdida de la productividad y alteración del equilibrio biótico, causando en muchos casos la erosión del suelo.

INGRESOS

- Valor económico de “USO”

- *Venta de los productos o servicios*

En el caso de la agricultura y ganadería, asociados como una sola unidad, se han tomado algunos productos representativos para cada actividad. Así, para la ganadería, el ganado vacuno (de carne y leche) y para la agricultura, la patata y el café. Los valores de referencia utilizados son los precios medios locales de estos productos y su producción por hectárea (MAG de Ecuador), a falta de algunos datos, se han tomado índices de producción por hectárea de zonas análogas como Chile, México, Venezuela ó de zonas no tan semejantes como España.

Actividad	Producto	Producción/ha	Precio Carne \$/unidad	Actividad %	Ventas (\$/ha-año)
GANADERÍA	Carne de vacuno	350 Kg	2	90	630
	Leche de vacuno	2 266 (*)	0,3	10	135
Valor medio				100	745
AGRICULTURA	Café	820 kg (*)	0,70	76	436,24
	Patatas	5 660 kg (*)	0,10	15	84,09
	Caña de azúcar	29 820 kg (**)	0,12	9	322,05
Valor medio				100	842,38
Total de actividades agrícolas					793,69

Fuente: ICA, MAG (2000). * Fuente: FAO –Venezuela- ** Fuente: FAO –México-

- Valor social de "USO"
- Empleo directo e indirecto

Actividad	Tipo de empleo	Nº de empleados	Área o zona ha	Salario básico \$/año	Beneficio por empleos \$/ha-año
AGRICULTURA Y GANADERÍA	Directo	4 545	5 000	1 536	1 396,2
	Indirecto	591	5 000	1 536	181,5
TOTAL					1 577,7

Fuente: INEC (2002). * Fuente: Minería Chile (2000)

- Gérmén de desarrollo

Actividad	Beneficio \$/ha-año	Gasto: 80% de la entrada \$/ha-año	Retribución Capital Invertido % gasto	Gérmén de desarrollo \$/ha-año
AGRICULTURA Y GANADERÍA	1 577,77	1 262,21	5	63,11

Fuente: Elaboración Propia (1998)

- Valor social de “NO USO”

La valoración del modo de vida, la historia y la estética originada de desarrollar una determinada actividad, ha sido realizada por medio de los Precios Hedónicos, que tratan de medir un bien o un servicio como un componente mensurable (sus características o atributos) de un producto comercializable. Su aplicación más común trata de utilizar la relación existente entre el valor de una propiedad (por ejemplo una residencia) y sus atributos ambientales: calidad del aire, aceptación visual, nivel de ruidos, etc.

En este caso particular, se contabilizará el valor de un terreno valorando el hecho de edificar una segunda residencia, en un lugar sin problemas ambientales, tales como ruidos, contaminación atmosférica superpoblación y edificación en relación con otro que sí los contenga.

Zona	Vivienda/ha	Precios Viviendas	Tiempo uso vivienda en años	Valoración \$/ha/año
AGRICULTURA-GANADERÍA BOSQUE	1	7 500	25	300

GASTOS

- GASTO económico de “USO”

En la agricultura y ganadería, el porcentaje de gasto frente a los ingresos es del 40 %. Este dato es el valor medio obtenido de comparar el coste de producir patatas, café, caña, carne o leche con su precio en el mercado. Según esto, el gasto sería:

Actividad	Ingresos (\$/ha-año)	Gastos %	Ventas (\$/ha-año)
TOTAL ACT. AGRICULTURA-	793,69	4	317,47

Fuente: ICA, MAG (2000)

- Gasto ambiental de “NO-USO”

- *Existencia, opción y legación*

Agricultura

Concepto	Valor del bosque (\$/ha-año)	Gastos % Valor del bosque	Valor (\$/ha-año)
Existencia	128	100	128
Opcional	18	100	18
Legación	410,18	100	410,2
TOTAL			546,2

Fuente: Ver Actividad –Bosques-

El valor de restauración debido a la actividad agrícola es equivalente al beneficio de control de la erosión del bosque (ver valor beneficio del bosque) menos el beneficio de control de la erosión por cultivo.

Agricultura

Concepto	Pendiente %	Material erosionado t/ha	Precio unidad \$/ha	Beneficio (\$/ha/año)
EROSIÓN	> 15	21	0,49*	10,3

Fuente: Método Alvadalejo et al. MOPU-España (1988). *Fuente: Propia (2003)

Control Erosión (Bosque) - Control Erosión (Agricultura) = 44,5 \$ /ha-año.

El gasto recreativo y de regulación climática se calculará utilizando el valor de subvención (1.470 \$ /ha-año) amortizado a 20 años que otorgan el gobierno español por la repoblación de bosques. Según esto su valor será: 73,5 \$/ha-año

- *Turismo*

Una posibilidad de desarrollo de la zona podría ser el turismo: las características del paisaje y biodiversidad, su pasado histórico, colonial, minero y prehispánico, son las razones que presentan los municipios de Zaruma, Portovelo para defender la viabilidad de esta actividad. Sin embargo, por el momento, todavía la limitada infraestructura impide la consecución de esta aspiración.

INGRESOS

- Valor económico de "USO"
- *Venta de los productos o servicios*

La valoración de la actividad turística se ha hecho a partir de una estimación en el número potencial de turistas que podría atraer la zona, a causa de sus características paisajísticas y monumentales.

Origen	Nº visitantes /año	Estancia días	Consumo por persona (\$/día)	Área destinada turismo (ha)	Ventas (\$/ha-año)
Nacionales	5 000	2	50	3 000	166,6
Extranjeros	500	2	100	3 000	33,3
TOTAL					200

Fuente: Elaboración Propia (2003)

La ocupación poblacional, al no ser una actividad laboral, no se considera que aporte un beneficio económico directo.

- Valor Social de "USO"
- *Empleo directo e indirecto*

Actividad	Tipo de empleo	Nº de empleados	Área ha	Salario básico \$/año	Beneficio: Empleos/ha-año
TURISMO	Directo y/o Indirecto	300	3 000	2 600	260

Fuente: Brasil (2003)

- Gérmén de desarrollo

Actividad	Beneficio \$/ha-año	Gasto: 80% de la entrada \$/ha-año	Retribución Capital Invertido % gasto	Gérmén de desarrollo \$/ha/año
TURISMO	200	160	5	8

Fuente: Elaboración Propia (2003)

GASTOS

- Gasto económico de "NO-USO"

La falta de infraestructuras para acoger a los potenciales turistas que visitarían la zona, ha obligado a estimar sus costes amortizados a 10 años, tomando como referencia el caso de Parques Mineros españoles, dónde la inversión como media en infraestructuras para acoger a estos visitantes es de 7.228 \$ anuales

Actividad	Inversión Infraestructuras (\$/ha-año)	Gastos %	Ventas(\$/ha-año)
TURISMO	7 228	1 100	6,57

Fuente: PFC, ETSIM (2002)

TURISMO (PAISAJE-HISTORIA)				
"USO"		"NO USO"		VALORACIÓN
Entradas				TOTAL actividad
Actividades	VALOR \$/ha/año	Actividades	VALOR \$/ha/año	
Valor Económico				
Venta	200,0			
Valor Social				
Empleo Directo	260,0	Mejora de infraestructura		
Empleo Indirecto				
Germen de desarrollo E y S				
Valor Ambiental				
		Existencia	128,0	
		Opcional	18,0	
		Legación	410,2	
		Recreativo	59,5	
		Regulación Climática	148,0	
		Control Erosión	54,8	818,5
TOTAL Entrada "uso"	2 404,5	TOTAL Entrada "no uso"	300,3	2 704,5
Gastos				TOTAL actividad
Actividades	VALOR \$/ha/año	Actividades	VALOR \$/ha/año	
Gasto Económico				
Gasto de servicio	6,6			6,6
Gasto Social				
Gasto Ambiental				
TOTAL Entrada "uso"		TOTAL Gasto de "no uso"		6,6
Balance TOTAL				TOTAL
"uso"	481,4	"no uso"	815,5	1 289,9

Bosques

Según la nueva propuesta de clasificación de vegetación para el Ecuador continental de Sierra (1999), la zona de Zaruma está ubicada dentro de la Subregión Sur, en los sectores que se detallan a continuación:

Sector Sur de la Cordillera Occidental

- Bosque Semidecíduo Montano Bajo, que corresponde a la vegetación de transición entre los bosques húmedos y secos del sur. Aquí, las plantas de las tierras bajas desaparecen, las trepadoras disminuyen y las epífitas aumentan.
- Páramo Herbáceo, en la parte más alta de la cuenca. Se caracterizan los pajonales, arbustos entremezclados con hierbas.

INGRESOS

- Valor Social de "USO"
- *Empleo directo e indirecto*

Actividad	Tipo de empleo	Nº de empleados	Área ha	Salario básico \$/año	Beneficio: Empleos/ha-año
BOSQUE	Directo y/o Indirecto	60	2 000	2 100	63

Fuente: *Elaboración Propia (2003)*

- *Gérmen de desarrollo*

Actividad	Beneficio \$/ha-año	Gasto: 80% de la entrada \$/ha-año	Retribución Capital Invertido % gasto	Gérmen de desarrollo \$/ha/año
BOSQUE	63	50,4	5	2,52

Fuente: *Elaboración Propia (2003)*

- Valor ambiental de “NO USO”

Zona	Vivienda/ha	Precios Viviendas	Tiempo uso vivienda en años	Valoración \$/ha/año
AGRICULTURA- GANADERÍA BOSQUE	1	7 500	25	300

- Valor ambiental de “NO USO”

La biodiversidad y los ecosistemas pueden ser considerados como grandes tesoros de la humanidad. En este apartado se medirá el valor de la naturaleza y la biodiversidad en \$/ ha anuales, es decir, del bosque subtropical autóctono.

- *Valor de Existencia*

El hecho de que existan bosques tropicales tiene un valor de satisfacción para los humanos, aún en el caso de que no se vayan a visitar nunca. Normalmente, el valor del beneficio que proporciona la existencia del bien se calcula por medio del método de Valoración Contingente.

La Valoración Contingente pretende la medición directa del bien, por medio de preguntas directas a personas relacionadas con el hecho. Esto se realiza de diversas formas, tanto del lugar objeto de estudio como de otros. Ante la falta de espacio para realizar estos estudios, se aportan datos provenientes de valoraciones contingentes realizadas para algunos de los casos análogos. Ante la diversidad de datos, se han eliminado los valores extremos a fin de determinar un valor medio más coherente.

MASAS FORESTALES	INVESTIGADORES	VALOR (\$/ha al año)
Bosques tropicales	Kramer and Mercer (1997)	3
Reserva Forestal de Monteverde	Echeverría et al. (1995)	238
Reserva Beni (Bolivia), Parques Amazónicos (Ecuador), Parque S. Pablo (Filipinas), Parque Sta. Rosa, Reserva Forestal de Monteverde (Costa Rica) y Parque Oban (Nigeria)	Ruitenbeek (1992)	8
Amazonas	Pearce (1991)	18
Bosques mexicanos	Adger et al. (1995)	5
Bosques tropicales	Chopra (1993)	893
MEDIA modificada		128

Fuente: *The total economic value of Amazonian deforestation, 1978 – 1993*. M. Torras (1999)

- *Valor de Mercado*

Sobre el bosque, aunque el interés es conservarlo y no obtener un producto con valor de mercado, potencialmente, en el futuro, algunos productos como madera y alimentos podrían incorporarse al mercado. Los datos utilizados han sido tomados de bosques tropicales (M. Torras, 2000).

Bosque

Producto	Producción t/ha	Precio Unidad \$/ha	Beneficio (\$/ha-año)
MADERA	0,33	846	279,18
ALIMENTOS			131
TOTAL			410,18

- *Valor Opcional*

Pueden existir, sin que se tenga conocimiento de ello, algunas especies forestales o animales tengan utilidad para el hombre, y por tanto, que sean comercializables. En algunos bosques tropicales, ciertas plantas originarias son usadas en otros lugares. El valor obtenido por este valor de opción según la bibliografía es de:

18 \$/ ha-año . Fuente: M. Torras (1999)

- *Valor Recreativo*

Por lo general, el valor recreativo se mide por medio del Coste del Viaje, o comprobando cuales son los ingresos que se obtienen por el turismo en el país de la zona objeto de estudio.

En concreto, el Ecuador posee una gran biodiversidad compuesta por unas 324 especies de mamíferos, 1.560 especies de aves, 402 especies de anfibios, 409 de reptiles, 710 especies de peces de agua dulce y 1.300 especies de moluscos. En lo que se refiere a la flora se estima que existen de 20.000 a 25.000 especies de plantas vasculares.

Se han registrado en 1997, 294.000 visitas a zonas naturales, frente al total de turistas de 524.900. Las áreas protegidas en Ecuador ocupan aproximadamente 290 millones de hectáreas. De estos datos se obtiene que aproximadamente el 60 % de los turistas visitan zonas naturales. Utilizando estos datos y estimando con nuestro criterio que el valor recreativo que aporta el bosque es de 30% del atractivo total de la zona, obtenemos que la valoración es de: 60 \$ /ha-año.

A fin de comparar esta valoración utilizamos estudios realizados en otros países con similares características en cuanto a diversidad natural pero donde el sector del turismo está mucho más desarrollado.

- El Coste del Viaje empleado por Tobias y Mendelsohn en La Reserva Forestal de Monteverde, en Costa Rica, en 1991 calcula un valor al año de 50 \$/ha, siendo Costa Rica un país conocido por el aprovechamiento en sus recursos ecoturistas.
- Un estudio del Parque Nacional Korup, en Camerún, Ruitenbeek, en 1992, contabiliza el valor recreativo como 5 \$/ha anual.
- El valor que da Edwards en un estudio de 1991, a las Islas Galápagos por Costes Hedónicos, son 55 \$/ha por año.
- El bosque del Pantanal de Neolandia en Brasil se ha estimado, por Seidl y Steffers en 1999, que tenía un valor recreativo de 157 \$/ha.

Es decir, si se hace una media de los datos actualizados se obtiene un total de:

59 \$/ha - año.

- *Regulación Climática*

Los bosques amazónicos, fundamentalmente las zonas más nuevas, son conocidos por la gran cantidad de CO₂ que retienen por las funciones metabólicas las plantas. Ello resulta vital para disminuir el nivel de CO₂ de la atmósfera, y como es bien sabido, se consigue reducir el efecto invernadero que provoca el recalentamiento del Planeta.

Aprovechando las investigaciones realizadas en este tema sobre la medición del CO₂ retenido por la vegetación en las zonas de selva o muy pobladas de vegetación, se estima el beneficio que se pierde de la propia naturaleza, al devastarse toda esta masa forestal. Haciendo una media de todos los datos obtenidos se calcula el siguiente valor anual de: 148 \$/ha.

- *Control de Erosión*

Los bosques poseen la capacidad de moderar los procesos de erosión del terreno, debido a la propiedad de sus raíces de retener el suelo. Esta cualidad es de vital importancia para mantener un sustrato de materia orgánica que nutre las plantas, y sobre todo, es fundamental el mantenimiento de la vegetación porque la pérdida de árboles y arbustos puede provocar la entrada en un círculo vicioso, debido a la dificultad de las plantas de enraizarse en un suelo que sufre un nivel elevado de erosión, provocando así una pérdida mayor de vegetación.

En este caso, para valorar el control de la erosión se ha utilizado el cálculo del coste de restauración/conservación al estado original de la zona. Para ello, es necesario determinar la cantidad de material potencialmente removido a causa de la erosión (*Método Alvadalejo, 1988*).

Bosque

Concepto	Pendiente del terreno	Material erosionado t/ha	Precio unidad \$/ha	Beneficio (\$/ha/año)
EROSION	> 15	112	0,49*	54,8

Fuente: *Método Alvadalejo et al. MOPU-España (1988)*. *Fuente: *Propia (2003)*

Bosques

Concepto	Valor (\$/ha/año)
Existencia	128
Opcional	18
Legación	410,18
Recreativo	59,5
Regulación Climática	148
Control erosión	54,8
TOTAL	818,48

BOSQUE SUBTROPICAL				
"USO"		"NO USO"		VALORACIÓN
Entradas				TOTAL actividad
Actividades	VALOR \$/ha/año	Actividades	VALOR \$/ha/año	
Valor Económico				
Valor Social				
Empleo Directo	63,0	Estético, histórico	300,0	365,5
Empleo Indirecto				
Germen de desarrollo E y S				
Valor Ambiental				
		Existencia	128,0	
		Opcional	18,0	
		Legación	410,0	
		Recreativo	59,0	
		Regulación Climática	148,0	
		Control Erosión	54,8	
TOTAL Entrada "uso"	65,5	TOTAL Entrada "no uso"	1 118,5	1 252,0
Gastos				TOTAL actividad
Actividades	VALOR \$/ha/año	Actividades	VALOR \$/ha/año	
Gasto Económico				
Gasto Social				
Gasto Ambiental				
TOTAL Entrada "uso"		TOTAL Gasto de "no uso"		
Balance TOTAL				TOTAL
"uso"	65,5	"no uso"	1 185,5	1 252,0

Comentarios a los resultados del análisis sobre alternativas de uso del suelo:

- El desarrollo de una actividad industrial, como la minería, aunque agresiva con el medio, se muestra muy intensiva en la generación de riqueza en comparación con otras posibilidades de uso del territorio. No obstante, hay que considerar que este análisis se refiere a una unidad de superficie ocupada y, aunque la minería subterránea resulta la de menor impacto en el medio natural, sus efectos, cuando no se ejecutan las actividades de control, sobrepasan ampliamente la superficie ocupada.

Alternativas de uso del suelo en Portovelo-Zaruma				
Balance (\$/ha)	A. Minera	A. Agrícola	A. Turística	Naturaleza (bosque autóctono)
Ingresos	50 123	2 704	1 286	1 252
Costes	33 780	991	-	-
Balance Total	16 341	1 712	1 286	1 252

- La actividad agrícola y ganadera resulta muchas veces bastante compatible con la naturaleza (actuando con buenas prácticas agrícolas) pero se muestra muy poco intensa en el empleo por superficie ocupada y apenas genera efectos multiplicadores de riqueza.
- La actividad turística se muestra muy efectiva respecto al uso agrícola, posee un buen efecto multiplicador y, sobre todo, cuando se realiza bajo normas de calidad ambiental, resulta muy compatible con la conservación de los valores naturales.
- El bosque tropical autóctono aparece como un valor en si mismo y necesita de estudios de carácter científico que aseguren un buen estado de opinión ciudadana respecto a su conservación íntegra.
- También cabe decir que la generación económica de la minería, no puede ser rechazada sin buscar alternativas de generación de recursos del mismo porte, y que, unas acciones razonables, deberían perseguir su control estricto, y al mismo tiempo, su apoyo, con la finalidad de alcanzar un desarrollo lo más sostenible posible y, además, el aprovechamiento adecuado de unos recursos que, por otra parte, no son renovables.

Análisis de ciclo de vida

8. ANALISIS DE CICLO DE VIDA

8.1 Descripción del Análisis de Ciclo de Vida

El análisis del ciclo de vida estudia los aspectos ambientales y los impactos potenciales a lo largo del ciclo de vida de un producto o de una actividad.

El ciclo de vida de un producto considera toda la historia del producto, desde su origen como materia prima hasta su final como residuo. Se tienen en cuenta todas las fases intermedias, tanto el transporte y preparación de materias primas, como la manufactura, transporte mercados, distribución, uso, etcétera.

En un análisis de ciclo de vida (LCA, por sus siglas en inglés) completo se atribuyen a los productos todos los efectos ambientales derivados del consumo de materias primas y de las energías necesarias para su manufactura, las emisiones y residuos generados en el proceso de producción, así como los efectos ambientales procedentes del fin de vida del producto, cuando éste se consume o no se puede utilizar.

El LCA consiste, por tanto, en un tipo de contabilidad ambiental en la que se cargan a los productos los efectos ambientales adversos, debidamente cuantificados, generados a lo largo de su ciclo de vida.

Las categorías generales de impactos medioambientales que precisan consideración incluyen el uso de recursos, la salud humana y las consecuencias ecológicas. La complejidad del LCA requiere de un protocolo al cual deberá ajustarse todo estudio de LCA. Dicho protocolo se haya establecido en la normativa elaborada por la International Standards Organization (ISO).

En 1994, se estableció dentro de ISO el comité técnico relacionado con la normalización de herramientas ambientales, incluido el LCA. Dentro de la normalización deberán distinguirse entre normativas e informes técnicos. En el diálogo se han elaborado cuatro normativas relacionadas con el LCA:

- ISO 14.040 (1997): especifica el marco general, principios y necesidades básicas para realizar un LCA.
- ISO 14.041 (1998): en esta normativa se especifican las necesidades y procedimientos para elaborar la definición de los objetivos y alcance del estudio y para realizar, interpretar y elaborar el informe del análisis del Inventario del Ciclo de Vida.

Análisis de Ciclo de Vida

- ISO 14.042 (2000): en ella se describe como se estableció una guía de la estructura general de la fase de análisis del impacto. Se especifican los requerimientos para llevar a cabo un Análisis de Impacto de Ciclo de Vida y se relaciona con otras fases del Análisis del Ciclo de Vida.
- ISO 14.043 (2000): esta normativa proporciona recomendaciones para realizar la fase de interpretación de un LCA o los estudios de un Inventario de Ciclo de Vida; en ella se especifican metodologías determinadas para llevar a cabo esta fase. Además, se han elaborado documentos técnicos para ayudar a la elaboración de estudios de LCA

De acuerdo con la metodología propuesta por la normativa ISO 14.040 el proyecto de LCA puede dividirse en cuatro fases: Objetivos y Alcance del Estudio, Análisis del Inventario, Análisis del Impacto e Interpretación.

Tal y como se ilustra en la figura 7.1 estas cuatro fases no son simplemente secuenciales. El LCA es una técnica iterativa que permite ir incrementando niveles de detalle en sucesivas iteraciones.

8.2 Metodología del Análisis del Ciclo de Vida

La Evaluación de Ciclo de Vida (LCA, por sus siglas en inglés, Life Cycle Assessment) es una herramienta tradicionalmente desarrollada y aplicada para medir el desempeño ambiental de productos y servicios, en forma holística: “de la cuna a la tumba”. En los últimos años, esta poderosa herramienta está evolucionando para ser utilizada en la toma de decisiones que orientan hacia el “desarrollo sostenible” de la humanidad y, cada vez más, se considera que el enfoque debe ser de la concepción (DFE por sus siglas en inglés) a la resurrección.

Los resultados de un LCA proporcionan un perfil ambiental, o social y económico, según los términos de referencia que se establezcan de previo para que las partes interesadas realicen una acertada decisión, sopesando los intereses que prevalezcan para el desarrollo de la entidad-sociedad a la que representan. Por ejemplo, el perfil ambiental proporciona información sobre calentamiento global, biodiversidad, lluvia ácida y otras categorías de impacto que se apliquen al producto o servicio bajo consideración. El perfil social proporciona información sobre efectos en la salud y el económico sobre inversión inicial, mantenimiento, cese, reparación-sustitución etc. La información que proporciona el LCA será eventualmente ponderada por el o los tomadores de decisiones.

La aplicación de LCA es amplia y versátil: desde nivel de producto hasta la industria o el sector de producción, y hasta para definición de políticas de desarrollo a nivel de gobiernos locales, países y regiones.

En conclusión, la Evaluación de Ciclo de Vida (LCA) ofrece una excelente herramienta, con fundamento científico, para la toma de decisiones, cuyos resultados pueden ser verificados y repetidos y cuya aplicación responde a una normativa internacional "Normas ISO", serie 14040.

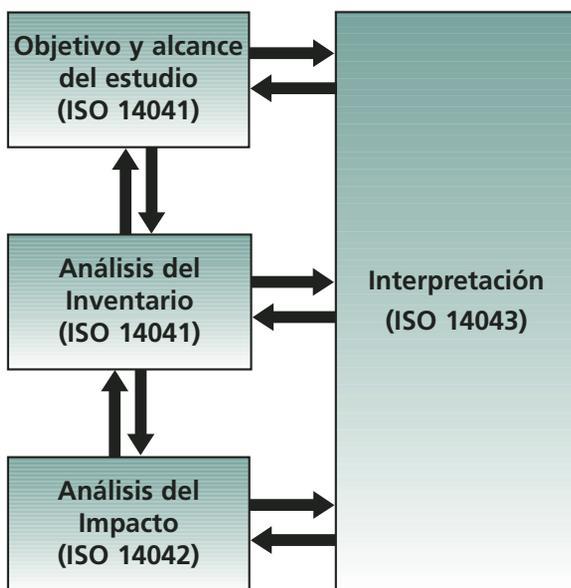
A la fecha, la aplicación de la herramienta es incipiente y se ha centrado en ciertas áreas temáticas (energía, agroindustria y minería principalmente), con fuertes carencias en la aplicación de bases de datos y modelos adecuados.

Por otra parte, salvo contadas excepciones, el LCA no se aplica para la definición y mantenimiento de políticas. La Unión Europea ya incluye el LCA en su legislación y Estados Unidos, a nivel federal y de algunos estados, así como Canadá, realizan esfuerzos también en esa dirección de desarrollo, que significa un nicho de gran valor.

8.3 Definición de los límites del sistema

8.3.1 Objetivo y alcance del estudio

En esta fase se define el tema de estudio y se incluyen los motivos que llevan a realizarlo. También en esta fase se establece la unidad funcional. Ésta, describe la función principal del sistema analizado. El LCA no sirve para comparar productos entre sí, sino los servicios y/o cantidades de producto que llevan a cabo la misma función. Por ejemplo, no resulta válido comparar dos kilos de pintura diferentes que no sirvan para realizar la misma función, cubrir un área equivalente con una duración similar.



Debido a su naturaleza global, un LCA completo puede resultar extensísimo. Por esta razón, se deberán establecer unos límites perfectamente identificados. Los límites del sistema determinan qué procesos unitarios deberán incluirse dentro del LCA. Varios factores determinan los límites del sistema, incluyendo la aplicación prevista del estudio, las hipótesis planteadas, los criterios de exclusión, los datos y limitaciones económicas y el destinatario previsto.

Figura 8.1: Las fases de un LCA de acuerdo a ISO 14040

8.3.2 Inventario

Esta fase comprende la obtención de datos y los procedimientos de cálculo para identificar y cuantificar todos los efectos ambientales adversos asociados a la unidad funcional. De una forma genérica, denominaremos estos efectos ambientales como "carga ambiental". Ésta se define como la salida o entrada de materia o energía de un sistema causando un efecto ambiental negativo. Con esta definición se incluyen tanto las emisiones de gases contaminantes, como los efluentes de aguas, residuos sólidos, consumo de recursos naturales, ruidos, radiaciones, olores, etc. Cuando se trabaje con sistemas que impliquen varios productos, en esta fase se procederá a asignar los flujos de materia y energía, así como las emisiones al medio ambiente asociadas a cada producto o subproducto.

8.3.3 Análisis del impacto

La estructura de esta fase viene determinada por la normativa ISO 14.041, distinguiendo entre elementos obligatorios y elementos opcionales (figura 8.2).

Los elementos considerados obligatorios son:

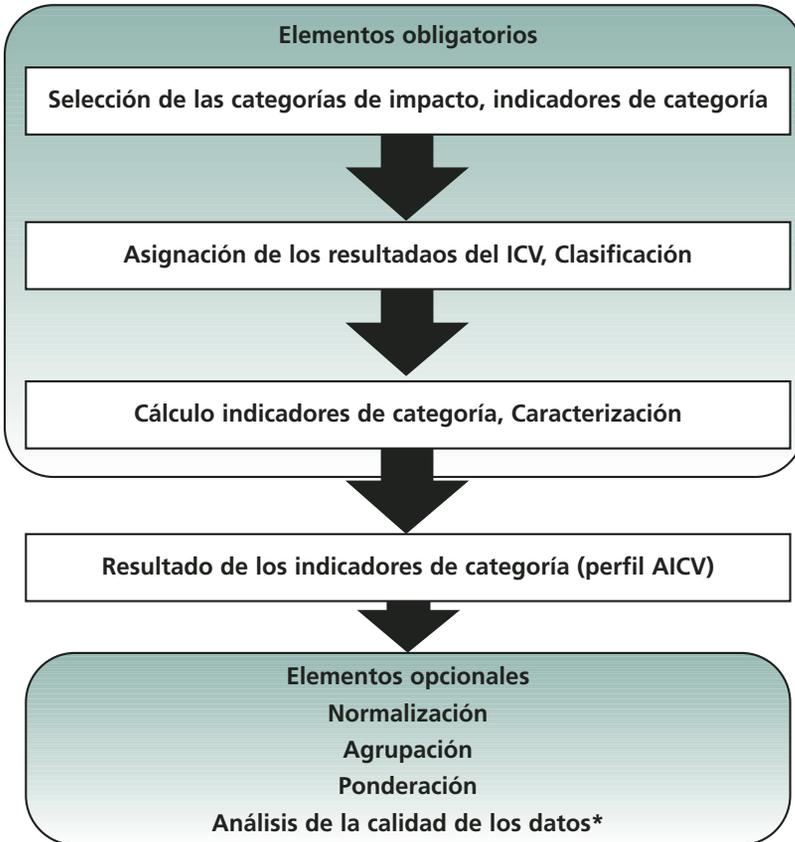
1.-*Selección* de las categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos.

2.-*Clasificación*. En esta fase se asignan los datos procedentes del inventario a cada categoría de impactos según el tipo de efecto ambiental esperado. Una categoría de impactos es una clase que representa las consecuencias ambientales generadas por los procesos o sistemas de productos.

3.-*Caracterización*. Consiste en la modelización, mediante los factores de caracterización, de los datos del inventario para cada una de dichas categorías de impacto.

Cada categoría de impacto, por ejemplo la *acidificación*, precisa de una representación cuantitativa denominada indicador de la categoría; por ejemplo, la *emisión de ácido equivalente*. La suma de diferentes intervenciones ambientales para una misma categoría se hará en la unidad del indicador de la categoría (figura 7.3) mediante los factores de caracterización, también llamados factores equivalentes, las diferentes intervenciones ambientales, (emisión de gases, por ejemplo), se convierten a unidades del indicador. Es necesario el uso de modelos para obtener estos factores de caracterización. La aplicabilidad de los factores de caracterización dependerá de la precisión, validez y características de los modelos utilizados.

También existen una serie de elementos opcionales que pueden ser utilizados, dependiendo del objetivo y alcance del estudio del LCA:



*obligatorio en análisis comparativos

Figura 8.2.: Elementos obligatorios y opcionales de un Análisis de Inventario de Ciclo de Vida de acuerdo a ISO 14041.

1.-*Normalización*. Se entiende por normalización la relación de la magnitud cuantificada para una categoría de impacto respecto un valor de referencia, ya sea a escala geográfica y/o temporal.

2.-*Agrupación*. Clasificación y posible catalogación de los indicadores.

3.-*Ponderación*. Consiste en establecer unos factores que otorgan una importancia relativa a las distintas categorías de impacto para, después, sumarlas y obtener un resultado ponderado, en forma de un único índice ambiental global del sistema.

4.-*Análisis de calidad de los datos*. Ayudará a entender la fiabilidad de los resultados del análisis del Inventario de Ciclo de Vida. Se considerará obligatorio en análisis comparativos.

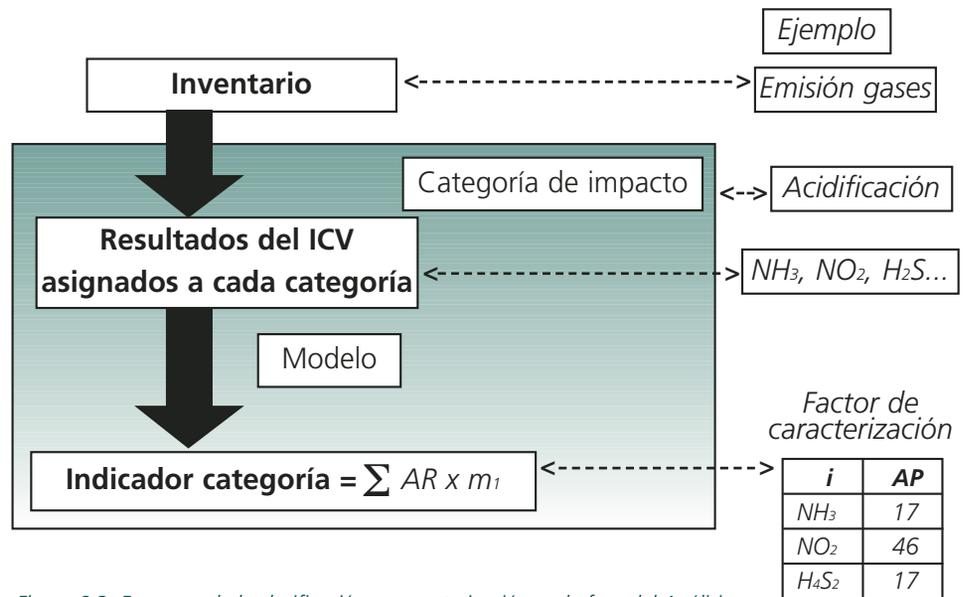


Figura 8.3: Esquema de la clasificación y caracterización en la fase del Análisis del Inventario de Ciclo de Vida. Ejemplo para la categoría de Acidificación

Una diferencia importante entre los diferentes métodos de evaluación de impactos reside en la opción de analizar el efecto último del impacto ambiental, "endpoint", o bien, considerar los efectos intermedios "midpoint" (figura 8.4). Las categorías de impacto ambiental intermedias se hallan más cercanas a la intervención ambiental, permitiendo, en general, modelos de cálculo que se ajustan mejor a dicha intervención. Éstas proporcionan información más detallada de qué manera y en qué punto se afecta al medio ambiente.

Las categorías impacto final son variables que afectan directamente a la sociedad. Por tanto, sólo su elección resultaría más relevante y comprensible a escala global. Sin embargo, la metodología para llegar a cuantificar el efecto último no está plenamente elaborada ni existe suficiente consenso científico, como se menciona en Hertwich, 2002, necesario para recomendar su uso. Por todo ello, actualmente es más común recurrir a categorías de impacto intermedias.

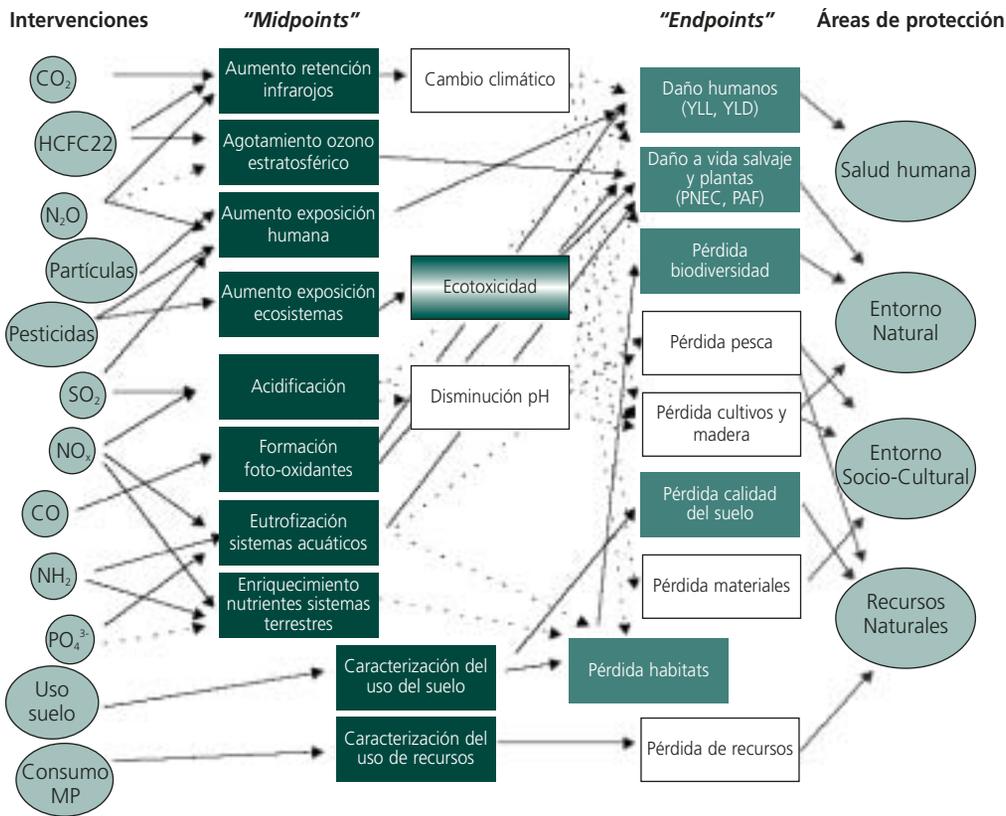


Figura 8.4: Esquematización de las relaciones entre intervenciones ambientales, impactos de efectos intermedios "midpoints", impactos finales "endpoints" y áreas de protección (modificada de Udo de Haes et al, 1999b)

ISO 14.042 define de manera implícita tres áreas de protección, AoP, como categorías de impactos finales (salud humana, entorno natural y recursos renovables). Udo de Haes et al. (1999 a) en el primer informe del segundo grupo de trabajo en Inventario de Ciclo de Vida de la SETAC añaden una cuarta llamada "entorno modificado por el hombre" (Figura 8.4). Esta cuarta área cubriría los aspectos de protección de los cultivos, bosques productivos, edificios y materiales de fenómenos como la lluvia ácida o impacto de ozono. Udo de Haes et al (2002) sugieren dividir el área de protección del entorno natural en dos:

1.- Biodiversidad, que incluye la diversidad genética, de especies y ecosistema

2.- Funciones de soporte a la vida, que se refiere aquellas funciones tales como: clima, ciclos hidrológicos, fertilidad de los suelos y ciclos bioquímicos que regulan la vida en la tierra.

8.3.4 Interpretación

La interpretación en la fase del LCA en la que se combinan los resultados del Análisis de Inventario con la Evaluación de Impacto. Los resultados de esta interpretación pueden adquirir la forma de conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones. Permite determinar en que fase de ciclo de vida del producto se generan las principales cargas ambientales y, por tanto, qué puntos del sistema valorado se pueden o deben mejorarse. En los casos de comparación de distintos productos, se podrá determinar cual presenta mejor comportamiento ambiental.

8.3.5 Análisis del inventario

De acuerdo con *Castells et al (1995)*, y *Sonnemann (2002)*, la asignación de cargas ambientales a las distintas corrientes de un proceso y la realización del correspondiente balance, se realiza mediante una metodología basada en el uso de un vector que contiene toda la información acerca de todos los tipos posibles de contaminación.

Cada producto o proceso lleva asociado un vector con toda la información sobre la contaminación generada durante todo el ciclo de vida. Este eco-vector \underline{v} es un vector columna en el cual cada elemento corresponde a un contaminante particular.

Cada flujo de masa en el proceso lleva asociado un eco-vector cuyos elementos se expresan en masa (kg de contaminante por kg de producto) o en energía (kilojulios por kg de producto). Es por ello que, en general, nos referimos a una carga ambiental por unidad de masa. En cada caso deben expresarse en unidades que podrán ser acumuladas y en las cuales se podrá realizar un balance.

Cada corriente de entrada lleva asociada un eco-vector y su contenido debe distribuirse entre las corrientes de salida del sistema. El balance de cada uno de los elementos del eco-vector debe cerrarse de forma que la cantidad total de contaminante a la salida del proceso debe ser igual a la cantidad de contaminante de las corrientes de entrada, más el que se genera en el mismo proceso (figura 8.5).

De esta manera, el inventario o balance de carga ambiental de un proceso o productos se realiza de forma similar al balance de materia. Se divide el proceso en unidades o subsistemas y en cada uno de ellos se plantea y resuelve el sistema de ecuaciones que permite calcular los eco-vectores de las corrientes de salida o intermedias. La solución de todo el sistema permite un conocimiento detallado de la procedencia de la contaminación que se adjudica a cada producto de la planta.

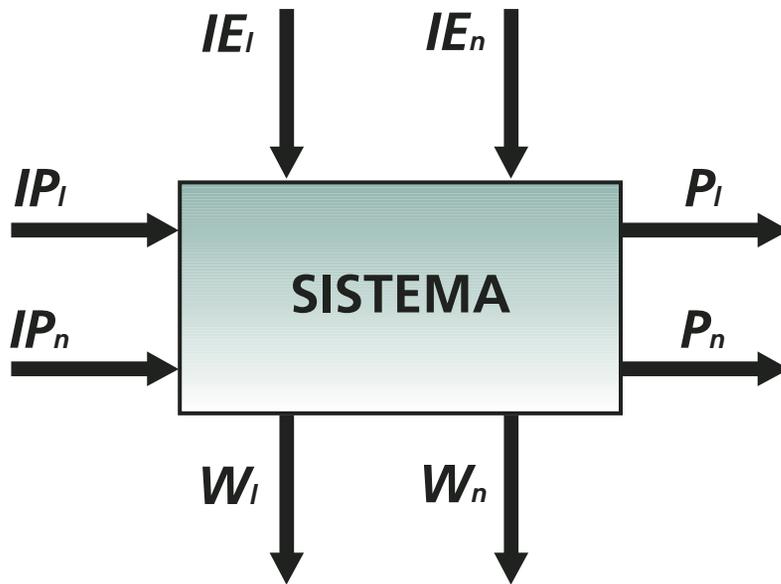


Figura 8.5: Sistema Genérico

8.3.6 Validez y representatividad de los datos obtenidos

La calidad e incertidumbre de los datos utilizados en el inventario influirán en la interpretación de los resultados.

En vista a una mayor transparencia ha habido diferentes propuestas de normalización de los datos. Cabe destacar el trabajo previo desarrollado por "The Society for Promotion of Life-Cycle Assessment" (SPOLD, 1997). Sin embargo, el trabajo más recientes es el informe técnico que propone la estructura y requerimientos de los datos utilizados en el inventario (ISO, 2002).

8.4 El Análisis del Ciclo de Vida de las materias primas minerales

En principio, cabe preguntarse acerca del sentido que puede tener el trabajo de realizar un estudio sobre los ACV de sustancias minerales y, aún más, qué metodología convendría aplicar en este caso. A fin de comprenderlo mejor, se puede volver a aplicar la definición general de un ACV: en su concepción más simple, el *Ciclo de Vida de las Materias Primas* sería una cuenta, agregada y clasificada, de los bienes y servicios que supone el desarrollo industrial de un material (materia prima mineral), desde que se extrae en la mina hasta que, transformado varias veces, se abandona definitivamente. Durante el flujo o vida industrial, los procesos que le afectan y transforman consumen otros materiales, energía y dedicación humana (este último insumo es necesario considerarlo si se pretende analizar el impacto social en su integridad), pero, además, van causando impactos sobre los entornos naturales con los que se relaciona, produciendo residuos, reciclables o no.

El Análisis del Ciclo de Vida de las materias primas minerales

Su correcto análisis requiere un muy buen conocimiento de los procesos implicados en la transformación de las materias primas y también un buen inventario de las mismas, con conocimiento de calidades, variedades y usos. Además, precisa de una experiencia en valoración económica y, desde luego, de personal preparado en Estudios de Impacto Ambiental.

La utilidad de esta herramienta de análisis es fácilmente comprensible. El esfuerzo económico y social que la explotación de una sustancia significa, puede ser contemplado a la luz de los efectos positivos que induce (empleo, ahorro, seguridad, beneficio social, abastecimiento, etc.) y también de los negativos (impacto ambiental, consumos de bienes escasos o no renovables).

Un ejemplo: el reciclado de algunas sustancias no siempre resulta una opción óptima, a causa de múltiples factores que muchas veces no se tienen en cuenta (energía, degradación de su calidad inicial, menor empleo sobre el mismo coste, etc). Es decir, que, a partir del Análisis del Ciclo de Vida, se puede realizar un verdadero y completo estudio del coste-beneficio de la extracción y utilización de una materia prima mineral.

Es más, también se puede presentar y analizar alternativas que se dirijan desde el comienzo de su ciclo de vida a su utilización en determinados sectores industriales, una vez comprobada su eficiencia económica y ambiental. Asimismo, se puede contemplar el planteamiento del uso de materias y procesos integrados, que propician posibles mejoras en el resultado final.

La elección de las materias primas minerales como sujeto de un Análisis de Ciclo de Vida significa o que los principales receptores de las conclusiones y propuestas serán las propias Administraciones, que verán como el conocimiento producido se traduce en *verdaderas herramientas de toma de decisiones* acerca del aprovechamiento de estos recursos en áreas geográficas con valoración social y ambiental reconocible, la identificación de alternativas al uso sustancias minerales que pueden suponer una *mejora ambiental* sobre las tradicionales, la introducción de variables cuantificadas en el marco del *análisis de riesgos* provocados por la extracción minera y la creación de *criterios para la elaboración de planes de promoción* y desarrollo industrial ligados al adecuado uso del *territorio* y de su *ordenación*; además, cabe contar con los esquemas de valoración necesarios para desarrollar otros conceptos de *gestión de recursos*, tales como los del *uso óptimo de ciertas sustancias con riesgo ambiental* (introducido por la Administración Canadiense), el *análisis de las cuentas nacionales* de los recursos naturales, etc.

También, es posible tener en consideración las consecuencias de un estudio de este tipo, que, aplicado a unas sustancias concretas, produce los elementos necesarios para completar el Análisis de Ciclo de Vida de muchos productos, en los cuales, los flujos de materias primas se encuentran muy próximos a los procesos de su extracción y de sus primeras transformaciones.

8.4.1 La estructura general y las fases del Análisis Ciclo de Vida de las materias primas minerales y su metodología

Se ha de recalcar que, en este caso, el sujeto de estudio y análisis son materias primas que en muchas ocasiones se integran en los sistemas productivos, y en otras sufren transformaciones en sí mismas. Este es su carácter singular y por lo tanto también condicionará el esquema de su estudio. Ello significa identificar y cuantificar la energía y los materiales involucrados y los residuos liberados durante el proceso, evaluando sus relaciones económicas, sociales, medioambientales y proponiendo también las posibilidades de mejora del ciclo productivo.

Se pueden reconocer las siguientes fases:

Definición del marco general

Las materias primas minerales se encuentran en su estado natural en la parte accesible de la corteza terrestre y, aunque limitadas por el grado tecnológico existente en cada momento, sí se posee un estado de conocimiento suficientemente aceptable como para definir sus condiciones de formación, su ubicación, espacial y geográfica, y las restricciones económicas y ambientales de su posible aprovechamiento.

Todo ello se debe traducir en un estudio que contenga las características metalogénicas de los yacimientos en producción, sus razones económicas y de calidad, sus producciones actuales y sus potencialidades propias. Además, se incluirán las alternativas de explotación y, en general, un acercamiento a los metalotectos susceptibles de aportar nuevos recursos, valorando en lo posible las probabilidades de su aprovechamiento.

La iniciación

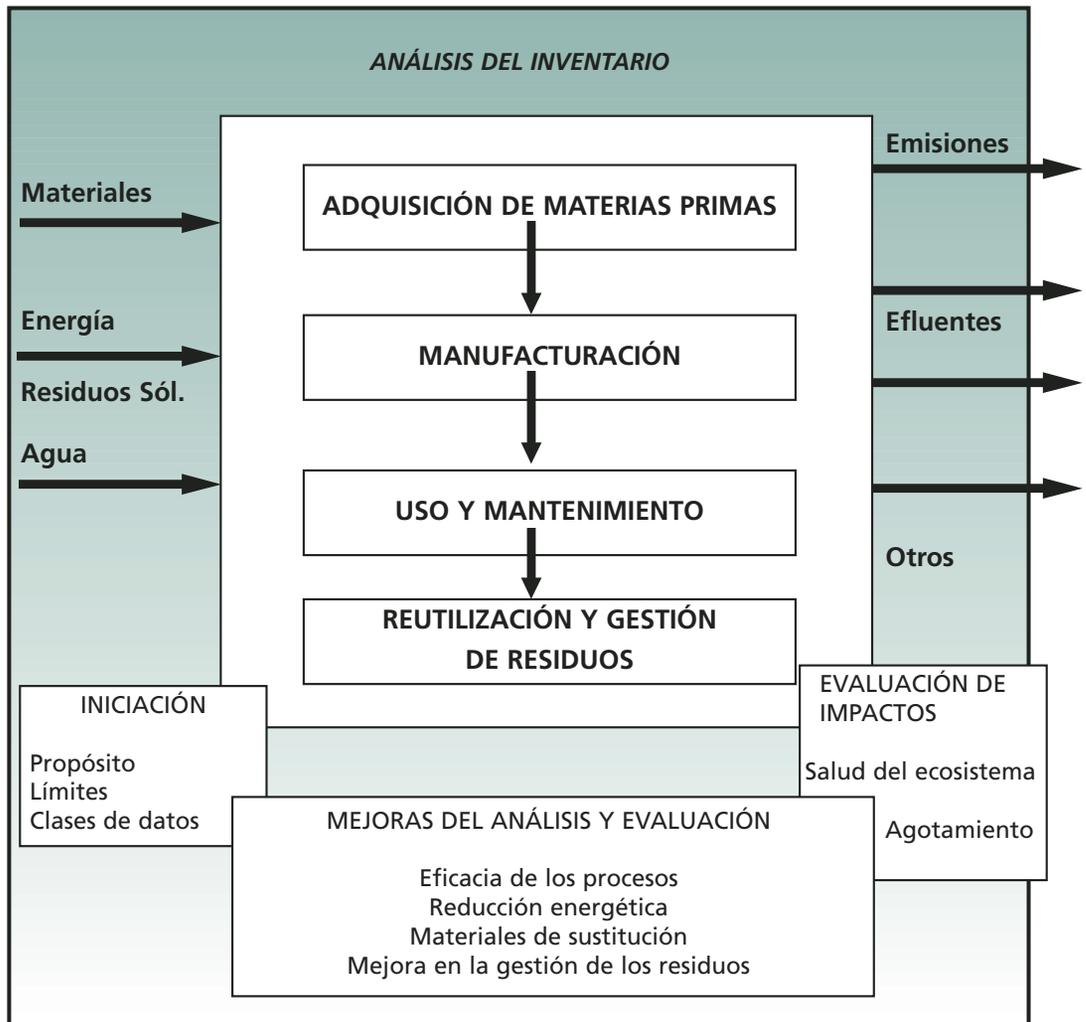
En esta fase se establecen los objetivos y los métodos del análisis previsto, identificando la fuente y tipos de los conocimientos. En este capítulo se incorporan los datos de flujos de recursos implicados en el sistema de producción. Además, se toman como básicos los productos elaborados y los materiales de deshecho. También se consideran los reciclados pertenecientes o no al ciclo productivo.

El inventario

Las acciones de esta fase se centran en la recogida de los datos anteriores, a partir de los diagramas de flujo de los sistemas productivos, relacionándolos unos con otros, formando así una cadena o árbol tecnológico. Con la llegada al final del ciclo de vida de la sustancia estudiada, se puede proceder al cálculo de los balances de cada suministro físico en el ciclo ("*inputs*") y de los materiales residuales procedentes, bien de los productos intermedios, bien como de la materia prima estudiada ("*outputs*").

Los impactos y las propuestas

La atención de esta etapa se dedica a identificar los efectos socioeconómicos y ambientales de los procesos identificados y valorar su importancia.



8.5 Caso Ejemplo: El Análisis del Ciclo de Vida de las materias primas minerales no metálicas en España

8.5.1 Bases para el estudio del ACV de los minerales industriales en España

Este estudio proviene del trabajo de *J. A. Espí* y *E. Berrezueta* en el libro *“La Industria Extractiva no Energética y el Medio Ambiente en el Marco del Desarrollo Sostenible”*, año 2005.

Se ha considerado, de la producción minera española, aquellas sustancias minerales que sin restricción alguna, pueden encuadrarse en esta categoría, todas ellas con producciones referidas al año 1999.

MINERALES	PRODUCCIONES t
BARITINA	39.553
CAOLÍN	326.803
FELDESPATO	421.700
MAGNESITA CRUDA	502.209
SALES POTÁSICAS	915.000
ARCILLAS ESPECIALES	800.000
TALCO	117.581
FLUORITA	136.425
GLAUBERITA	740.000
THENARDITA	146.400
GCC	414.567
TOTAL	4.560.238

La clasificación de sustancias significa un esfuerzo para agrupar a tan diferentes minerales y, para ello, ha realizado un desglose y composición de los minerales no metálicos españoles.

Las bases estadísticas, *“Estadística Minera de España 1999”* del Ministerio de Economía, a pesar de sus enormes limitaciones, han sido fundamentales para el estudio propuesto. Como se verá a continuación, ha sido necesario llegar a una conciliación de los datos presentados en este inventario con los previsibles, ya que conceptos como los de las cantidades sobre movimiento de tierras se ocultan detrás del valor de las contratas.

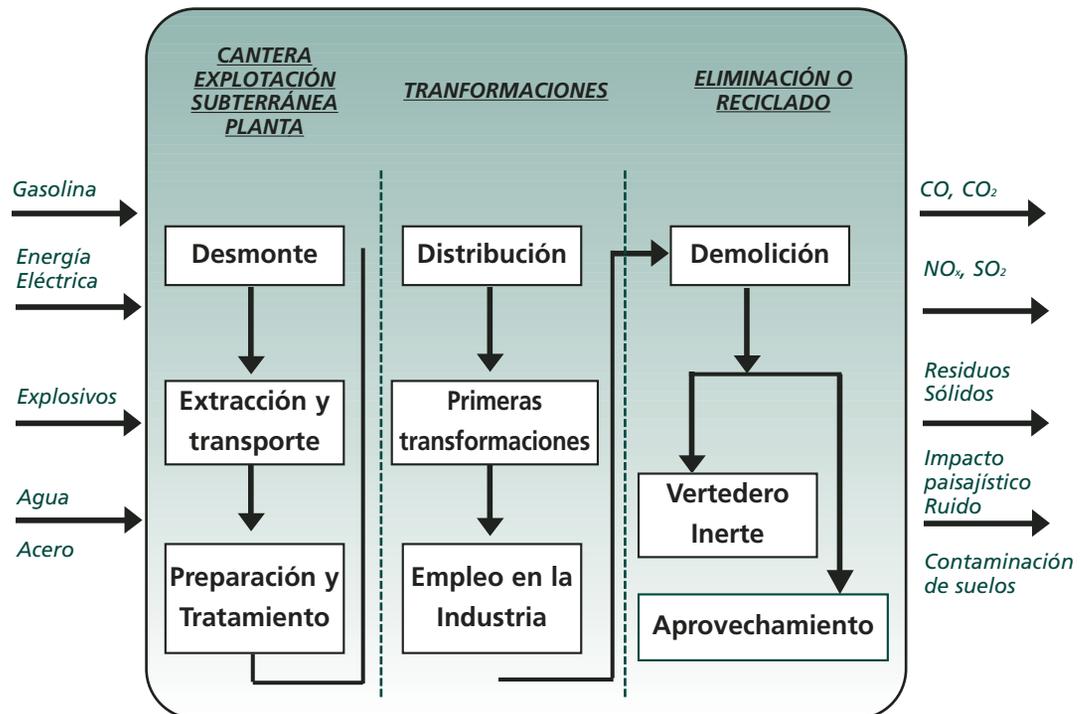
Las limitaciones del estudio se refieren, primero a la elección exclusiva de la preparación de terrenos-extracción-transporte (planta y escombreras)-preparación y,

segundo, a la concentración en planta de tratamiento-secado-ensasado y almacenaje de productos acabados, obviando las primeras transformaciones de las sustancias minerales y el cierre del ciclo de vida con el abandono en vertedero de residuos inertes, o (en muy contados casos) la incorporación de los mismos a un nuevo ciclo de vida.

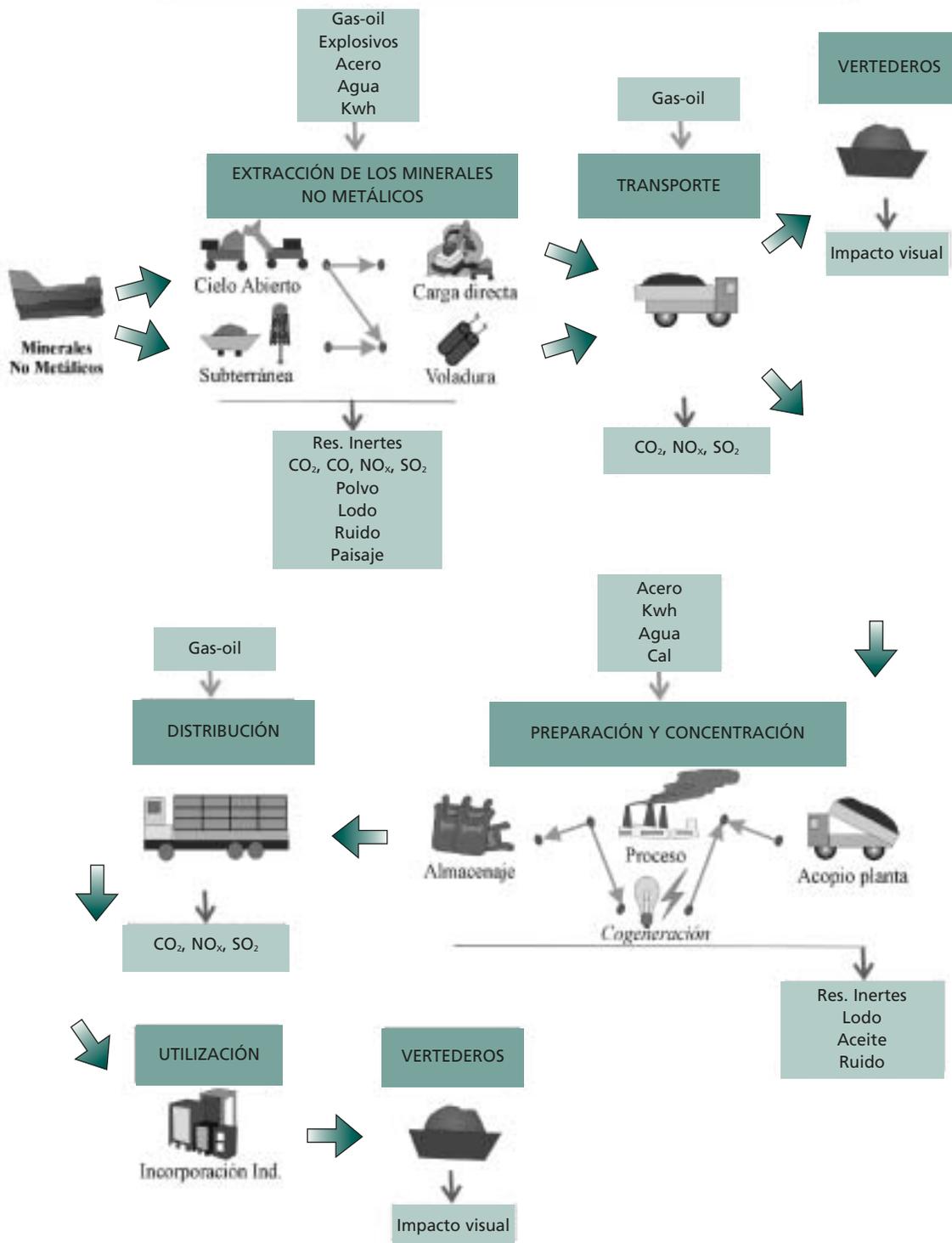
8.5.2 Desarrollo de un Análisis del Ciclo de Vida de extracción y preparación de los minerales industriales de España

Ciclo General

En el siguiente esquema se representan las tres etapas fundamentales que afectan a la industria de los minerales no metálicos en España. De las tres, solo se desarrollará la primera, la que comprende las etapas de extracción y beneficio, sin que con ello se pretenda disminuir la importancia de contar con el estudio del ciclo completo, si bien la reincorporación de estos materiales, una vez utilizados, a otro sistema productivo resulta realmente raro, siendo más normal ver como acaba su ciclo en un vertedero de productos inertes



Esquema General de un ACV según tipologías-tipo de yacimientos minerales no metálicos.



Tal como se ha adelantado, en los inventarios aplicados, se ha tenido en cuenta no solamente los efectos y emisiones directas de los procesos contaminantes, sino que llevan incorporados los producidos a lo largo de la cadena de fabricación, y naturalmente, en algún caso, también de su extracción.

• Principales emisiones provocadas por 1 litro de diesel producido y consumido.

<i>Exploración, extracción y refino (g/l)</i>					
	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	Partículas
Exploración	0,2				
"Venting"	35,3				
"Flaring"	41,5		0,02		
Refino	8,2				
TOTAL	85,2		0,02		
<i>Consumo en mina (g/l)</i>					
Maquinaria	2.730	17,5	0,44	6,6	8,9
TOTAL	2.815,2	17,5	0,06	6,6	8,9

Fuentes.: "CRC for waste management and pollutant control (RMIT) Australia
"National Pollutant Inventory (NPI)" Australia

• Principales emisiones provocadas por el consumo de 1 litro de Fuel-Oil.

<i>Cantidades en g/l</i>					
	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	Partículas
Según EPA		0,25	5,00		2,0
Según NPI		0,6	5,6		
Según NPI con 1% S		0,6	5-2,4	19,0	0,8
Elegido	2.628	0,4	5,0	19,0	1,4

• Principales emisiones provocadas por 1 kilogramo de explosivo.

Principales emisiones provocadas por 1 kg de explosivo					
<i>Cantidades en g/l</i>					
	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	
Amonita		32			
Goma 2		52	26		1
ANFO		34	8		
25% Goma + 75% Nafo	172	37	6,5	0,25	

Fuente: EETM for Explosives Detonation and Firing Ranges. Marzo 1999.

• **Kwh consumidos**

El análisis de las emisiones producidas por el consumo de un 1kw/h se realizará teniendo en cuenta el perfil UCPTe88 (Unión Europea) para la conexión de la producción y transporte. La comparación entre el perfil eléctrico español y el de la UCPTe es muy similar, aunque debería ser revisado en la realización de un ACV.

	UCPTe (%)	Producción eléctrica española en 1999 en bornes de alternador (%)
Hidráulica	20,2	15
Nuclear	36,9	36
Térmica	42,9	49

Emisiones por kwh según la UCPTe

Emisiones al aire (mg)

Partículas	196,62
SO ₂	2502,44
Hidrocarburos	2112,25
NO _x	1236,32
N ₂ O	70,40
CO	348,91
Aldehidos	2,59
Otros compuestos orgánicos	4,68
NH ₃	0,49
Fluoruros	0,01
CO ₂	441,657

Emisiones al agua (mg)

Sólidos disueltos	316,56
Sólidos en suspensión	0,148
DBO	0,148
DQO	0,445
Aceites	4,735
NH ₃	0,619
Fluoruros	1,335
Sulfatos	0,282
Nitratos	0,316
Cloruros	0,017
Iones Na	0,219
Iones Fe	0,003

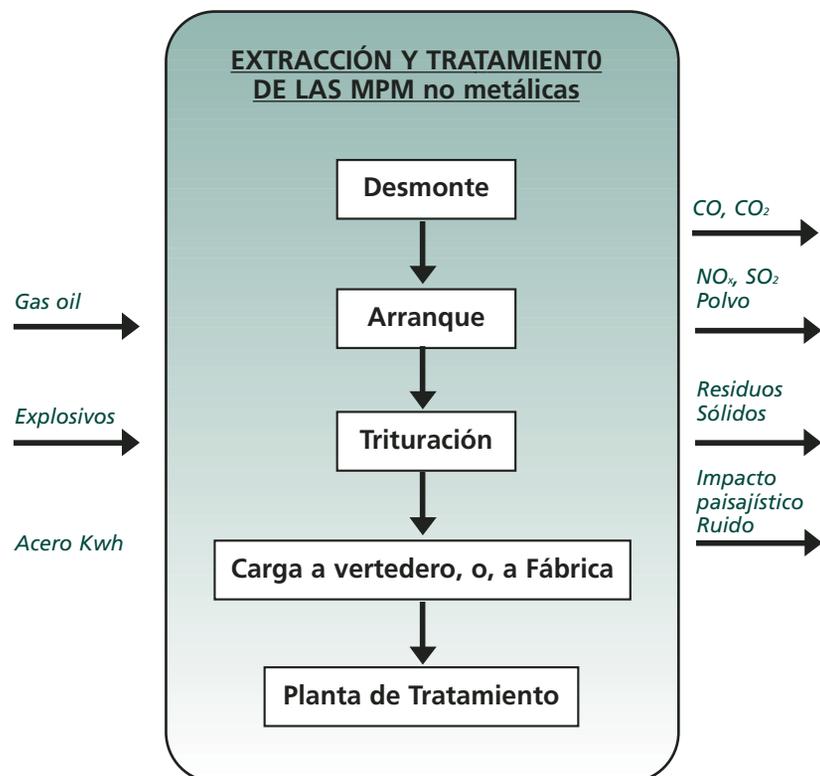
Emisiones al suelo (g)

Residuos Sólidos	49,1
------------------	------

Análisis del proceso general

Con las tablas anteriores se puede realizar una primera estimación de efectos y consumos de todas las sustancias minerales, pero haciendo las siguientes salvedades:

- Se han utilizado tan solo las emisiones principales, es decir, aquellas que producen mayores (y más fáciles de reconocer) impactos sobre el medio ambiente
- Se han ponderado por bloques (tipologías de explotación) todos las emisiones, a fin de conseguir la mayor coherencia, al componer una sola tipología, la de los minerales no metálicos
- Se han obviado pequeños consumos en impactos aislados, en concordancia con el objetivo de abordar solamente un primer análisis
- Dentro de esta simplificación generalizada, ha habido que prescindir desgraciadamente de un muy importante consumo, el agua. Ello ha sido motivado por la enorme dispersión de circunstancias, que para ser realmente consecuentes habría que abordarla en todos sus detalles.

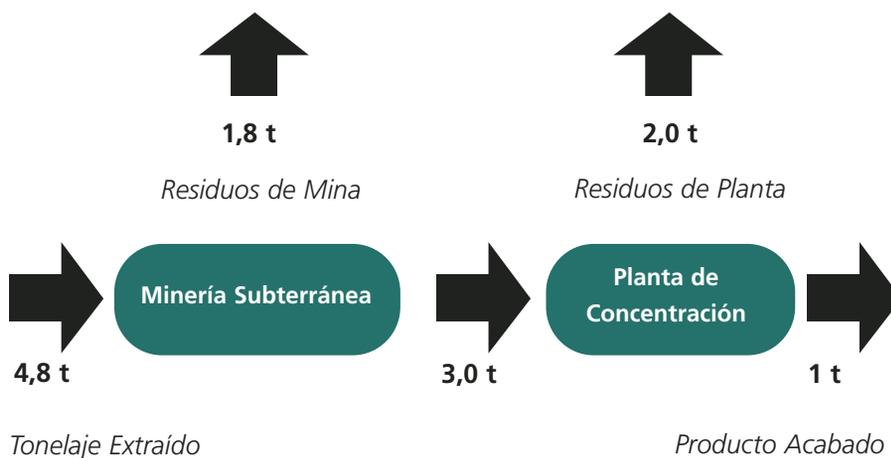


Análisis por tipologías de explotación

Se ha señalado que el estudio se ha dirigido hacia la comparación de la minería por bloques de minerales con características de uso de las tecnologías comunes. Ello permite comprender mejor el universo de situaciones y, sobre todo, comparar su incidencia ambiental.

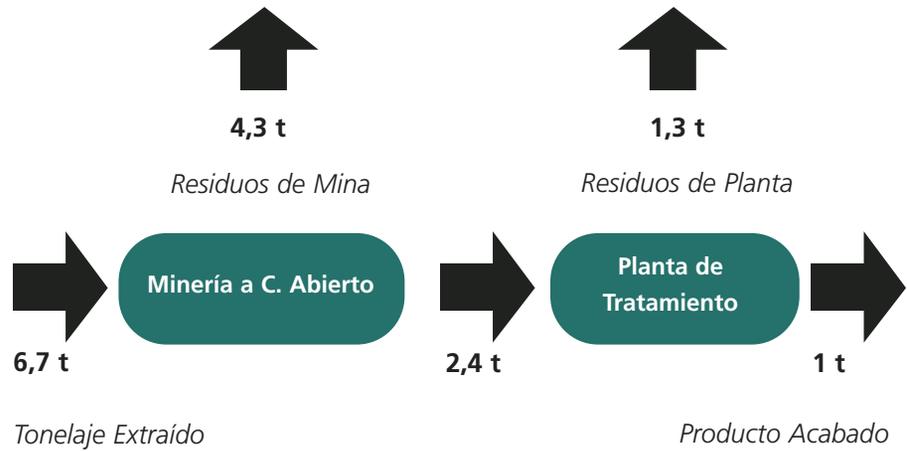
Para efectuar los análisis, ha de establecerse, en primer lugar, un balance de masas, que, en cada caso, resulta diferente, puesto que, como en el caso general, la unidad de referencia que se ha elegido es una tonelada de producto acabado, es decir, dispuesto para su venta.

- *Materias primas minerales con minería subterránea: espato flúor, sales potásicas y thenardita*



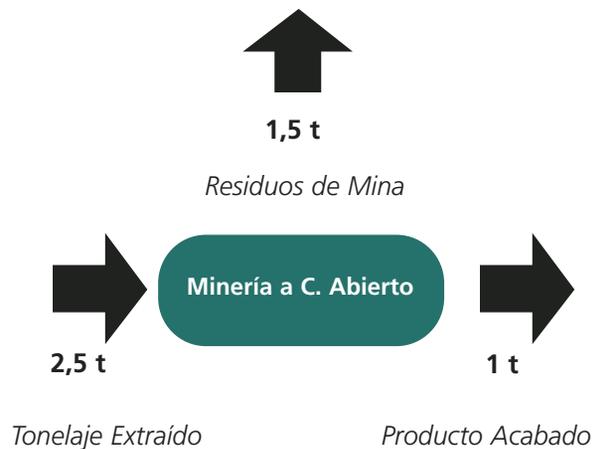
La estadística minera aporta muy poco a este balance y el compromiso se ha efectuado entre datos de producción y tonelajes normales de preparación en minería subterránea.

- *Minerales con minería de cantera: barita, caolín, talco, feldespatos, magnesi- ta, arcillas especiales y GCC*



En este caso, la dificultad ha radicado en la no consideración de una parte de la producción de material estéril dentro de las estadísticas del Ministerio de Economía. Por ello, se ha transformado el valor de las contratas en toneladas movidas, alcanzándose de esta manera unas cifras aceptables.

- *Minerales explotados mediante disolución en cantera: glauberita*



Este sistema también admite variaciones de explotación, e incluso minería en sólidos. Un estudio más elaborado debería abordar estas diferenciaciones

Desarrollo del análisis

Minerales	Concentrado (t)	Mwh adquirido	Mwh propios	Gas-Oil (10 ³ l)	Fuel (t)	Explosivo (t)	Contratas (M€)
S. Potásicas	915.000	156.801		3.207	12.513	562	
Fluorita	136.425	16.110		120	2.383	200	1,74
Thenardita	146.710	17.970		177	230	99	
TOTAL	1.198.135	190.881		3.504	15.126	861	1,74

Fuente: Estadística Minera de España 1999. Mº de Economía

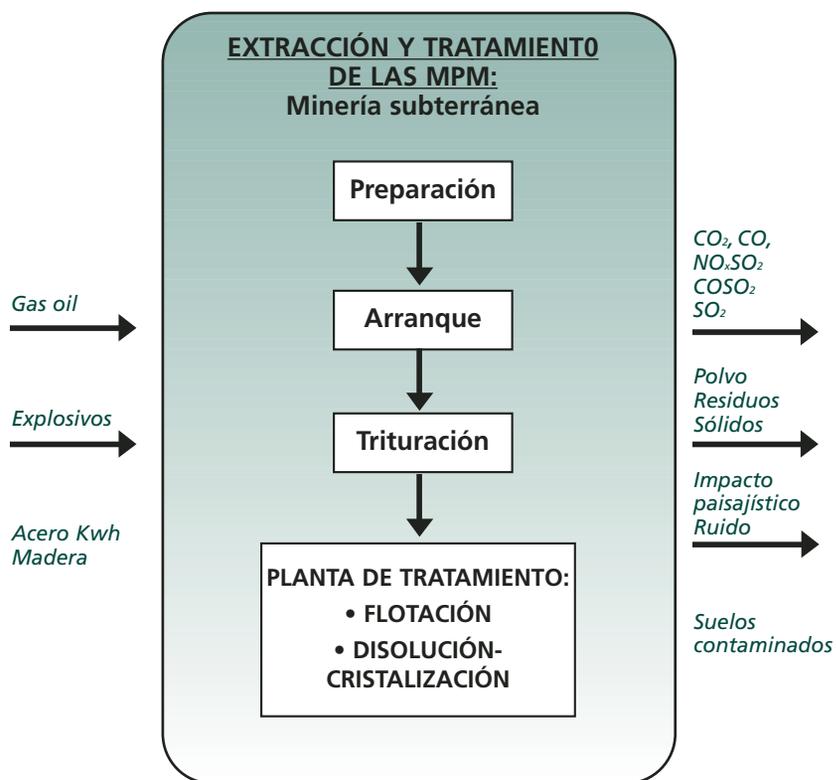
- En minería subterránea

Emisiones

Operación	Factor de emisión (Kg/t)	
	Eliminación por vía húmeda	Producción de polvo (sobre 1t del mineral tratado)
Trituración primaria secundaria y terciaria	0,00029	0,0012
Clasificación	0,00029	0,0012
Cintas transportadoras	0,00092	0,0352
Secado	0,000023	0,00070
Transferencias y acopios		0,100
Total		1,600

Emisiones en Minería Subterránea

	Mwh adq	Gas-Oil (10 ³ l)	Fuel-Oil (t)	Explosivos (t)	TOTALES
Cantidades en M. Subt.	190.881	3.504	15.126	861	
Emisiones					
CO ₂ (Kg)	84.178	9.863.760	39.751.128	148.092	49.847.158
CO (Kg)	66.617	61.320	6.050	344	134.331
NO _x (Kg)	235.930	98.112	75.630	4.305	413.977
SO ₂ (Kg)	477.584	23.126	287.394	16.359	804.463
Polvo (Kg)					8.665.600
Ruidos					XX
Af. Visual					XX



ENTRADAS AL PROCESO por 1t de producto acabado

Gas oil (l)	Fuel-oil (l)	Energía eléctrica (Kwh)	Explosivos (g)	Acero (Kg)
2,9	12,6	159	718	

SALIDAS por 1t de producto acabado

Materias Primas Minerales (t)	Residuos sólidos (t)	Polvo(Kg)	CO2(Kg)	CO(Kg)	NOx(Kg)	SO2(Kg)
1.198.000	3,8	7,2	41,6	0,11	0,35	0,68

- En minería a cielo abierto

Consumos

Consumo de Gas-Oil		
Litros de Gas-Oil reconocidos		11.913.000
Dinero de contrata (MPta)	1.696	
Mill. toneladas calculadas a 250 Pta/t	7,5	
Litros de Gas-Oil adicionales, a 0,55 l/t		4.100.000
TOTAL consumido (l)		16.013.000
l/t	6,01	

Emisiones

Minerales	Concentrado (t)	Mwh adquirido	Mwh propios	Gas-Oil (10 ³ l)	Fuel (t)	Explosivo (t)	Contratas (M€)
Barita	39.553	146		2		1	
Caolín	349.000	20.397	4.648	5.550	2.364	38	4,08
Talco	117.580	3.572		230		42	2,33
Feldespató	379.600	20.593	7.000	3.600	3.300	28	1,01
Magnesita	505.000	2.593		326		407	
Arcillas Esp.	806.000	2.067	25.354	1.938	4.578		11,77
GCC	414.000	7.876		267		333	
TOTAL	2.662.000	57.244	37.002	11.913	10.242	516	19,19

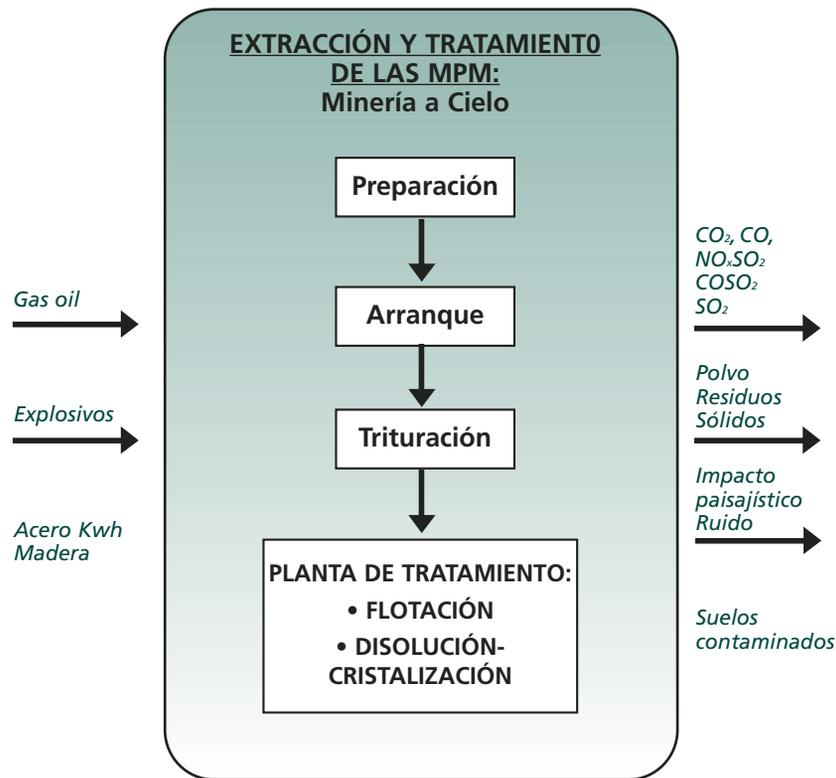
Fuente: Estadística Minera de España 1999. Mº de Economía

Producción de polvo en cantera (sobre 1t de mineral tratado)		
Operación	Factor de emisión (Kg/t)	
	Eliminación por vía húmeda	Fuente no controlada
Perforación, carga y transporte	0,000000	0,95000
Descarga de volquetes		0,10000
Trituración primaria, secundaria y terciaria	0,000290	0,00120
Clasificación	0,000420	0,00730
Clasificación de finos	0,000920	0,03520
Cintas transportadoras	0,000023	0,00070
Secado		1,46500
Transferencias y acopios		0,10000
Total		2,65000

Fuentes: EPA, NPI

Emisiones en Minería a Cielo Abierto						
	Mwh producidos	Mwh adquiridos	Gas-Oil (10 ³ l)	Fuel (t)	Explosivo (t)	TOTALES
Cantidades en Cantera	37.002	57.244	16.013	10.242	516	
Emisiones						
CO ₂ (t)		25.244	45.076	26.915	88	97.325
CO (t)		57	280	4	19	360
NO _x (kg)		70.753	448.364	51.210	3.354	573.681
SO ₂ (kg)		143.110	105.685	194.598	129	443.522
Polvo (kg)						27.719.000
Ruidos						XXXX
Af. Visual						XXXXX

Análisis



ENTRADAS AL PROCESO *por 1t de producto acabado*

Gas oil (l)	Fuel-oil (l)	Energía eléctrica (Kwh)	Explosivos (g)	Acero (Kg)
4,47	3,85	21,5	194	

SALIDAS *por 1t de producto acabado*

Materias Primas Minerales (t)	Residuos sólidos (t)	Polvo(Kg)	CO ₂ (Kg)	CO(Kg)	NO _x (Kg)	SO ₂ (Kg)
2.662.000	5,7	10,4	36,5	0,050	0,155	0,302

- En minería por disolución
Consumos

Minerales	Concentrado (t)	Mwh adquirido	Mwh propios	Gas-Oil (10 ³ l)	Fuel (t)	Explosivo (t)	Contratas (M€)
Glauberita	739.264	43.088	45.827	180	13.193	195	8,26

Fuente: Estadística Minera de España 1999. Mº de Economía

Emisiones

Emisiones en Minería a Cielo Abierto						
	Mwh propios	Mwh adquiridos	Gas-Oil (10 ³ l)	Fuel (t)	Explosivo (t)	TOTALES
Cantidades en M. Disol.	45.827	43.088	3.207	13.193	195	
Emisiones						
CO₂ (t)		19.001	9.030	34.671	33	112.884
CO (t)		14.994	56.122	5.277	7.215	123.337
NO_x (kg)		53.256	89.796	65.965	1.267	350.834
SO₂ (kg)		107.720	21.166	250.667	49	664.198
Polvo (kg)						850.153
Ruidos						X
Af. Visual						XXX

Análisis



ENTRADAS AL PROCESO <i>por 1t de producto acabado</i>				
Gas oil (l)	Fuel-oil (l)	Energía eléctrica (Kwh)	Explosivos (g)	Acero (Kg)
0,24	17,8	58,3	263	

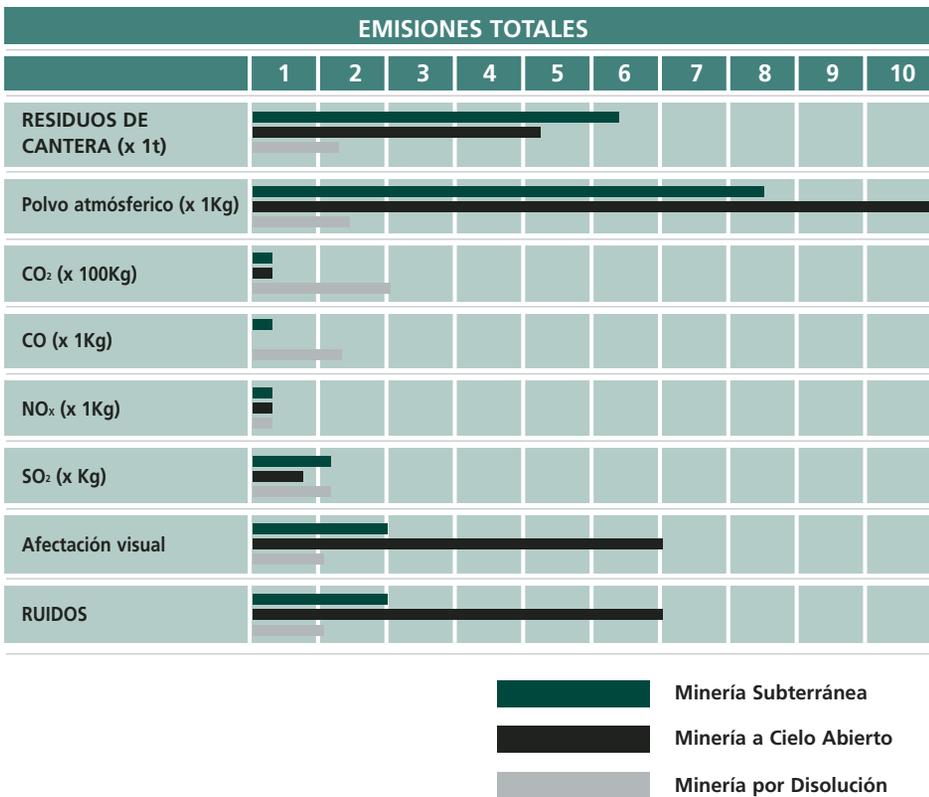
SALIDAS <i>por 1t de producto acabado</i>						
Materias Primas Minerales (t)	Residuos sólidos (t)	Polvo(Kg)	CO ₂ (Kg)	CO(Kg)	NO _x (Kg)	SO ₂ (Kg)
739.264	1,5	1,15	152,7	0,166	0,474	0,900

Análisis de Resultados

En una primera visión, resulta del todo de interés mostrar, de forma comparativa, los consumos de cada modalidad de explotación. De esta manera, se puede destacar la diferenciación de la minería por disolución, caracterizada por un muy elevado consumo eléctrico y, también, es digno de señalar, las notables cantidades de combustibles líquidos en las dos minerías restantes, si bien, en el caso del cielo abierto, una parte se justifique, ambientalmente hablando, por la cogeneración eléctrica. Estos consumos tendrán una implicación en las emisiones de productos agresivos al medio ambiente, como veremos a continuación.

CONSUMOS										
Total de Minerías Industriales										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Fuel oil (x 10t)	█									
Gas oil (x 10 l)	█	█								
E. eléctrica (x 100 kWh)	█									
Agua	█	█								
Explosivos (x 100 g)										
Minería Subterránea										
Fuel oil (x 10t)	█									
Gas oil (x 10 l)	█	█								
E. eléctrica (x 100 kWh)	█	█								
Agua	█	█	█							
Explosivos (x 100 g)										
Minería a Cielo Abierto										
Fuel oil (x 10t)	█	█								
Gas oil (x 10 l)	█	█	█							
E. eléctrica (x 100 kWh)	█									
Agua	█	█								
Explosivos (x 100 g)										
Minería por Disolución										
Fuel oil (x 10t)	█	█								
Gas oil (x 10 l)	█									
E. eléctrica (x 100 kWh)	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█
Agua	█	█								
Explosivos (x 100 g)										

En cuanto a las emisiones, los residuos sólidos totales (cantera y planta) son notables en la minería subterránea y, sobre todo, en la de cantera, mientras que, por su estructura operativa, resultan notablemente menores en la minería por disolución. El polvo generado sigue la misma pauta, casi desapareciendo en el trabajo en la planta de producción. Consecuencia de los consumos de líquidos combustibles es la generación de CO₂, que resulta elevada en la minería por disolución (calentamiento del agua lixivante y cogeneración de electricidad).



Con el fin de hacer más didácticos los resultados y, además, agrupar los impactos causados por las emisiones, se presentan los efectos fundamentales que son consecuencia de las emisiones calculadas. Así, se descubre el bajo consumo relativo de la energía eléctrica en la minería de cantera, el importante "efecto invernadero" provocado por la combustión del fuel oil en la minería por disolución y el importante (y conocido) efecto visual de las minerías tradicionales.

IMPACTOS MÁS IMPORTANTES EN VARIOS ÍNDICES										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
"Efecto Invernadero" (x 100Kg CO ₂)	█									
Acidificación (X 1 KG SO ₂)	█									
E. eléctrica (x 100 Kwh)	█									
Impacto Visual (x 1 t residuos sólidos)	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█

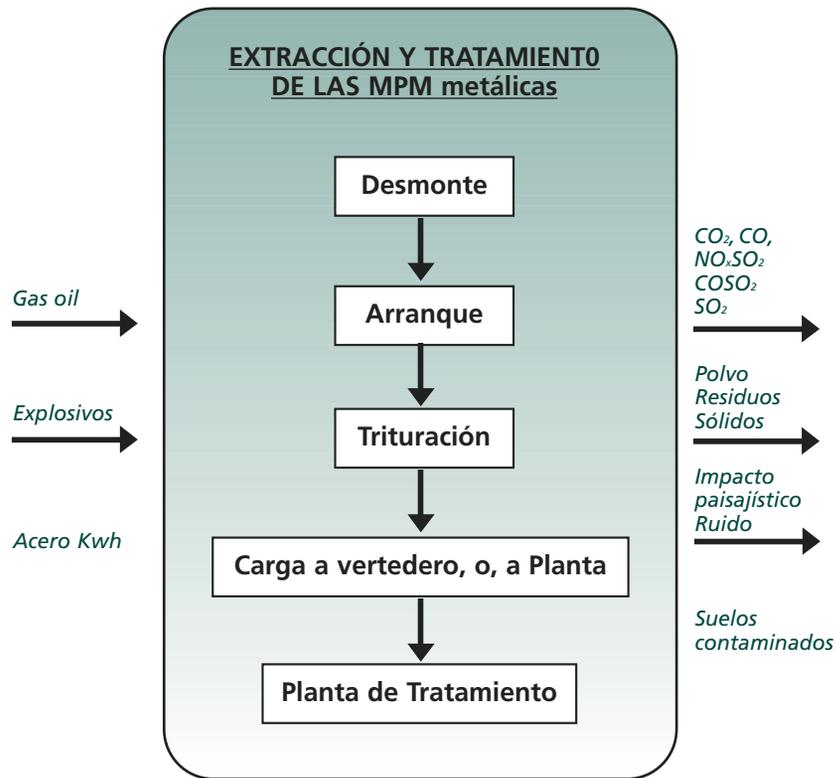
Otra visión: una comparación con la minería metálica

Para realizar un adecuado contraste con la minería metálica, se planteó el problema de disponer de datos de un ACV de minería metálica que en principio no existían. Para resolverlo se optó por la elaboración rápida de un ACV de minerales metálicos españoles correspondientes a la misma época, es decir, del año 1999. Para ello, se contó con el Anuario Estadístico del Ministerio de Economía, y los yacimientos representados fueron los de Los Frailes, Sotiel y Aguas Teñidas en la Faja Pírfica, y Reocín en el Norte. Es decir, un conjunto de minería subterránea y de cantera, predominando, esta última, en magnitud de movimiento. Los datos son los siguientes:

Emisiones

Emisiones en Minería Metálica (Subterránea y a Cielo Abierto)				
	Mwh producidos	Gas-Oil (10 ³ l)	Explosivo (t)	TOTALES
Cantidades Unitarias (por t)	49,3	7,04	1.785 g	
Emisiones				
CO₂ (kg)	21,7	19,8	0,300	41,8
CO (kg)	0,017	0,123	0,066	0,21
NO_x (kg)	0,061	0,197	0,011	0,27
SO₂ (kg)	0,123	0,465		0,59
Polvo (kg)				1,85
Ruidos				XXX
Af. Visual				XXX

Análisis



ENTRADAS AL PROCESO por 1t tratada

Gas oil (l)	Fuel-oil (l)	Energía eléctrica (Kwh)	Explosivos (g)
7,04	-	49,3	1.785

SALIDAS por 10.000 Pta del valor en *minerales metálicos*

Materias Primas Minerales (t)	Residuos sólidos (t)	Polvo(Kg)	CO ₂ (Kg)	CO(Kg)	NO _x (Kg)	SO ₂ (Kg)
4.588.000	3,94	1,86	41,8	0,21	0,27	0,59

Estudio comparativo: Minería metálica-Minería no metálica

Un defecto evidente es el de comparar magnitudes unitarias bastante diferentes. Resulta muy desafortunada la comparación de los resultados unitarios referidos a 1t de producto no metálico con 1t de concentrado metálico o 1t de mineral de entrada al concentrador de minerales. Esta ha sido la causa de buscar un factor de homogeneización suficientemente representativo para obviar las diferencias más importantes. Finalmente, se ha elegido la magnitud económica del proceso minero y, puesto que en ella son válidos todos sus módulos, se escogió el valor de 60 (son magnitudes del año 1999) de concentrado de cualquier tipo, como referencia exclusiva del análisis comparativo. Los resultados son los siguientes:

ENTRADAS AL PROCESO <i>por 10.000 Pta del valor producido en minerales no metálicos</i>			
Gas oil (l)	Fuel-oil (l)	Energía eléctrica (Kwh)	Explosivos (g)
2,2	5,3	39,8	212

SALIDAS <i>por 10.000 Pta del valor en minerales no metálicos</i>						
Materias Primas Minerales (t)	Residuos sólidos (t)	Polvo(Kg)	CO₂(Kg)	CO(Kg)	NO_x(Kg)	SO₂(Kg)
4.599.000	2,1	5,1	35,5	0,05	0,16	0,30

ENTRADAS AL PROCESO <i>por 10.000 Pta del valor producido en minerales metálicos</i>			
Gas oil (l)	Fuel-oil (l)	Energía eléctrica (Kwh)	Explosivos (g)
16,4	-	114,9	4.159

SALIDAS <i>por 10.000 Pta del valor en minerales no metálicos</i>						
Materias Primas Minerales (t)	Residuos sólidos (t)	Polvo(Kg)	CO₂(Kg)	CO(Kg)	NO_x(Kg)	SO₂(Kg)
4.599.000	9,2	4,3	97,4	0,49	0,63	1,37



Consecuencias:

La minería metálica resulta notablemente más impactante (sobre unidad económica) en el entorno natural en dónde se desarrolla:

- Los gases emitidos que colaboran en el "efecto invernadero" son mucho más importantes en la tipología metálica, debido, fundamentalmente, a un mayor movimiento de tierras (fuertes "razones de desmonte") y al gran consumo eléctrico.
- La acidificación en la atmósfera, en el primer caso, posee también el mismo origen, el consumo de electricidad en planta, sobre todo en la molienda, y también al elevado desmonte necesario para obtener una tonelada de mineral útil, que si bien, posteriormente tendrá un elevado precio, no compensa (comparativamente hablando) el esfuerzo ambiental producido. Además, ha de contarse con la agresividad de los residuos de planta y mina en la minería metálica, a causa de los sulfuros acompañantes a las especies metálicas aprovechadas: generación de aguas ácidas y liberación de metales pesados.
- Consecuencia directa del arranque producido es el elevado efecto visual, aunque solo fuera en valor momentáneo, y la gran extensión de los diques de estériles de planta, producto directo del bajo aprovechamiento (máscico) de la tonelada arrancada, respecto al mucho mayor valor en los productos no metálicos.

Observaciones y otras consecuencias

- No por conocidos, los efectos de todo tipo producidos por el elevado consumo eléctrico se muestran en el análisis en toda su dimensión. En su aspecto

ambiental, resulta una tacha en las tipologías mineras aparentemente muy limpias, como en el caso de la minería por disolución y, con mayor dimensión, en la minería metálica. Los esfuerzos para cambiar el impacto económico, generando energía propia, no resultan todo lo bondadosos que pudieran parecer, pues hacen cambiar la estructura del kwh producido de manera menos eficiente para las emisiones al medio.

- La minería subterránea también genera apreciables impactos visuales, puesto que la aparente eficiencia másica de la operación minera, al aumentar la selectividad en la extracción, a menudo se ve acompañada de una inversión de este efecto en el tratamiento, pues se dirige hacia minerales que requieren verdaderos procesos de concentración (flotación, sobre todo). También, hay que tener cuidado en los cambios de sistemas, buscando mayor eficiencia económica. Esto puede suceder, por ejemplo, con los aparentemente limpios procesos de minería por disolución, al tratar de conseguir mayores rendimientos trasegando el material fragmentado por la voladura
- La producción de polvo es muy notable en la minería. Sin embargo, las medidas que controlan el arranque, carga, transporte y tratamiento son enormemente eficaces, tal como lo demuestra la comparación de operaciones controladas y no controladas
- El estudio de los constituyentes del proceso minero con el suficiente detalle (no realizado aquí) puede conducir a la elección de sistemas menos contaminantes y rutas más eficientes en los procesos, que, por su íntima relación con el rendimiento energético, también pueden significar incrementos en los valores económicos

8.6 Evaluación del impacto del Ciclo de Vida

Como se ha definido en la sección anterior, primero deben determinarse qué categorías de impacto van a ser consideradas para, posteriormente, evaluar la importancia de los potenciales impactos ambientales, utilizando los resultados del Análisis del Inventario.

En esta fase hay cierta subjetividad en la elección, modelización y evaluación de categorías de impacto, puesto que no todas las categorías están consensuadas.

Actualmente, está en curso una iniciativa auspiciada por *UNEP (United Nations Environmental Program)* y *SETAC*, dentro de la cual se pretende establecer el marco general de la fase de Análisis del Inventario de Ciclo de Vida e identificar necesidades de investigación. Se cree que en el futuro, éste será el marco de referencia para el estudio de las diferentes categorías de impacto.

Entre los métodos que evalúan el impacto final, el trabajo más elaborado hoy en día es el Eco-Indicador 99 (*Goedkoop et al, 2000*). Cabe mencionar también la metodología *Ecopoints 97*, (*BUWAL, 1998*) elaborada por el ministerio suizo del medio ambiente.

La metodología *EPS 2000 (Environmental Priority Strategies in product design)*.*Steen, 1999*) está también enfocada a cuantificar el daño ambiental. En este caso se evalúa la restauración de dicho daño desde el punto de vista económico. Es una corrección de la anterior versión de 1996 y se utiliza principalmente para evaluar las cargas ambientales del proceso de desarrollo de diferentes productos. La unidad de los indicadores es el ELU (Environmental Load Unit). Este método incluye la caracterización y agregación, y considera cinco categorías de impacto: salud humana, capacidad de producción del ecosistema, recursos abióticos, biodiversidad y valores culturales.

El método *EDIP/UMIP 96 (Environmental Design of Products, UMIP en danés)* está basado en los indicadores desarrollados por Hauschild et al. (1998).

La metodología propuesta por el CML 2000 (*Guinée et al, 2002*) es una adaptación de uno de los primeros trabajos en desarrollo de metodología para LCA. En ella se propone una lista de categorías impacto clasificadas en tres grupos según su obligatoriedad o no de incluir los LCA (tabla 8.4):

- A. -Categorías impacto obligatorias, utilizadas en la mayoría de LCAs y basadas en el trabajo de *Udo de Haes et al (1999 a, 1999 b)*.
- B. -Categorías de impacto adicionales, para las cuales existen indicadores pero no siempre son incluidos.
- C.-Otras categorías impacto, para las cuales no se dispone de indicadores que permitan cuantificar el impacto y por tanto no son incluidas en los LCA.

Categoría de impacto	Área de Protección ⁽¹⁾	Unidades ⁽²⁾	Escala geográfica	CML
Entradas				
Agotamiento recursos abióticos	IV	Kg Sb a ⁻¹⁽⁺⁾	Global	A
Energía	IV	MJKg ⁻¹	Global	A
Uso del suelo Competitividad	IV		Local	A
Pérdida soporte vida	I, II, III		Local	B
Pérdida Biodiversidad	II		Local	B
Salidas				
Cambio climático	I, II, III	KgCO ₂	Global	A
Agotamiento ozono	I, II, III, IV	KgCFC11	Global	A
Acidificación	I, II, III, IV	KgSO ₂ Kg H ⁺ (+)	Continental/regional/local Global	A
Eutrofización	I, III, IV	KgPO ₃	Continental/regional/local	A
Formación foto-oxidantes	I, II, III, IV	Kg etileno	Continental/regional/local	A
Toxicitat humana	I	Kg 124 DCB Kg Pb aire (*)	Continental/regional/local Global	A
Ecotoxicidad terrestre	II, IV	Kg 124 DCB Kg Zinc aire (*)	Continental/regional/local Global	A
Acuática marina	II, IV	Kg 124 DCB	Continental/regional/local	A
Acuática agua dulce	II, IV	Kg 124 DCB Kg Zinc agua (*)	Continental/regional/local Global	A
Sedimento agua dulce	II, IV	Kg 124 DCB	Continental/regional/local	B
Sedimento marino	II, IV	Kg 124 DCB	Continental/regional/local	B
Otros				
Desecación		m ³	Local	C
Radiaciones			Regional/local	B
Olor			Local	B
Ruido			Local	C

⁽¹⁾ Áreas de protección: I salud humana, II entorno natural, III entorno modificado por el hombre, IV recursos naturales.

⁽²⁾ Unidades propuestas por (Guinée y col., 2002) a excepción de ⁽⁺⁾ TEAM (1999) y ^(*) Audsley (1997)

Tabla 8.4: Clasificación de las diferentes categorías de impacto atendiendo al área de protección que corresponden, unidades equivalentes, escala geográfica, y obligatoriedad de incluirlas, según CML (adaptado de Guinée et al, 2002 y Audsley, 1997)

8.7 Software utilizado en LCA

En los últimos años y basados en la metodología del LCA, se han desarrollado numerosos programas para facilitar su cálculo. La mayoría de estos programas incluyen bases de datos que pueden variar en extensión y calidad de dichos datos y, por lo tanto, del precio. Las bases de datos de inventarios públicos vienen incorporadas a la mayoría de los programas comerciales.

En ellos, se introducen los datos que configuran el inventario para posteriormente realizar los cálculos propios de la fase del Análisis del Inventario de Ciclo de Vida, obteniéndose los resultados para las diferentes categorías de impacto elegidas. Algunos de estos programas realizan también Análisis de Sensibilidad e Incertidumbre.

Como ejemplo de software presentes en el mercado se pueden citar GaBi, LCAiT, Simapro, Umberto, etc. La tabla 4.5 presenta algunas de las herramientas existentes en el mercado actualmente. En este texto se utiliza el programa Umberto desarrollado por el Ifeu-Institut de Alemania.

Software	Compañía	País	Observaciones	Más Información
Gabi	Stuttgart University	Alemania	En contraste son las herramientas clásicas de ACV; este programa ofrece además un análisis económico	www.gabi-software.com
Simapro	Pré-consultants	Holanda	Compara y analiza complejos productos, descomponiéndolos en todos su materiales y procesos	www.pre.nl
Boustead	Boustead Consulting	Reino Unido	Aplicación industria química, plásticos, acero,...	www.bousted-consulting.co.uk
LCAiT	Chalmers Industritenik	Suecia	Balance de energía y materiales. Aplicación principal en el sector	www.ekologik.cit.chalmers.se
Euklid	Fraunhofer-Institut	Alemania	Productos Industriales	www.ivv.fhg.de
KCL ECO	Finnish Pulp and Paper Research Institute	Finlandia	Industria Papelera	www.kel.fi/eco/
WISARD	Pricewaterhouse Coopers	Francia	Análisis del impacto económico y ambiental del residuo sólido municipal	www.pweglobal.com
Umberto	Ifeu-Institut	Alemania	Preparación de ACV, ecobalances empresariales	www.ifeu.de/umberto.htm
TEAM	Ecobilan	Francia	Muy completo, su base de datos incluye más de 500 módulos de diferentes sectores	www.pweglobal.com

Limitaciones de los estudios del LCA

8.8 Limitaciones de los estudios del LCA**8.8.1 Perspectivas culturales**

La metodología del LCA pretende objetividad y transparencia. En la fase del Inventario de Ciclo de Vida, los valores de las cargas ambientales corresponden a un esfuerzo de objetivizar al máximo todo el conjunto de datos y parámetros utilizados. Dichos valores pueden variar en función de la exactitud de los datos y de la precisión.

No ocurre así con la determinación de los impactos ambientales. Tanto su identificación y su evaluación, como su ponderación respecto a otros impactos pueden responder a criterios subjetivos.

La utilización de modelos para el cálculo de los impactos resulta a su vez una fuente de subjetividad. Un modelo es una representación simplificada de los fenómenos y mecanismos que se dan en la realidad. La elección de dónde y de qué simplificación introducir no deja de ser parcialmente subjetiva. Diferentes investigadores puedan desear usar diferentes modelos que corresponden a diferentes premisas y simplificaciones.

La naturaleza de las elecciones e hipótesis que se hacen en LCA, establecimiento de los límites del sistema, selección de fuentes de datos, categorías impacto pueden ser subjetivas. Diferencias en los datos de entrada pueden causar diferencias en el alcance, límites geográficos o, por ejemplo, aplicación de factores de seguridad en mecanismos de toxicidad.

Estas diferencias pueden ser originadas por diferentes actitudes relacionadas con el concepto de naturaleza de intereses: sector industrial, movimientos ecologistas, asociación de consumidores y gobiernos.

Diversos autores (*Goedkoop et al, 2000, Sonnemann, 2002*) coinciden en la importancia de la perspectiva sociocultural para analizar los métodos y resultados del Análisis de Ciclo de Vida. *Cowell* (1998) recogen los trabajos de varios antropólogos, entre ellos *Douglas* (1970) y *Milton* (1991), para definir cuatro sistemas de organización del grupo social que se corresponden con cuatro concepciones de la naturaleza distintas (figura 8.6).

Por un lado tendríamos una actitud individualista frente a una concepción colectivista representado en la figura 8.6 por la línea horizontal. Por otro lado, una concepción basada en la norma frente a una concepción que valora la libertad del individuo como valor supremo, esquematizada en la misma figura 8.6 por la línea vertical. La combinación de estas diferentes concepciones dará lugar a cuatro formas de organización social, fatalista, individualista, jerárquica e igualitaria.

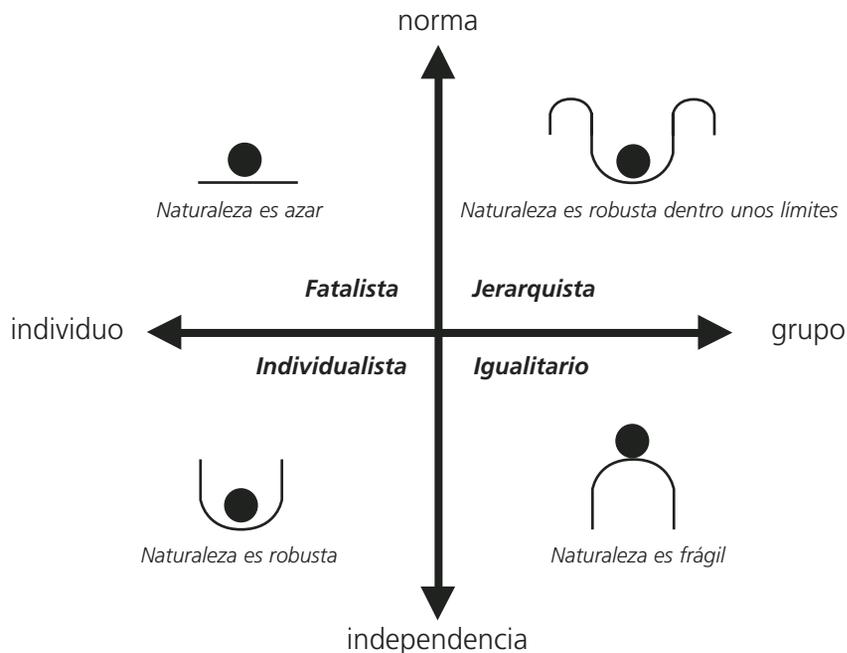


Figura 8.6: Clasificación de grupos sociales con relación a su actitud cultural frente a la sumisión al grupo y a la normativa. Adaptada de Cowell, 1998

Algunos métodos, como el *Eco-Indicador 99* (Geodkoop et al, 2000) recogen las tres primeras perspectivas culturales en la fase del inventario del ciclo de vida. Bajo cada una de estas perspectivas valora la relativa contribución de las diferentes categorías para alcanzar un único indicador.

8.8.2 Impacto real e impacto potencial

Se debe distinguir entre el impacto real, aquel que probablemente ocurrirá y el potencial que es aquel que podría darse si coincidieran una serie de circunstancias, no siempre probables, que así lo pudieran provocar. Los métodos de Análisis de Impacto fueron originalmente desarrollados para analizar los impactos potenciales. Sin embargo, recientemente ha habido un cierto interés en desarrollar métodos que tengan en cuenta factores como, por ejemplo, la localización del impacto, con el objetivo de acercarse más a la realidad (Cowell, 1998, Guinée, et al, 2001).

Análisis en términos potenciales pueden significar un camino correcto para detectar un problema, sin embargo la mayoría de los casos pueden dar lugar a soluciones sobredimensionadas.

Considérese, por ejemplo, el impacto de dos emisiones de SOB_{2B}, medidas en forma de potencial de acidificación, AP, asignadas a un producto del proceso. Si una materia prima procede de otro continente y la electricidad utilizada proviene de distintas centrales térmicas, el SOB_{2B} asignado al producto tiene su origen en focos muy distintos; sin embargo, el impacto potencial AI, medido en condiciones estándar es independiente de la procedencia del contaminante. Este aspecto presenta una limitación del LCA clásico y este hecho justifica plenamente métodos de evaluación de impacto real, correspondientes a los daños generados por las emisiones. Estos aspectos son tratados ampliamente en la tesis de Sonnemann (2002).

Otro ejemplo: si se compara el efecto de dos emisiones de las sustancias X. e Y., siendo de promedio X. 10 veces más persistente que Y., resultará que la emisión de una unidad de X. será equivalente en peligrosidad a la emisión de 20 unidades de la sustancia Y. Esta regla se aplica en situaciones diferentes del promedio, ignorándose si la situación que se analiza es representativa de la media o no, y la desviación respecto a ésta.

Cuando se considera solamente el impacto potencial, cuestiones como concentración previa existente, vulnerabilidad del sistema, densidad de población afectada, vientos dominantes en el momento que tiene lugar la emisión, tienden a ser ignoradas.

Sin embargo, el análisis de los impactos reales significa conocer más y más detalles del momento en que la emisión tiene lugar: condiciones meteorológicas, temperatura, pH, ¿cuántos habitantes están expuestos en el momento de la emisión? y, profundizar en esta población, ¿cuántos niños?, ¿cuántos enfermos?, ¿cuántas mujeres embarazadas?... Es evidente que no afectará a todos por igual. Por lo tanto, un análisis en términos más detallados resulta muy complejo.

8.8.3 Dimensión temporal

Un LCA esencialmente integra a lo largo del tiempo. Esto implica que todos los impactos, independientemente del momento que se producen, son incluidos de la misma manera.

El destino e impacto de compuestos volátiles pueden diferir si la emisión ha tenido lugar por la mañana, al mediodía o por la noche. Por ejemplo, la formación de oxidantes fotoquímicos en un ambiente urbano es función de la intensidad de la luz y de la concentración de contaminantes. Su efecto dependerá de la evolución de la intensidad de la luz y de la densidad de circulación de vehículos a lo largo del ciclo diario. Para ciertas sustancias químicas puede haber diferencias estacionales. Esto en la práctica conlleva una demanda de datos creciente.

Uno de los puntos de partida más importantes para modelar el análisis del impacto en el LCA es la definición del carácter diferente de las emisiones. Generalmente no se consideran flujos continuos, sino más bien emisiones puntua-

les medias asociadas a cantidades de producto final concretas. Mientras que las concentraciones continuas se hallan caracterizadas por su valor de concentración y magnitudes espaciales, las concentraciones puntuales se hallan caracterizadas además por su valor temporal.

Cuando se estudia el cambio en intervenciones ambientales es necesario especificar:

- 1.- El modelo temporal que distingue entre cambios a corto término y a largo plazo.
2. - Una situación de referencia (trayectoria temporal) en que los cambios inducidos por la alternativa investigada no tienen lugar.

8.8.4 Dimensión espacial

Una discusión semejante puede darse a escala geográfica. Los resultados del estudio de LCA orientados a ámbitos globales o regionales pueden no ser apropiados para aplicaciones locales, es decir, las condiciones locales pueden no estar adecuadamente representadas por las condiciones globales o regionales (ISO 14.040). Por ejemplo, para la categoría acidificación adquiere una gran importancia el componente local, puesto que no es lo mismo una emisión de $\text{SOB}_{2\text{B}}$ en una zona industrial que en un área rural. En regiones en que existe una concentración inicial muy baja, el efecto puede no darse.

La magnitud del impacto del incremento de la concentración de la sustancia viene dada por la curva efecto/concentración (figura 8.7). En general, los modelos de caracterización para la diferentes categorías de impacto consideradas en un LCA establece una relación lineal entre los niveles de concentración y el resultado de impacto (línea B de la figura 8.7). Sin embargo, su relación refleja típicamente una curva sigmoideal (línea A).

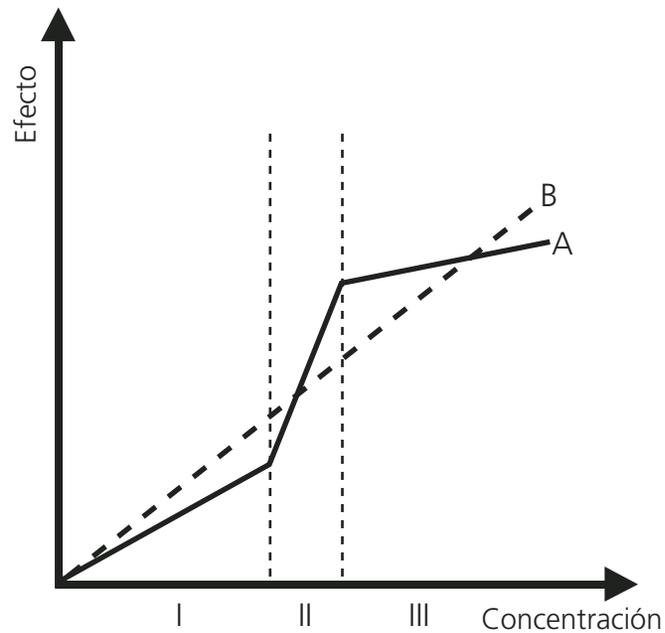


Figura 8.7: Relación entre concentración-efecto. Línea A representa la relación real. Línea B significa el resultado que se obtendría de aplicar un único factor de equivalencia en el Análisis del Inventario del Ciclo de Vida (Potting et al, 1998)

En la sección I, el incremento de la concentración representa un ligero incremento del efecto. En la sección II, un ligero incremento de la concentración significa un aumento considerable del efecto superado este umbral, el impacto es tan grave que un aumento de la concentración no significa un aumento significativo del efecto.

El estudio de LCA tendría que proporcionar la suficiente información para establecer la diferencia entre las secciones AIII, área en que la prevención tiene la más alta prioridad, la sección AII, área con problemas potenciales, y AI, área sin problemas (Potting et al, 1998).

La cuantificación del impacto de la emisión de una sustancia tóxica comprende tres dimensiones: destino, exposición y efecto (Guinée et al, 2001). La caracterización espacial puede ser independiente para cada una de estas tres variables

8.8.5 Factor destino

Los principales aspectos del componente destino son degradación, acumulación, inmovilización y transporte a través de diferentes medios. La degradación de la sustancia en los diferentes medios implica su desaparición. La inmovilización o capaci-

dad de ser retenida por el medio donde se halla evita la propagación a otros compartimentos ambientales. Por el contrario, el transporte a través de los diferentes medios posibilitará que el efecto nocivo llegue a otros compartimentos ambientales.

Los modelos de destino a través de diferentes medios dependen de parámetros geográficos y climatológicos, por lo tanto, en su aplicación se está llevando a cabo alguna forma de diferenciación espacial. Parámetros como temperatura, lluvia, composición del suelo, etc, pueden tener una gran influencia en la distribución en diferentes medios y en el tiempo de degradación de las sustancias.

El uso de estos valores simplificados (como medias, estimaciones o valores por defecto) de tales parámetros puede suponer grandes desviaciones de la realidad. Una mayor aproximación a la realidad implicaría una mayor complejidad del modelo y el incremento de la necesidad de datos. La mayoría de los modelos que trabajan con diferentes medios distinguen entre al menos tres medios de emisión: aire, suelo y agua, y cuatro medios de transporte: aire, suelo, agua y sedimento.

La diferenciación espacial con respecto al destino implica la diferenciación de cada uno de estos medios en un número variable de diferentes compartimentos. Todos estos compartimentos compondrán la unidad mundial (*Unit World*), mientras que la unidad mundial no diferenciada espacialmente consistiría en un número pequeño de medios homogéneamente mezclados; la unidad mundial diferenciada espacialmente consiste en un gran número de compartimentos homogéneos.

El factor destino es un parámetro que conecta una emisión estándar de una cierta sustancia que se da en un compartimento determinado, con la cantidad resultante de esta sustancia en otros compartimentos de la unidad mundial. Como cada emisión en cada compartimento, en particular, puede ser distribuida a través de muchos otros compartimentos, la mayoría de las emisiones está ligada a un gran número de factores destino.

8.8.6 Factor exposición

El factor exposición, ingesta o inhalación es un parámetro que relaciona la cantidad de una sustancia en un medio o compartimento con la cantidad relativa de esta sustancia que es admisible para los organismos de este medio o compartimento.

Para el ser humano, la exposición total de una sustancia a menudo es el resultado de la exposición por diferentes rutas (inhalación, ingesta por agua o alimentos, a través de la piel...). Una sustancia diluida en agua puede llegar a través de la bebida o del consumo de pescado, por ejemplo, dependiendo por tanto la exposición del consumo de ambos. La diferenciación espacial más importante son los diferentes hábitos de consumo, que a su vez deberían relacionarse con la magnitud de la población que los practica.

8.8.7 Factor efecto

Se entiende por efecto la representación numérica de la sensibilidad que las especies muestran a determinadas sustancias. El factor efecto es un parámetro que relaciona el nivel de exposición estándar de las especies o ecosistemas con cierto nivel de efecto.

Contrariamente a la sensibilidad de las especies, la sensibilidad de los ecosistemas puede mostrar dependencias espaciales que no vendrán determinadas por la sensibilidad de las especies en sí, sino por la presencia o ausencia de especies sensibles en el ecosistema regional.

Este fenómeno resulta especialmente complejo para conceptos como acidificación o eutrofización. En toxicidad humana este problema se subsana teniendo en cuenta la densidad de la población, sin diferenciar entre sus características. En ecosistemas, la densidad de las especies no se tiene cuenta.

UMBERTO: software de ACV

8.9 UMBERTO: software de ACV

Existen múltiples programas usados para el ACV de un sistema. Sin embargo, Umberto presenta la capacidad de presentación avanzada que permite el uso de herramientas de dibujo interactivas para la modificación continua del proceso representado.

8.9.1 ¿Que es lo que realiza el programa?

- Umberto sirve para visualizar sistemas de flujo de materia y energía. La información utilizada puede ser obtenida de datos del proceso o puede ser introducida por el usuario. Con su interfase gráfica pueden modelarse procesos complejos: las instalaciones de producción de una compañía, procesos y cadenas de valor o ciclos de vida de los productos. Con el uso de indicadores estándares o creados por el usuario pueden evaluarse estos procesos. Es posible obtener los resultados por unidad de producto o por periodo de tiempo.
- Basado en los flujos de material y energía pueden calcularse los costos reales de proceso, los costos de los materiales usados o los costos ambientales de los desechos generados. Esto permite seleccionar las mejoras, tanto desde el punto de vista ambiental como económico.
- Umberto – disponible actualmente en la versión 5.0 – ha sido utilizado como soporte en muchos estudios de Gestión del Ciclo de Vida (*Life Cycle Assessment (LCA)*) durante más de nueve años. Es desarrollado y mantenido por ifu Hamburg GmbH en cooperación con ifeu Instituto para la energía y el medio ambiente en Heidelberg GmbH. Los usuarios pueden ser desde industrias de producción (p.ej. automovilísticas, químicas, farmacéuticas, de semiconductores, alimenticias, de papel, etc) hasta consultorías o instituciones de investigación.

Análisis Exergético y Emergético

9. ANÁLISIS EXERGÉTICO Y EMERGÉTICO

9.1 Metodología del Análisis Exergético

La exergía, que es la parte de la energía que puede convertirse en trabajo mecánico, fue descubierta en la termodinámica casi desde sus orígenes formales, con el nombre de "trabajo disponible". Hoy en día cobra una enorme importancia, por un lado, porque la exergía, siendo la medida cuantitativa de la máxima cantidad de trabajo que puede obtenerse de un desequilibrio entre un sistema físico y el ambiente que lo rodea o entorno, determina cuantitativamente el valor termodinámico de cualquier recurso; y, por otro lado, la exergía permite analizar rigurosamente el desperdicio de los recursos en las actividades de una sociedad, estableciendo pautas cuantitativas para su ahorro y uso eficiente. No es extraño que el concepto haya resurgido plenamente en los países industrializados, altamente consumidores de recursos, a raíz del embargo petrolero que, en su contra, ejercieron los miembros de la Organización de Países Exportadores de Petróleo (OPEP) a principios de la década de los setenta.

La manera de como los países industrializados reaccionaron al embargo, consistió en buscar nuevos proveedores y reducir el gasto de petróleo mediante el ahorro y el uso más eficiente del recurso en los distintos sectores de la sociedad (industria, transporte, agricultura, etc). La parte termodinámica del problema fue abordada por la Sociedad Americana de Física (American Physical Society), organismo que agrupa a los científicos de esta especialidad en los Estados Unidos. En el estudio que realizaron se introdujo la noción de exergía y la eficiencia de tarea termodinámica que, aplicada en cada caso, fue capaz de generar un ahorro enorme de recursos energéticos, suficientes para disminuir apreciablemente la dependencia del petróleo de la OPEP.

El concepto de exergía

El concepto de exergía está indisolublemente asociado al de desequilibrio entre un cierto sistema y su entorno, determinado por la diferencia entre los valores de alguna variable dinámica que los caracteriza (por ejemplo, la temperatura o la presión). El desequilibrio consiste en que el valor de la variable dinámica en cuestión es diferente para el sistema y su entorno y, por ello, ambos están en una situación de desequilibrio.

Generalmente habrá alguna barrera que impida el alcance del equilibrio en la variable dinámica, por lo que la situación se mantiene así; pero si espontáneamen-

Metodología del
Análisis Exergético

El concepto de Exergía

te, o por la acción de un agente externo, la barrera se elimina, entonces, el sistema y su entorno desembocan en un movimiento hacia el equilibrio. En estas circunstancias, dicho movimiento puede aprovecharse para lograr algún efecto útil, como el trabajo mecánico.

La exergía es la máxima cantidad de trabajo que se puede obtener de un desequilibrio entre un sistema y su entorno. La exergía, es pues, una cantidad física que depende de las variables de dos sistemas y no de uno solo; posee por ello una propiedad singular, pues de los hechos de que toma el valor cero cuando ambos sistemas están en equilibrio y de que es diferente de cero cuando están en desequilibrio, se sigue que la exergía es la capacidad almacenada de realización de trabajo por dos sistemas en desequilibrio.

Hay exergía acumulada en el mar tropical (por el contraste de temperatura entre la superficie y el fondo), en una masa de agua situada por encima del nivel del mar en una presa (por el contraste de alturas), en una masa de vapor de agua en el subsuelo, como en la geotermia (por la diferencia de temperatura y presión con el aire de la atmósfera), en un cuerpo en rotación (por el contraste en velocidad de giro con respecto a los cuerpos en reposo), en una masa de petróleo o carbón (por la diferencia en composición química con la atmósfera), etc.



Del mar tropical, así como de la masa de vapor geotérmico, puede obtenerse trabajo mecánico, interponiendo un motor térmico entre ambos sistemas y la atmósfera. En un paso siguiente, el trabajo mecánico así obtenido, puede convertirse en electricidad, como ocurre en las plantas de gradiente térmico marino de Hawai o en las geotermo-eléctricas mexicanas de Cerro Prieto, en Baja California o en Los Azufres michoacanos.

Los gradientes térmicos marinos y geotérmicos son pura exergía térmica almacenada tanto por la actividad diaria solar como por la evolución de nuestro Planeta. Por su enorme magnitud, a ambos recursos se les puede considerar como prácticamente inagotables. Ahora bien, una vez que las temperaturas del mar en la superficie y en el fondo se igualan, o que el vapor geotérmico ha escapado integrándose al aire de la atmósfera, ya no habrá desequilibrio con el entorno y en ambos casos la exergía almacenada habrá desaparecido.

Algo semejante sucede con la masa de agua de la presa y el cuerpo en rotación: de ambos se puede obtener trabajo mecánico. Si entre la masa de agua y en el mar

interponemos una turbina, se puede generar electricidad o accionar un molino de agua para granos; si acoplamos el cuerpo en rotación con un generador, también se obtiene una corriente, que puede cargar una pila eléctrica, utilizable después en la realización de un trabajo. De hecho, en varios diseños de autos, se aprovecha la acción de frenado para poner a girar un cuerpo interior y almacenar exergía mecánica; esta exergía es reutilizada en el momento del arranque del vehículo, ahorrando exergía de la gasolina. Se consigue de este modo un auto más eficiente y más barato. Cuando la masa de agua baja al nivel del mar o cuando el cuerpo detiene su rotación, el desequilibrio y la exergía almacenadas descienden a cero, y ya no hay posibilidad de realizar un trabajo.

La exergía química es la capacidad de trabajo almacenada entre un sistema y su entorno, en virtud de una diferencia en composición química, tal como ocurre y entre una masa de petróleo o carbón y la atmósfera. Del hecho de que el carbón y el petróleo cuentan con exergía, se puede exteriorizar porque al quemarlos en una planta termoeléctrica se generan trabajo y electricidad.

La exergía es la máxima cantidad de trabajo que se puede obtener del desequilibrio entre un sistema y su entorno. Si en el proceso de alcance del equilibrio se utiliza un dispositivo que funciona con fricción y disipación de energía, entonces no se realiza en trabajo toda la exergía disponible, sino solamente una parte; el resto se desperdicia y se consigna como dispendio de recursos. Pero si los dispositivos operan sin fricción y disipación, es decir, reversiblemente, entonces del desequilibrio se puede obtener el trabajo máximo o toda la exergía presente en el sistema y su entorno.

9.2 Eficiencia exergética y energética

La importancia de la exergía para valorar el desperdicio de recursos exergéticos y, por tanto, la capacidad de ahorro, proviene de los siguientes hechos:

a) toda sociedad requiere de la realización de tareas mecánicas y termodinámicas para su supervivencia (subir pesos, calentar espacios, girar cuerpos, etc);

b) cumplir una tarea termodinámica implica la creación de exergía (de un solo tipo, si es una tarea simple), es decir, la formación de un contraste entre un sistema y su entorno (por ejemplo cuando se sube agua de un nivel a otro, como en el bombeo de agua en la agricultura, en la industria o en los hogares, o cuando se eleva la temperatura de un cuarto sobre la del ambiente, en la calefacción de interiores);

c) la creación de exergía se realiza destruyendo la exergía existente en otras partes, como acontece cuando la elevación de agua se lleva a efecto mediante un motor eléctrico, que funciona por la quema de la exergía química del combustible en la termoeléctrica;

d) de las posibles maneras de cumplir una tarea mecánica o termodinámica, habrá una que implique el gasto mínimo de exergía; este gasto mínimo corresponde precisamente a la cantidad de exergía que se crea por la realización de la tarea (por ejemplo, la exergía mínima requerida para elevar una masa de agua a cierta altura es exactamente la exergía que se destruye por un dispositivo sin fricción que opera mediante la bajada de la misma cantidad de agua de tal altura);

e) la diferencia entre la exergía mínima requerida y la consumida da una medida cuantitativa del desperdicio del recurso del cual se obtuvo esta última y, al mismo tiempo, permite calcular con precisión el potencial de su ahorro.

Una manera alternativa de medir la utilización adecuada de los recursos exergéticos es mediante la llamada eficiencia exergética, que se define como el cociente de la exergía mínima y la exergía consumida en la tarea; el valor máximo de la eficiencia exergética es de uno. La eficiencia exergética, o eficiencia de tarea, es distinta de la eficiencia tradicional de los dispositivos mecánicos o termodinámicos, también llamada eficiencia energética. Ésta se calcula por el cociente de la energía de salida o útil, y la energía de entrada al dispositivo (por ejemplo, en una planta termoeléctrica o de potencia, la eficiencia es normalmente el cociente de la energía eléctrica y el calor generado en la caldera).

Raíces termoeconómicas
del consumo energético

9.3 Raíces termoeconómicas del consumo energético

El consumo energético no constituye un fin en sí mismo, simplemente satisface una demanda centrada en las utilidades que deseamos adquirir. Cuanto más voluminosas sean, más energía necesitarán para llegar a nuestras manos.

La termodinámica o, como Rankine la llamó, energética, nos enseña que el trabajo es igual a una fuerza por un desplazamiento. A mayor masa a desplazar o a mayor desplazamiento mayor será la energía consumida. También la termodinámica enseña que, cuanto mayor sea el número de procesos intermedios en una transformación mayor será el consumo energético, y ello ocurre aunque cada subproceso sea muy eficiente. Dividir una actividad en muchas subactividades puede ser muy eficaz desde el punto de vista organizativo, pero no tiene por qué serlo desde el punto de vista energético.

Si unimos las anteriores observaciones tenemos algunas de las claves del elevado consumo energético de nuestra sociedad. Si la energía es barata, el traslado de materiales a larga distancia no resulta oneroso. No es raro ver que en Nueva York se vendan tulipanes producidos en Holanda que viajan haciendo escala en Moscú, ya que la compañía Aeroflot es más barata. Tampoco es extraño comprar en Estados Unidos agua mineral embotellada en Francia, cuya idéntica composición química podría salir más barata si se fabricara en Estados Unidos a partir de las sales puras y el agua destilada, y éstas compradas a precio de mercado. A eso se le llama el poder de las marcas.

El comercio internacional tiene lugar en tanto exista un desplazamiento de materiales y mercancías, y con ellos su empaquetamiento. Las técnicas del empaquetamiento y embalaje se han convertido en los últimos cuarenta años en una forma muy sofisticada de venta. Se embala para proteger la mercancía de golpes, o de agentes externos; se envuelve para conservar las propiedades organolépticas y se empaqueta para prestigiar una marca y hacer publicidad del producto. Las razones más primarias del envoltorio, como son la seguridad física o el robo, quedan atrás y, en muchos casos, el continente es más caro que el contenido, que se prestigia gracias a su presentación. La imagen y el coste de la imagen se compensan ampliamente con el margen de la venta, y la energía necesaria para transportar el material se consume más en los envoltorios que en la mercancía vendida.

Fabricar los envoltorios requerirá producir y transportar papel, cartón, madera, plástico, vidrio, acero, aluminio, etc, que a su vez habrán sido fabricados y transportados desde innumerables partes del globo, y habrán necesitado enormes cantidades de energía para su producción. La energía física del transporte de mercancías ha aumentado y va a seguir aumentando con la globalización y la deslocalización de los diferentes procesos manufactureros que integran un producto final.

La energía química de separación y de reacción aún desempeña un papel más importante que la energía consumida en los transportes. Nuestra sociedad no sabe apreciar el esfuerzo energético tan enorme que significa separar. Para trasladar necesitamos motores que conviertan la energía química en energía cinética y estos motores nunca tienen un rendimiento superior al 25%, lo que hace que el proceso completo nunca supere el rendimiento de un 10% o 15% de la energía del combustible utilizado.

Además, separar es un proceso altamente ineficiente; da igual que se dirija a la separación de sólidos de sólidos, sólidos de líquidos, líquidos de líquidos, gases de líquidos o gases de gases; se necesitan técnicas que hacen uso masivo de la energía y de disolventes, particularmente el agua.

Entre estos procesos se cuentan la destilación, la flotación, la filtración, la disolución y extracción de líquidos, la absorción y adsorción de gases y algunas más. Todas estas técnicas tienen en común que, si mezclar no desprende energía, el proceso inverso de desmezcla lleva aparejado cientos o miles de veces más consumo energético. Y el fenómeno mezcla-separación está omnipresente en todas las actividades cotidianas.

Así, la minería es un proceso de separación principalmente entre sólidos.

Por ejemplo, la minería a cielo abierto de extracción del carbón mueve más de 10 t de materiales inertes por cada tonelada de lignito extraída. Toda la industria del petróleo basa sus elevados consumos energéticos en la separación de sus componentes como GLP, gasolinas, gasóleos, asfaltos, etc. La naturaleza no provee los

minerales, las rocas, el agua, ni los combustibles, en estado de uso industrial, lo que significa separarlos de sus componentes naturales y purificarlos. Esos primeros estadios físicos son profundamente consumidores de energía y, lo que es más dramático, la energía necesaria para separar un componente de una disolución (sólida, líquida o gaseosa) tiende a ser proporcional al inverso de su concentración.

Es decir, que separar un componente en una concentración al uno por mil cuesta al menos diez veces más energía que si éste está al uno por ciento, y, a su vez, éste cuesta al menos diez veces más que si lo está al diez por ciento.

Lo irónico es que la termodinámica nos dice que la energía de separación mínima es igual a la que da el componente al mezclarse, lo que significa que la ineficiencia de estos procesos es enorme. Aquí la nanotecnología y la biotecnología deben desempeñar un papel primordial en el futuro. Si existen bacterias capaces de separar selectivamente metales y sustancias químicas, deberían ponerse en servicio, en aras a bajar radicalmente los consumos energéticos asociados a la separación. De la misma manera, en el futuro, la nanotecnología y la industria informática pueden ser clave en la selección y separación inteligente de componentes en mezclas.

No obstante, si la interfase naturaleza-materias primas desempeña un papel crucial en el consumo de energía, no menos importante es la interfase desechos-naturaleza. Nuestra sociedad maneja miles de toneladas de materiales que, después de pocos ciclos de uso se convierten en desechos, basuras, emisiones al agua y a la atmósfera. Son también procesos irreversibles de mezcla que contaminan y polucionan el suelo, la hidrosfera y la atmósfera. Y ante este fenómeno generalizado sólo tenemos, en el largo plazo, dos alternativas: evitar la mezcla o separar lo mezclado.

La última se denomina, tecnología «final de la tubería» y es la más generalizada. Se trata de evitar emisiones lavando gases, depurando aguas residuales, incinerando basuras, etc. Las regulaciones medioambientales tratan de limitar las emisiones y nunca inciden en sus auténticas causas. Cuando se ha mezclado, y el proceso de contaminación es esencialmente un proceso de mezcla, se necesita gran cantidad de energía para separar. Es mejor evitar el proceso de separación simplemente evitando la mezcla.

Reutilizar los materiales y diseñarlos robustos para que sus ciclos de uso se multipliquen es más importante que reciclar o simplemente disponerlos en un vertedero por muy controlado que esté. El despilfarro de materiales y de agua es, en última instancia, un despilfarro aun mayor de energía y, por tanto, de acciones agresivas a la naturaleza. En el proceso de purificación y esterilización se consumen energía y productos químicos, que han necesitado energía para ser obtenidos, y en el proceso de depuración vuelve a consumirse energía para limpiar un agua que en una gestión racional podría no haberse necesitado. La sociedad necesita energía para su desarrollo, pero el desarrollo no tiene por qué implicar un despilfarro de energía.

En cualquier proceso productivo se podrá o no «gastar» materiales y agua, pero lo que es seguro es que se consumirá energía, y ese consumo energético llevará asociado un impacto medioambiental cierto.

La tercera vía de despilfarro energético es la energía química de reacción. Los materiales más utilizados por la sociedad son justo aquéllos en los que se necesita más energía para producirlos. Por citar sólo cinco fundamentales: acero, aluminio, cemento, vidrio y plásticos. Los metales, salvo los preciosos, no aparecen puros en la naturaleza, sino en forma de óxidos. Tanto el óxido de hierro como el de aluminio, es decir, bauxita, deben ser reducidos y para ello se necesitan enormes cantidades de energía de origen térmico, eléctrico, o de ambos. El cemento en su producción necesita ser calcinado, y para el vidrio debe fundirse la arena silícea. El plástico es petróleo directamente transformado.

En todos estos procesos, el consumo de energía por unidad de masa de material producida es muy elevado. Sin embargo, su coste económico resulta despreciable en comparación con cualquier producto manufacturado. Escasamente, se empieza a tener conciencia de que un envase de plástico o una lata de acero o de aluminio o una botella de vidrio son elementos valiosos independientemente de que podamos o no pagarlos y que el reciclaje de estos productos no se hace por el retorno económico que nos den por ellos, sino por una conciencia medioambiental que sentimos que no se paga.

Si la producción energética asumiera todos sus costes, ésta sería mucho más cara. Y de la misma forma que en los últimos doscientos años la productividad laboral de las empresas se ha multiplicado por más de 50, es el momento de reclamar que la productividad de la energía se mejore notablemente en este siglo XXI. Es una falacia decir que siempre existirá energía, de una u otra forma, que acompañará al hombre en su desarrollo y que por tanto podremos consumir toda la energía que necesitemos en todo momento, con tal que podamos pagársela a algún suministrador, que ya se encargará de ponérsela a la puerta de casa.

Por respeto a la naturaleza, y por desconocimiento de las fuerzas que desencadenamos en ella, sabemos que existe un límite superior de deterioro que es incierto o simplemente desconocido, y que no deberíamos rebasar por el bien del planeta y de las generaciones futuras.

Hagamos lo que hagamos seguiremos consumiendo energía y aunque fuéramos capaces de reciclar todos los materiales y toda el agua, la vida sólo continuaría si hubiera energía que la moviera. Sólo cuando la energía se convierta en un factor de escasez económicamente tan importante como el capital o el trabajo, empezarán a optimizarse los procesos desde el punto de vista energético y aparecerán nuevas formas de organización en las que la proporción de mano de obra, capital y energía alcanzarán otros óptimos.

9.4 Fundamento teórico de la Exergía

El valor termodinámico de una sustancia parte de considerar las condiciones físicas (altura, velocidad, temperatura y presión) y químicas (composición) con las cuales se encuentra en la naturaleza, que al mismo tiempo representan su condición de desequilibrio con el medio circundante, y que, finalmente, son las que permiten considerarla como un recurso para el hombre y la economía.

La termodinámica, a través del segundo principio, permite calcular, teniendo en cuenta el estado físico y químico, la exergía de un recurso, que se define como «la cantidad máxima de trabajo que se puede obtener cuando éste se exhausta hasta el estado de equilibrio termodinámico con su entorno, por medio de un proceso reversible, e interactuando solamente con los componentes de la naturaleza».

Al mismo tiempo, la exergía de un recurso natural también puede interpretarse como la mínima cantidad de energía que habría que invertir para devolver el recurso desde la condición de máxima degradación hasta las condiciones en las cuales lo entrega la naturaleza, igualmente contando para ello con un proceso ideal o reversible (sin pérdidas).

En otros términos, el valor termodinámico de cualquier recurso natural está determinado por su exergía. Teniendo en cuenta la condición heterogénea de los recursos naturales y las diversas características que los hacen útiles a la economía, no es posible plantear un único modelo termodinámico que permita valorar en unidades físicas la utilidad de todos ellos.

Para el caso de los minerales, se propone considerar las condiciones de concentración que tienen los recursos en los yacimientos minerales, que es varias veces superior a la concentración que tienen en la corteza terrestre, límite último del cual habría que obtener el recurso si se explotaran todas las reservas y recursos actuales. Pero también, un recurso mineral tiene valor termodinámico por la composición química con la cual se encuentra; como es bien conocido, no todos los minerales que contienen determinado elemento pueden considerarse como fuente del mismo y por tanto el valor termodinámico de un mineral tiene dos componentes, uno debido a la concentración con la cual se encuentra en la mina y otro debido a su composición específica.

Varios autores han demostrado que la exergía física o de concentración de un elemento en una mina está dada por la función:

$$b_{\text{conc}} = - RT \left[\ln (1-X_i) + \frac{(1-X_i)}{X_i} \ln (1-X_i) \right]$$

donde R es la constante universal de los gases, T es la temperatura de referencia (298 K) y x_i es la concentración del elemento en cuestión.

La aplicación de esta función entre el valor de la concentración del elemento en la corteza terrestre, según las referencias más actualizadas, y la concentración en la mina a partir de la cual se consideran como reservas (ley mina), permite determinar la exergía (energía mínima) que la naturaleza ha tenido que poner en juego para brindarnos los minerales con las características de concentración específicas.

Hasta ahora se han considerado los límites tecnológicos y energéticos de explotar minerales de bajas concentraciones, sin embargo, no se ha tomado en consideración el esfuerzo físico (básicamente energético) que tendría que hacerse si se tuviesen que explotar los minerales directamente a partir de la corteza terrestre.

En la figura 9.1 se explica de forma esquemática la propuesta de valoración. El término $EB_{\text{miniprocesoB}}$ representa la energía mínima que es necesario invertir para concentrar el recurso mineral entre la condición en la cual se encuentra en la mina (X_m) y la concentración requerida antes del proceso de refinado (X_r); dicha energía permite determinar el coste físico real del proceso, tal y como se expone más adelante.

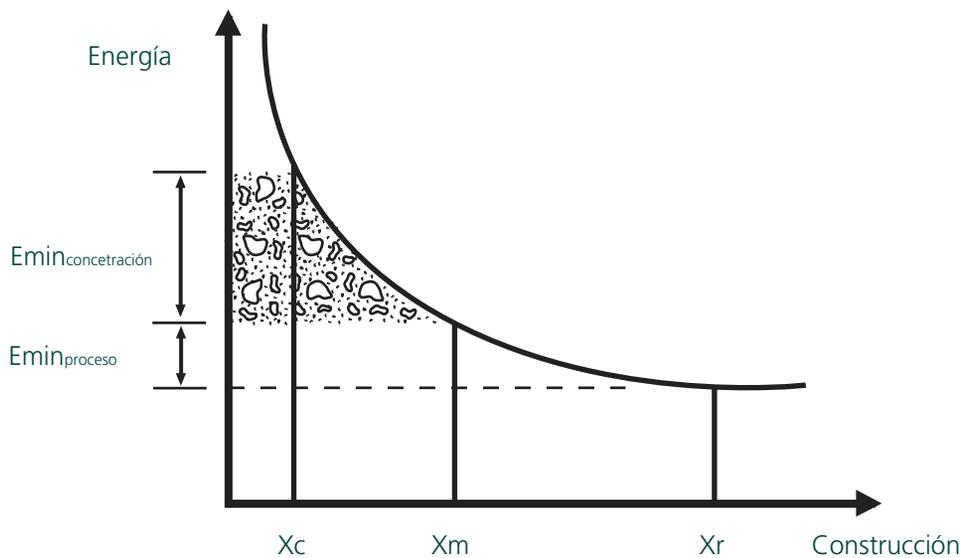


Figura 9.1: Requerimientos energéticos para la concentración. FUENTE: VALERO, 1999.

De otra parte, el término EB_{minconcB} es la energía mínima que se requeriría para concentrar el mineral desde la concentración en la cual se encuentra en la corteza terrestre (X_c) hasta la concentración en la mina (X_m), y ésta representa el esfuerzo físico (expresado en términos energéticos) que nos evita la naturaleza al brindarnos las minas como una circunstancia excepcional dentro de la misma.

El segundo componente del valor termodinámico de un mineral se debe a su exergía química y que se puede calcular mediante la expresión:

$$b_{\text{qca}} = \sum v_k b_{\text{qx}}^0 + \Delta G_{\text{mineral}}$$

donde V_k son el número de moles del elemento k del compuesto, b_{qx}^0 es la exergía del elemento k en el ambiente de referencia y $\Delta G_{\text{mineralB}}$ es la energía libre de Gibbs del mineral a partir del cual se obtiene el elemento de manera comercial.

El ambiente de referencia es una convención que representa la situación más degradada, desde el punto de vista termodinámico, a la cual llegaría el Planeta si se utilizaran y dispersaran todos sus recursos naturales, es un ambiente en el que no existen potenciales físicos ni químicos.

Varios autores han propuesto ambientes de referencia para el cálculo de las exergías física y química de las sustancias; para la primera es suficiente con fijar el valor de la presión, la temperatura y la altura que se considera como nivel cero; en el segundo caso, y para considerar un ambiente de referencia general, es necesario definir su composición, teniendo en cuenta que debe estar en equilibrio termodinámico (no existir diferencias de potencial) y no contradecir los valores intuitivos de exergía, los cuales dan una medida del valor de la escasez de los recursos desde una perspectiva termodinámica.

Para realizar la valoración exergética de los recursos minerales se ha elegido un ambiente de referencia lo más parecido posible al ambiente físico real y que mejor concuerda con las condiciones actuales de composición de la corteza terrestre.

La segunda ley de la termodinámica permite calcular las energías mínimas requeridas para reponer un recurso desde su condición más degradada o, de manera inversa, la energía máxima que se puede obtener si se aprovecha completamente el desequilibrio físico y químico del recurso por medio de un proceso ideal o reversible. Sin embargo, los procesos reales diseñados por el hombre se alejan de la condición ideal y los requerimientos energéticos para obtener un recurso son siempre mayores que lo estipulado por la segunda ley; por ello, si se valoran los recursos naturales teniendo en cuenta únicamente procesos reversibles, se estarían dejando de lado las limitaciones tecnológicas que hacen a éstos más costosos o menos útiles de lo que realmente lo son para el hombre.

Por esta razón, es necesario incluir en la valoración termodinámica de los recursos los costes físicos reales, los cuales se definen como la relación entre la energía invertida en el proceso real de obtención del recurso y la energía mínima requerida por el mismo proceso calculada razonando como si éste fuera reversible.

De esta forma, el valor termodinámico real de un recurso está determinado por su exergía multiplicada por el coste físico real del proceso de obtención respectivo. Llamaremos coste exergético de reposición a este nuevo concepto.

Concepto de emergía

Emergía significa, a la vez, *memoria de energía y energía incorporada*. Originariamente acuñado por el Dr. D. M. Scienceman, en colaboración con H. T. Odum, como un medio de hacer una distinción de otras metodologías de energía incorporada. Dado que puede confundirse con la palabra "energía", algunos autores usan la notación "eMergía" a fin de enfatizar la diferencia, aunque dado que poco a poco viene siendo más utilizada esta notación está perdiendo fuerza. De acuerdo con la escuela de Sistemas de Emergía, la emergía es "un concepto sistémico que es dependiente de contexto, y no puede ser enteramente comprendido o utilizado fuera del contexto de sistemas".

Concepto de Emergía

La emergía puede ser definida como "*la energía disponible, de una cierta forma, que fue usada tanto directa como indirectamente en el proceso de elaboración de un producto o servicio*" (H. T. Odum 1996, H.T. & E. C. Odum 2000).

La emergía expresa el coste de un proceso o un producto en equivalentes de energía solar. La idea básica es que la energía solar es la fuente última de energía, con lo cual, expresando el valor de cualquier producto en unidades emergéticas, se hace posible compararlo con otro totalmente diferente, como comparar peras con manzanas (S.E.Jorgensen 2001, p. 61).

Siguiendo a S. E. Jorgensen, S. N. Nielsen, H. Mejer (1995) "*Los cálculos de emergía tienen el mismo propósito que los de Exergía: capturar la energía oculta en la organización y construcción de organismos vivos.*" (p. 103). Chen (in press) va más allá al definir la emergía como "exergía incorporada".

Una formalización matemática

Para entender el concepto de emergía se hace necesario primero entender el concepto de Exergía, definido como la proporción real de energía que puede generar trabajo útil.

$$Ex = (\text{Energía libre de Gibbs}) + (\text{Energía potencial gravitacional}) + (\text{Energía cinética})$$

La *energía libre de Gibbs* es la energía termodinámica/químicamente disponible. Formas de energía ligadas al calor (como la radiactiva o la térmica) no se pueden convertir completamente en trabajo, y tienen un contenido en exergía menor que la energía total, (ver *entropía*).

La potencia exergética es la tasa de cambio de exergía con el tiempo

$$P_x = \frac{dE_x}{dt}$$

un equivalente del concepto físico de *potencia* para la exergía.

La Emergía se define entonces como la integral de la potencia exergética en el tiempo

$$E_m = \int_{t=-\infty}^{t_0} P_x dt$$

por ejemplo, el cambio total en exergía hasta t_0 . Esta es una pequeña simplificación de la fórmula que se puede encontrar en (*Giannantoni 2002*).

En 1997, D.M.Scienceman señaló que su decisión de sugerir la nomenclatura de *emergía* en 1987 surgió como una consecuencia de estudiar el libro de H.T.Odum *Ecología de Sistemas* (posteriormente publicado como *Sistemas Ecológicos y Generales* 1994) durante un período de aproximadamente dos años. Con una preparación en matemáticas y física nuclear, Scienceman nunca había oído hablar del concepto de 'Energía incorporada', y encontró su uso muy confuso.

"Debido a la gran confusión en la literatura científica, y para distinguir claramente las teorías de H.T.Odum, nuevos conceptos - memoria energética, *emergía*, transformicidad, informidad, empotencia, emtropicía, emformación, emteligencia, emprecio, emdólares, emtrones.... - son introducidos con sus unidades apropiadas." (*Scienceman 1987, p. 275*).

Con la nomenclatura *energética*, Scienceman buscaba clarificar dos puntos: 1) la combinación de energías de diferentes formas; 2) el proceso de incorporar energías de diferentes formas, o de usarlas. Scienceman también señala que, en 1986, la Oficina Nacional de Estándares no incluía ningún símbolo para la noción de 'calidad de la energía', la cual es central para la comprensión de la *emergía*, y más tarde referida por la palabra "transformicidad", como H.T.Odum más tarde señaló,

"En 1983, nuestro concepto de energía incorporada (la energía disponible de una cierta clase, previamente usada directa e indirectamente en transformaciones

para hacer un producto o servicio) recibió el nombre de "EMERGÍA" y su unidad recibe el nombre de "emjulio" o "emcaloría". Lo que se llama "tasa de transformación de energía"; en este capítulo fue renombrado como "Transformicidad con la unidad de "emjulio por Julio" (no es una tasa adimensional.)" (*H.T.Odum 1994, p. 251*).

La inclusión por Scienceman del término *memoria energética* en la definición de la palabra *energía* implica que las propiedades de los materiales físico-biológico-químicos pueden ser incluidas en el dominio del esquema de la energía.

"Ahora describo 'energía' como significando 'memoria energética', es decir, una medida de la cantidad de una forma de energía original [fJ] que ha sido totalmente usada o transformada en una nueva forma de energía. La forma original ha desaparecido y se ha convertido sólo en una memoria, una memoria almacenada en las propiedades emergentes y la transformicidad." (*Scienceman 1997, p. 210-211*).

Tal como es usado por Scienceman, el término "memoria energética" implica un "álgebra de memoria" (1997, p.211), que parece no obedecer el "álgebra de conservación de la energía" (Ibid.). Es decir, que el álgebra de memoria puede ser no conservativa. El álgebra de memoria parece tener una conexión con la aplicación fisiológica del concepto *cibernético* de "error", el cual es a veces referido como "*memoria*".

Como el concepto de energía, la transformicidad fue inicialmente introducida por el Dr.D.M.Scienceman en colaboración con *Howard T. Odum*. En 1987, D.M.Scienceman propuso que las frases "*calidad de la energía*", "factor de calidad de la energía" y "relación de transformación de la energía", usadas por H.T.Odum en distintos trabajos, fuesen reemplazadas por la palabra "transformicidad" (p. 261). Esta aproximación tiene como objeto resolver una larga discusión sobre la relación entre los fenómenos de índole cualitativa y aquellos cuantitativos con frecuencia analizados en la física, esto es, un intento por cuantificar la calidad.

Una definición de la transformicidad en palabras

Scienceman definió la transformicidad como:

...una variable cuantitativa que describe "*describing the measurable property of a form of energy, its ability to amplify as feedback*", relativa a la fuente de energía consumida en su formación, bajo condiciones de máxima potencia. Como variable cuantitativa análoga a la temperatura termodinámica, la transformicidad requiere de la especificación de las unidades. (1987, p. 261).

En 1996, H.T.Odum definía la transformicidad como:
la energía de un tipo requerida para producir una unidad de energía de otro

tipo. Por ejemplo, si hacen falta 3 emjulos de carbón (cej) y 1 cej de servicios (trabajo, por ejemplo) para producir 1 J de electricidad, la transformicidad de la electricidad será 4 cej/J.

G.P.Genoni amplió esta definición y señaló que "la energía necesaria de un tipo requerida para producir una unidad de energía de otro tipo se usa para cuantificar la posición jerárquica" (1997, p. 97). De acuerdo con Scienceman, el concepto de transformicidad introduce una nueva dimensión básica en la física (1987, p. 261).

Definición como relación

Al igual que la *eficiencia*, la transformicidad se define cuantitativamente como una relación *input-output*. Sin embargo, más allá de lo que sería una simple relación directa *input-output* propia de los indicadores de eficiencia energética, la transformicidad es la inversa de la eficiencia y tiene en cuenta flujos de energía, tanto directos como indirectos. Es decir, que se define como la relación entre la entrada de *energía* y la producción de *energía*.

Sin embargo, pronto fue evidente que el término "producción de energía" se refería tanto a la producción de energía útil como a la producción de energía no-útil. (Nota: tal y como proponía P.K.Nag, una denominación alternativa para energía útil es disponible o *exergía*, y una denominación alternativa para energía no útil es no disponible, o *anergía* (Nag 1984, p.156)). Pero como E. Sciubba y S. Ulgiati observaron, la noción de transformicidad significaba la captura de la *energía invertida* por unidad de producto, o producto útil. Así, el concepto de transformicidad fue concretado como la relación entre la "aportación de *energía* disipada (la disponible usada)" y una "unidad de *exergía* producida" (Sciubba and Ulgiati 2005, p. 1957).

$$Tr = \frac{E_m}{E_x}$$

(ver Giannantoni 2002, p. 8)

Sustituyendo esta expresión en la definición matemática proporcionada anteriormente tenemos:

$$Tr = \frac{\int_{t=-\infty}^{t_0} P_x dt}{E_x}$$

La evaluación emergética es un método global de contabilización relativo a la entrada de energía solar a nivel global. La metodología de contabilización de emer-

gía busca contabilizar la energía usada en desarrollar energía de calidad superior, que es capaz de controlar funciones de ecosistema, o económicas. El análisis de emergía pretende identificar cómo se distribuye esta energía, así como sus insumos comparables de energías fósiles. La contabilización emergética asume tres puntos:

1. Que cualquier sector de la economía mundial es, en el análisis final, dependiente del presupuesto energético global.
2. Ninguno de los sectores de la economía mundial se solapa en su función.
3. Los sectores no-humanos (i.e. sistemas ecológicos no humanos) están incluidos en la economía mundial.

La suma resultante de estas asunciones es que considerar conjuntamente todos los sectores produce una economía "completa". El método se basa en gran parte en el uso que H.T.Odum hace del principio de "máxima potencia". En un sentido evolutivo, el uso de este principio para analizar la economía mundial implica que ésta tenderá a una eficiencia óptima si, y sólo si, la competencia no es impedida por asuntos culturales, comunicativos, geográficos, o legales. De todos modos, dado que la emergía implica la combinación de formas heterogéneas de energía, D.M.Scienceman ahora sólo se refiere a *Síntesis emergética*, prefiriendo contemplar la noción de "análisis emergético" como un *Oximoron*.

Una aplicación controvertida del concepto es con respecto a la Teoría del valor. Para H.T.Odum, "la energía incorporada es una medida del valor, en uno de los sentidos de la palabra 'valor'" (H.T.Odum 1994, p.251).

En esta cita el término "energía incorporada" es sinónimo de "emergía". H.T.Odum (1996) entiende que la emergía abarca no sólo las consideraciones expuestas arriba, sino también la noción humana de utilidad como un "valor de tipo donante". Esta concepción todavía no ha recibido amplio soporte por los teóricos del valor. De hecho, parece que es esta aplicación la que bloquea su extensión más amplia hacia las ciencias y el arte. Esto podría deberse a nuestra actitud inherentemente analítica con respecto al arte, y la estética cualitativa y los sistemas espirituales de valor, como inconmensurables con los actuales sistemas "científicos" de medida y predicción del valor. Otras implicaciones controvertidas de esta concepción del valor se encuentran en los ámbitos de la teoría legal y política.

“La huella ecológica” como medida del esfuerzo de la naturaleza

10. “LA HUELLA ECOLÓGICA” COMO MEDIDA DEL ESFUERZO DE LA NATURALEZA

10.1 “Ecological Footprints” (EF). El concepto y su uso

Las actividades humanas ejercen un impacto cada vez más notable sobre el Capital Natural, como consecuencia del consumo de productos y servicios exigidos a la Naturaleza. En los últimos años aparece una nueva herramienta, “Ecological Footprint” o “Huella Ecológica” o “EF” que aborda este problema, cuantificando el balance entre las afecciones a la naturaleza y su capacidad de absorción de las agresiones a nivel local, regional o planetario.

“Ecological Footprints” (EF).
“Huella Ecológica”



El “*Ecological Footprint*” referido a los 6.000 millones de seres humanos que pueblan el mundo es actualmente un 30% mayor que todos los recursos disponibles. Esto significa que es necesario un cambio radical de actitud de la sociedad y de modelo económico, hacia un sistema basado en la valoración real “capacidad de carga” del Planeta que habitamos.

El cálculo del “*Ecological Footprint*” está basado en dos aspectos:

- Determinar los recursos que consumimos y los desechos que generamos.
- Definir el área necesaria para sostener esas funciones.

Por ello no puede extrañar que, en 1992, *M. Wackernagel* y *Rees* propusieran la utilización de la tierra como un indicador de estado medioambiental. Para estos autores, el EF se define como la superficie (continental y acuática) requerida para sostener a una población con un cierto modo de vida y un nivel tecnológico concreto, contando con sus propios recursos naturales e incorporando todas las emisiones y desperdicios de sus actividades productivas por un periodo indefinido de tiempo. Su técnica consiste en comparar la apropiación de la población que utiliza el territorio con su capacidad ecológica disponible en cada momento, determinando el déficit o superávit resultante. De esta manera, el Ecological Footprint (EF) se constituye en un excelente indicador de sostenibilidad para muchos análisis ambientales.

Su aplicación posee la ventaja de poder comparar diversos territorios con la media del Planeta y, por ello, desde sus comienzos, los primeros autores no se resistieron a aplicarlo a todas y cada una de las naciones, comprobando la falta de compensación en el intercambio de recursos naturales del comercio internacional. El elemento básico de todo el análisis en un EF es la conversión de todos los elementos de consumo a unidades equivalentes de territorio. De esta manera, *Wackernagel* y *Rees*, agruparon las actividades humanas en seis tipos de áreas bioproductivas:

- Terrenos arables dedicados a la producción de alimentos humanos, de alimentación animal, fibras para el vestido e industrias, aceites y gomas.
- Pastos dedicados a la producción de carne, lanas y leche
- Bosques productores de maderas y fibras para papel
- Cultivos marinos y pesquerías
- Suelo dedicado a la urbanización, comunicaciones y la industria
- Masas forestales en su aspecto transformador del CO₂ producido en la combustión de los recursos minerales energéticos, a excepción de los radioactivos

Merece la pena explicar la conversión idealizada de las emisiones en origen producidas por la generación de energía eléctrica mediante la combustión de carbones, petróleos y gas natural, y de el uso energético directo de esos combustibles fósiles, que mediante su equivalencia a superficie equivalente de arbolado, se transforma en hectáreas de territorio dedicado al aprovechamiento forestal, teniendo en cuenta, no obstante, que un 35% del CO₂ emitido sería capturado por la masa de agua marina y, por lo tanto, no debe contabilizarse. Por lo tanto, la metodología empleada consiste en aplicar un factor de conversión ("*Fuelwood equivalence*") De la misma manera, el resto de superficie bioproductiva se contabiliza en unidades homogéneas (generalmente en ha).

El resto del análisis consiste en elaborar una cuenta o balance entre el "footprint" del territorio estudiado y su capacidad biológica real. Esta última partida consiste en la agregación de las superficies destinadas a cada uso, corregida por un factor calculado por el autor, dentro del concepto de que el territorio dedicado a una actividad biológica no tiene igual productividad que la media planetaria. El EF resulta una medida de la sostenibilidad de un territorio, en su sentido físico o directo ("*strong sustainability*"), que se dirige a la conservación del capital natural puesto que este indicador valora el uso de los recursos naturales en sus términos físicos y los compara con su disponibilidad real dentro del área considerada. Por ello, y a fin de facilitar comparaciones, se suele recurrir a calcular el área específica (generalmente en ha) correspondiente a un habitante del país o región y a establecer los balances en estas unidades (ha/habitante).

El balance presentado por el "Ecological Footprint" suministra una conservadora estimación de la presión que la humanidad ejerce sobre el ecosistema global. Representa la superficie terrestre biológicamente productiva necesaria para producir los alimentos y las fibras que sus habitantes consumen, suministrar espacios

para fábricas e infraestructuras, y también, absorber el CO₂ producido en la quema de los combustibles fósiles. El EF mide la dependencia de los habitantes de un territorio de la naturaleza. Cada nación depende de la capacidad ecológica para sostenerse así misma.

A pesar de todas las bondades que el sistema ofrece (índice muy claro de sostenibilidad, facilidad de cálculo, adecuación a todos los territorios posibles...) también adolece de muchas carencias (no considera los efectos colaterales de las prácticas agrícolas, tampoco otros efectos beneficiosos para la conservación del ecosistema en las masas forestales y otros más. El procedimiento general es el siguiente:

- Identificar y medir los elementos de consumo de un país o región: alimentos, energía, transporte, servicios.
- Para cada elemento de consumo estimar el área que debería existir para producir los recursos consumidos
- Añadir las superficies existentes y utilizadas, para determinar finalmente el "footprint" del territorio
- Comparar el área real disponible de la región que genera el "footprint"

10.2 Aplicación al municipio de Zaruma (Ecuador) del "Ecological Footprint"

10.2.1 Características del área de estudio

Este ejemplo está tomado del trabajo "El Análisis de la gestión de los Recursos Naturales: La Huella Ecológica como medida del esfuerzo de la naturaleza", firmado por J. A. Espí y E. Berrezueta en el año 2005.

- *Situación Geográfica.*

El territorio cuyo estudio es objeto en este trabajo se ubica en la zona sur del Ecuador (figura 1) ocupando un área de aproximadamente 643,5 Km², en concreto la totalidad de la superficie correspondiente al municipio de Zaruma.

Situada en la vertiente occidental de la Cordillera de los Andes (Cordillera de Chilla), la zona constituye el tramo medio-superior de la cuenca hidrográfica del río Puyango, cuya cota de elevación máxima es de 2800 m.

Los ríos en las zonas altas se caracterizan por ser torrentosos y accidentados, mientras que, en las zonas bajas, la pendiente se suaviza. Sus aguas pueden presentar temperaturas mayores o iguales a 20 °C.



Figura 10.1: Localización geográfica del municipio de Zaruma

- *Clima.*

De manera general, el clima en la parte sur-occidental del Ecuador está condicionado por las corrientes oceánicas (fría de Humboldt y cálida del Niño). Cuando la corriente fría se acerca a la costa entre los meses de mayo y noviembre, con masas de aire frío y seco, provoca una temperatura agradable que se manifiesta en forma de cielos despejados y sol. Al paso de la corriente cálida entre diciembre y abril con vientos calientes y húmedos, las lluvias abundantes hacen acto de presencia, provocando un aumento de la temperatura del aire y disminución del viento. En resumen, las características climáticas definen a la zona como Región Sub-húmeda Sub-tropical.

- *Vegetación.*

La vegetación engloba las características naturales e intrínsecas de la zona sobre el que se han asentado y se seguirán ubicando gran parte de las actividades humanas. Según los estudios de clasificación de la vegetación para el Ecuador continental, Sierra (1999), la zona de Zaruma está ubicada dentro de la Subregión Sur y está representada principalmente por:

- Bosque "siempreverde piemontano", (árboles con altitudes superiores a los 20 m y familias de plantas de sotobosque como las Aráceas).
- Bosque Semideciduo Montano Bajo, (matorrales de transición entre los bosques húmedos y secos del sur).
- Páramo herbáceo (se caracterizan los pajonales y arbustos entremezclados con hierbas).
- Pastizales (hierbas y pequeños matorrales).
- Árboles frutales (mango, guaba, naranja, etc).

- *Demografía.*

Sobre la base de la división político-administrativa del municipio de Zaruma, hay una zona urbana, la cabecera cantonal (Zaruma) y una zona rural, representada por parroquias (Abañín, Arcapamba, Guanazán, Güizhagüiña, Huertas, Malvas, Muluncay Grande, Salvias y Sinsao). En cuanto a la estructura poblacional, los valores totales y parciales (urbanos y rurales) se presentan en la tabla 10.1.

- *Economía.*

Desde el punto de vista económico, en Zaruma, la minería ha ido desplazando a la ganadería y agricultura en un proceso paulatino pero sostenido a partir del cierre de la última gran empresa minera, CIMA, en 1978, que obligó a los trabajadores que se quedaron sin empleo y a los pequeños productores agrícolas que

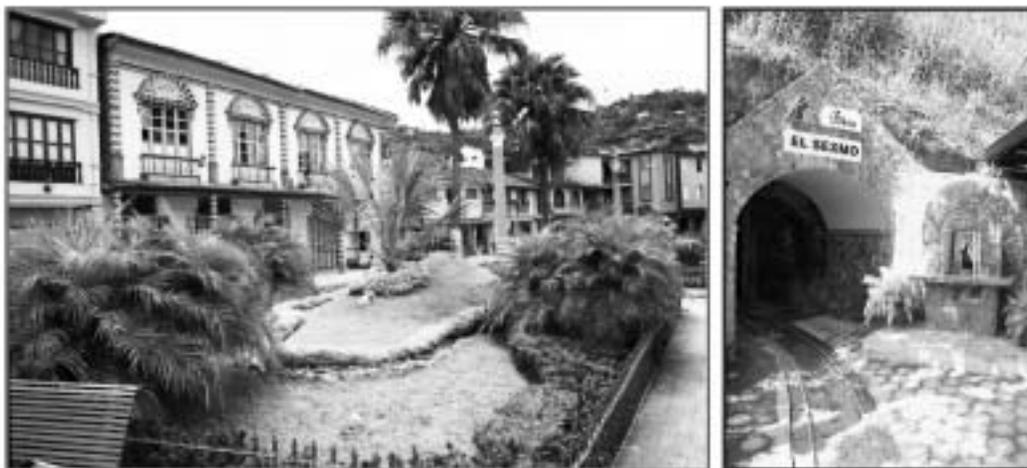


Figura 10.2: Fotos de Zaruma (Fuente: Bira S.A)

Tabla 10.1: Distribución y evolución de la población

Población total				Población urbana				Población rural			
1990		2000		1990		2000		1990		2000	
#	%	#	%	#	%	#	%	#	%	#	%
23850	100	30000	100	7390	31	10000	33	16045	69	20000	67

Fuente: INEC (Censo 1990 /proyec 2000)

vieron restringido su mercado, a articularse a una actividad que requería poca inversión y producía relativamente rápidos beneficios (Swedish Geological AB., 2000). Aun así, la agricultura y ganadería constituyen la principal actividad económica debida principalmente a las potencialidades de la zona (calidad del suelo, clima y tradición productiva de los sectores rurales) y a la adaptación de esta actividad con la minería, pues mucha población campesina comparte su actividad con la minería.

La actividad agrícola desarrollada es de subsistencia, localizada en pequeñas parcelas de las laderas montañosas y limitada a unos cuantos productos. La ganadería es de tipo extensivo ocupando zonas con pastos naturales. En ambos caso, la falta de capacitación ha provocado la pérdida de productividad, alteración del equilibrio biótico y erosión en el suelo.

La minería en la zona de Zaruma tiene sus orígenes en la época precolombina y continua desarrollándose en la actualidad. En la década de los 80, se inicia un aparente e ilusorio apogeo minero causado por el incremento del precio del oro

y a la crisis económica del país. En esta zona, tradicionalmente minera, se generaliza la minería artesanal. A partir de los 90, aparece una forma planificada de explotación (utilizando equipos y maquinaria modernos para los procesos de extracción, transporte, trituración, molienda y concentración) a cargo de empresas y asociaciones mineras, aunque se mantiene una gran parte de la actividad minera de forma artesanal con todas las consecuencias ambientales generadas por este tipo de actividad. Pero la actividad minera, principal actividad industrial, lejos de alcanzar las expectativas creadas, tan solo ha permitido satisfacer las necesidades mínimas de subsistencia de la mayoría de los "petroleros" (70 % de la PEA minera).

Otras actividades laborales del sector secundario aparecen en la zona como consecuencia normal de las actividades primarias antes mencionadas. Los datos de ocupación directa de la PEA, para los principales sectores en el año 2000, se presentan en la Tabla 10.2.

Tabla 10.2: Sectores económicos de Zaruma. (Fuente: SIISE, V 2.0 2000. INEC)

Rama de Actividad	Nº de Empleados
Agricultura y Ganadería	4.540
Minería	2.700
Manufactura	494
Construcción	328
Electricidad, agua	14
Turismo - comercio	755
Transporte	260
Servicios personales y sociales	1.544
Servicios financieros	84
Actividades no especificadas	766
Total	11.286

La selección de las unidades territoriales en que se ha dividido la zona, siguiendo criterios de simplificación y agrupación de áreas homogéneas de utilización y/o ocupación del suelo es el siguiente: El territorio ocupado por cada una de las actividades se presentan en la tabla 10.8.

1. La *ocupación poblacional* (urbana y rural), aún cuando se concentran en núcleos reducidos, tiene un considerable uso de terreno.
2. La *actividad agrícola*, representada por los cultivos tradicionales de la zona (maíz, caña, yuca, café, patata, etc.).
3. La *actividad ganadera* (ganado vacuno principalmente) ocupa la zona de pastizales tanto naturales como cultivados.
4. La *vegetación* engloba las características naturales e intrínsecas de la región.
5. Finalmente, el área destinada a la industria, principalmente representada por las *labores mineras* (minas, lavaderos, plantas de tratamiento y escombreras).



Figura 10.3: Principales unidades territoriales
Fuente: 1) Prodeminca (SGAB). 2) J. Mora. 3) A. Conti. (FAO). 4 y 5) P. Carrión

Tabla 10.3: Uso del suelo por unidades de área

General	Detalles	Área (km ²)
Urbanismo	Urbano	0,43
	Rural	0,12
Agricultura	Maíz	7,60
	Caña	4,45
	Yuca	3,45
	Café	7,00
	Patata	6,60
	Arboricultura	35,00
	Frutales	15,35
	Ciclo Corto	30,00
	Ganadería	Pasto natural
Pasto cultivado		140,00
Páramo		93,00
Minería	Aurífera	11,00
Vegetación	Natural	35,00
	Intervenido	27,00
	Matorral	90,00
Otros	Indiferenciado, erosión, ríos, etc.	32,00
Total		643,50

Fuente: Mapa de usos de suelo MAG(2000), SIISE,V 2.0 2000(INEC) y BCE (2002)

- Superficie disponible.

Siguiendo la metodología M. Wackernagel (1999) el cuadro de uso actual del suelo de Zaruma debe ser corregido por un factor (*factor de equivalencia*) que compara y corrige la productividad de su ocupación en relación con la media del Planeta, puesto que el referente de todos los análisis será la productividad ecológica de La Tierra. Tomamos los factores calculados por el autor, de la manera siguiente.

Tabla 10.4: Uso corregido del suelo de Zaruma

Utilización	Superficie (ha)	Factor de Equivalencia	Superficie corregida (ha)
Urbanizado	55	2,8	154
Cultivos	10.945	2,8	30.646
Pastos	35.300	0,5	17.650
Bosques	15.200	1,1	16.720
Industria minera	11	-	11
Otros	35	-	35
Totales	61.546		65.216

- Consumo de alimentos.

Ante la escasez de datos sobre el consumo alimenticio de la población del municipio de Zaruma, se ha recurrido al empleo de una dieta alimenticia cercana a las 2.400 kcal /día por persona, que es el requerimiento de la FAO para el nivel mundial, y que aquí, en Zaruma, lo alcanza satisfactoriamente. En la tabla agregada se han resumido algunos conceptos a fin de facilitar su comprensión.

Tabla 10.5: Superficie ecológica equivalente al consumo de alimentos

Alimento	Consumo (kg familia/día)	Equivalencia en superficie (m ² /kg.año)	Superficie equivalente (m ² /año)
Leche	1,50	1,20	1,80
Pescados y carne	0,60	28,30	10,30
Huevos	0,08	0,10	0,30
Verduras	0,73	0,40	0,40
Frutas	0,85	0,50	0,40
Patatas	1,00	0,20	0,20
Arroz	0,90	1,40	1,30
Pan	0,48	1,40	0,70
Aceite	0,18	20,70	3,70
Otras grasas	0,07	21,50	1,50
Azúcar	0,41	1,20	0,50
Total (familia/día)	6,99	0,33	21,10
Total Ha/año			4.440
Total Ha/hab. año			0,15

- Superficie ecológica equivalente al consumo industrial

En el municipio de Zaruma la actividad industrial se encuentra en su casi totalidad enfocada a la producción minera. Aún más, los consumos de impacto de la minería del oro se centran de manera absoluta en la energía consumida, al margen, claro está, de la incorporación de productos potencialmente dañinos, como el mercurio y el cianuro sódico, producidos fuera del País, y que deberían ser estudiados en el Análisis de Ciclo de Vida. La consideración de otros consumos, como el acero de los forros, bolas de molienda, chatarra de todo tipo se debería contemplar a un nivel más detallado en otro estudio específico.

Tabla 10.6: Cálculo del "Mix" eléctrico

Origen	% del total	Superficie equivalente	Cantidades absolutas
Combustibles líquidos	17,20	0,0834 MJ/m ²	0,014 MJ/m ²
Combustibles gaseosos	9,30	0,096 MJ/m ²	0,009 MJ/m ²
E. Hidroeléctrica	63,50	100 MJ/m ²	63,5 MJ/m ²
Total	100,00		63,523 MJ/ MJ/m²

Tomando las proporciones de todas las fuentes generadoras de la energía eléctrica, obtendríamos el "mix" energético nacional, que sería el que aplicaríamos a todos los cálculos en donde figurasen kwh.

Tabla 10.7: Superficie ecológica equivalente a la producción minera

Producción anual	3.500 kg Au/año	350.000t/año con 15 gAu/t
Consumo de energía	2 kwh/t en trituración 12 kwh en molienda 2 kwh/t en varios	5,6 mill.kwh/año
Consumo de energía	Comb. Liq. e Hidroeléctrica 63,52 MJ/m ²	20,16 mill. de MJ
Consumo de superficie equivalente	Total: 91,5 ha/año	Consumo total m²/ habit.: 31,7 m²/h

- Superficie ecológica equivalente al consumo energético agrícola y doméstico

Los datos disponibles no permiten discriminar conceptos ni características. De esta manera se considerarán los consumos en función de la modalidad energética empleada. Puesto que las cifras se refieren a unidades familiares, tomamos la familia media con cinco miembros. De esta manera las familias teóricas serán 5.766.

Superficie ecológica

Tabla 10.8: Superficie ecológica equivalente al consumo energético agrícola y doméstico

Energía eléctrica	180 kwh/fam.mes	44,836 mill. MJ/año
	0,0024 ha/hab.año	Total Zaruma: 71 ha
Combustible	10 gal/fam.mes	456 l/año
	0,033 ha/hab.año	Total Zaruma: 954 ha
Gas doméstico	25 kg/fam. mes	300 kg/fam.año
	0,022 ha/hab.año	Total Zaruma: 627 ha
Total	0,056 ha/habit.año	1.652 ha

- Resumen

Tabla 10.9: Superficie ecológica equivalente a todas las actividades de Zaruma (Footprint)

Actividad	Consumo total unitario (ha/h)	Consumo total (ha)	%
Alimentos	0,150	4.440	71,80
Ind. Minera	0,003	92	1,50
Energía	0,056	1.652	26,70
Total	0,209	6.148	100,00

- Balance ecológico del territorio

Utilizando las denominaciones acuñadas por Wackernagel, se presentan los resultados del corto análisis, no sin antes apuntar que se han reducido y redondeado datos, a fin de que solamente figuren los más representativos que hagan aflorar las primeras conclusiones de la aplicación de este indicador de sostenibilidad de un territorio.

Tabla 10.10: Balance en Superficie Equivalente de Zaruma

Ecological footprint	Biocapacidad Disponible	Déficit o Superávit
0,21 (ha/habit.)	2,26 (ha/habit.)	2,05 (ha/habit.)
6.184 ha	65.216 ha	59.032 ha

10.3 Consecuencias

- Un territorio como el del municipio de Zaruma, poco industrializado y sin excesiva presión poblacional, se encuentra muy alejado del desequilibrio ecológico y resulta un bien inestimable que habría que conservar, si bien su territorio es capaz de admitir otras cargas, que usadas con prudencia, podrían a su vez ayudar a reducir desequilibrios de tipo económico.
- Las cifras conseguidas, sin duda optimistas, se encuentran afectadas por carencias de información detallada (consumos complementarios de combustible, fibras vegetales en la construcción y en el vestido, etc). Sin embargo, el balance final resulta tan notable que el error debe resultar francamente admisible.
- Resulta evidente la escasísima afectación de la minería al balance ecológico, tomado, claro está, en el sentido de marcador de su influencia en el desequilibrio del Planeta.
- El balance final supera al calculado para todo el País (M. Wackernagel 2002) y que se sitúa en un superávit ecológico de 1,1 ha/hab.año. Ello se debe a la escasa concentración urbana y al poco desarrollo industrial, a excepción de la actividad minera.
- El resultado, francamente positivo, no debe hacer olvidar las limitaciones del indicador, que no valora otro tipo de afectaciones, por ejemplo, la contaminación provocada por los efluentes mineros, la pérdida de biodiversidad por presión antrópica, etc. Para realizar un balance completo habría que recurrir al uso de otros indicadores de sostenibilidad.
- La utilización de este tipo de indicadores, aumenta su eficacia cuando se consideran temporalmente (indicadores de tendencia). Es decir, que el análisis de sus cambios a lo largo de un periodo dilatado de tiempo nos indica el verdadero valor de las acciones humanas.

Bibliografía seleccionada

11. BIBLIOGRAFÍA SELECCIONADA

ADRIAANSE, A., BRINGEZU, S., HAMMOND, A., MORIGUCHI, Y., RODENBERG, E., ROGICH, D., AND SCHÜTZ, H. (1997), *Resource Flows: The Material Basis of Industrial Economies*, Washington DC, World Resources Institute.

ANZECC (2000) "Core environmental indicators for reporting on the state of the environment". Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. www.erin.gov.au/soe/soe.html

ASA MOBERG (1999) "Environmental Systems Analysis Tools. Differences and similarities" Thesis. Department of Systems Ecology. Stockholm University

AUSTRALIAN GOV. (1995) "Techniques to value environmental resources: an introductory handbook" Australian Government. Department of the Environment and Heritage. www.deh.gov.au/pcepd/economics/value

AYRES R.U. (2001) "Resources, scarcity, growth and the environment" INSEAD. Working paper 97/102/EPS

AYRES R.U. (1998) "The value price paradox" *Journal of Ecological Economics* 25, 17-19

AYRES, R. (1999) "*The Second Law, the fourth law, recycling and limits to growth*" *Ecological Economics*, vol 29 Elsevier

AYRES, R.U., Ayres, L.W., Martinas, K. (1998) "*Exergy, Waste Accounting and Life Cycle Analysis*" *Energy* vol 23 Pergamon Press

AYRES, R. (1998) "*Eco-thermodynamics: economics and the second law*" *Ecological Economics*, vol 26 Elsevier

AYRES, R. Y AYRES, L. (1996): "*Industrial Ecology. Towards closing the material cycle*", Edward Elgar Publishing, Cheltenham U.K. y Northampton.

AYRES, R U, AYRES, L W, Y RADE, I (2001) *The Life Cycle of Copper, its Co-products and Bi-products*. Informe preparado para MMSD.

BARRET J., SCOTT A. (2000) The ecological footprints: A metric for corporate sustainability. *Corporate Environmental Strategy*. Vol.8, Issue 4. Pag. 316-325.

BERKHOUT, F. (1998), "Aggregate resource efficiency: A review of evidence", in Vellinga, P., *Managing a material world: Perspectives in industrial ecology*, Dordrecht, Kluwer

BERREZUETA E. (2003) "Metodologías de valoración de las actividades de uso del suelo en Zaruma-Portovelo. Ecuador" Seminario Internacional de Minería, Metalurgia y Medio Ambiente. Quito. Universidad Católica de Lovaina y Escuela Politécnica Nacional. Pp 331-357

BOSSEL H. (1999) "Indicators for sustainable development: theory, method, applications" Balaton Group. IISD. <http://iisd.ca/about/prodcat/ordering>

BOTERO E. (2000) "Valoración Exergética de Recursos Naturales, Minerales, Agua y Combustibles Fósiles" Tesis Doctoral, Universidad de Zaragoza

BOLT K., RUTA G., SARRAF M. (2005) "Estimating the cost of environmental degradation". The World Bank. Environment Department Papers

CEIDL A., VILA J.S., MORALES A.S. (2001) "Cattle ranching and deforestation in Brazilian Pantanal". *Ecological Economics* 36, pp 413-425

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (2001) "Communication from the commission structural indicators"

CHAINET (European Network on Chain Analysis for Environmental Decision Support) A Guidebook. www.leidenuniv.nl/interfac/cml/projects.

CHAPMAN, P. F. Y ROBERTS, F. (1983): "Metals and Energy", Butterworth & Co. Ltd, Londres.

DESA (2001) "World Population Prospects: The 2000 Revision" United Nations

DOSI C. (2001) "Environmental values" CEPAL. Land Use Policy. N° 17. pp 197-208

DUNSTER, J.; DUNSTER K.(1996). "Dictionary of Natural Resource management" CAB international, Wallingford U.K.

ECOBALANCE INC. (2000) "Life Cycle Assessment of Nickel Products" final report.

ELORRIETA J.I. y CASTELLANO E. (1999) "Valoración integral de la conservación de la biodiversidad en al Comunidad Foral de Navarra"
www.cfnavarra.es/medioambiente/biodiversidad/valoración.

ELORRIETA J.I., CASTELLANO E. y GARCIA A. (2000) "Valoración integral de la conservación de la biodiversidad en al Comunidad Foral de Navarra" www.mappinginteractivo.com

ESPI J.A., SEIJAS E. (2003) "Análisis Coste-Beneficio Ambiental". Ingeopress. Enero-Febrero 2003. nº112

ESPI J.A., BERREZUETA E. (2005) "El Análisis de la Gestión de los Recursos Naturales: La Huella Ecológica como medida del esfuerzo de la naturaleza". El libro homenaje al Profesor R. Fernández Rubio. Pág. 685-707. IGME.

ESPI J.A., BERREZUETA E. (2005) "La Industria Extractiva no energética y el medio ambiente en el marco del desarrollo sostenible". Pág. 335. IGME.

ESPI J.A. (2008) "Análisis Coste-Beneficio Ambiental de las explotaciones de la S. de Bahoruco. República Dominicana". UTG de la Unión Europea. Santo Domingo. Informe.

EUROPEAN COMMISSION. (2004). "Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste Rock in Mining Activities" Directorate General, Joint Research Centre

FINNEVEDEN, G; MOBERG, A. (2003) "Environmental Accounts and Material Flow Analysis and other Environmental Systems Analysis Tools" Energy vol 45 Pergamon press

FINNEVEDEN, G.; ÖSTLUND, P. (1997) "Exergies of Natural Resources in Life-Cycle Assessment and other Applications" Energy vol 22 Pergamon Press

FISCHER-KOWALSKI, M. (1998), "Society's Metabolism. The Intellectual History of Material Flow Analysis", Part I, 1860 - 1970, Journal of Industrial Ecology, Vol. 2, No. 1, pp. 61-78.

FISCHER-KOWALSKI, M. AND AMANN, C. (2001). "Beyond IPAT and Kuznets Curves: Globalization as a Vital Factor in Analysing the Environmental Impact of Socio-Economic Metabolism", in: Population and Environment, 23: 7-47.

FULLANA, P. (1997) "El Análisis de Ciclo de Vida" Ed. Rubes, Barcelona, España

GOEDKOOFF, M.; SPRIENSMA, R. (2001) "The Ecoindicator 99: a Damage oriented method for Life Cycle Assessment. Methodology Report" PréConsultants

GOMEZ OREA, D. 1999. "Evaluación del Impacto Ambiental" Mundi-Prensa & Edit. Agrícola Española

GORAN FINNVEDEN AND ASA MOBERG (2001) "Environmental Accounts and Material Flow Analysis and other Environmental Systems Analysis Tools". FMS, Swedish Defence Research Agency (FOI) and Stockholm University.

GROUT R.S., WILSON M.A., BOUMANS R.M. (2002) "A typology for the classification, description and valuation of ecosystem function, goods and services" Ecological Economics 41. pp 393-400

GUA (2000) "Analysis of the Fundamental Concepts of Resource Management". www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/waste/guareport

GUINÉE ET AL (2002) "LCA - An operational guide to the ISO-standards" - Part 1: LCA in perspective (Final report, May 2001). ICOLD (Washington: Island Press).

HAYES, P.C., (1993). "Process Principles in Minerals and Materials Production" Hayes Publishing Company, Australia

HALBERL H, ERB K. KRAUSMANN F. (2001) How to calculate and interpret ecological footprints for long periods of time: The case of Austria 1926-1995. Ecological Economics Vol.38, Issue 1, Pag. 25-45

HM TREASURY (2006) "The grebe book. Appraisal and Evaluation in Central Government" Annex1-6. www.hm-treasury.gov.uk/media/05553/Green_Book_03.pdf

HUBACEK K., GILJUM S. (2003) Applying physical input-output analysis to estimate land appropriation (ecological footprints) of international trade activities. Ecological Economics Vol.44. Issue 1. Pag 137-151.

I.F.U. (2001) *Umberto: a software tool for Life Cycle Assessment* User Manual

IVE J.R. and ABEL N.O. (2001) "Preliminary Cost-Benefit Analysis of Restoration Options" Report n° HL 5-01. Hearthlands

ISO (1997a), "ISO 14040 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework" International Standardisation Office, Geneva, Switzerland

ISO (1997b), "ISO 14041 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Goals and Scope Definition and Inventory Analysis" International Standardisation Office, Geneva, Switzerland

ISO (1999a), "ISO 14042 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Impact Assessment (final draft)" International Standardisation Office, Geneva, Switzerland

ISO (1999b), "ISO 14043 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Interpretation (final draft)" International Standardisation Office, Geneva, Switzerland

JESINGHAUS J. (2002) "The Indicators: A European System of Environmental Passive Indices". European Commission. <http://esl.jrc.it/envind/theory/handb.html>

KING D.M. AND MAZZOTTAM (2004) Ecosystem Valuation". US Dep. of Agriculture. Natural Resources. Conservation Service www.scosystemvaluation.org/index.html

KNOWLARD D., LOVETT J. (1996) "Training manual for environmental assessment in forestry". FaO. Corporate Document Repository

LOVINS, A B, FEILER, T E, Y RÁBAGO, K R (2002) "Energy and Sustainable Development in the Mining and Minerals Industries". Informe preparado para MMSD.

MACALISTER E. (2001) "Study on the evaluation and restoration of damage to natural resources for the purpose of environmental liability" European Commission. Directorate General Environment. Final Report

MARTIN, T E, DAVIES, M P, RICE, S, HIGGS, T, Y LIGHTHALL, P C (2001) "Stewardship of Tailings Facilities for Sustainable Development". Informe preparado para MMSD.

MASINI, A; AYRES, L.; AYRES, R. (2001) "An Application of Exergy Accounting to Five Basic Metal Industries" CMER, INSEAD

MATTHEWS, E., AMANN, C., FISCHER-KOWALSKI, M., BRINGEZU, S., HÜTTLER, W., KLEIJN, R., MORIGUCHI, Y., OTTKE, C., RODENBURG, E., ROGICH, D., SCHANDL, H., SCHÜTZ, H., VAN DER VOET, E., AND WEISZ, H. (2000), *The Weight of Nations: Material Outflows from Industrial Economies*, Washington, World Resources Institute.

MERIO M., ROJAS E. (2000) "Mediterranean forest value". *Land Use Policy*. Nº 17, pp 197-208

MOBERG, A. (1999) "*Environmental Systems Analysis Tools*" Master Degree Thesis

MOORE, D J, Y TILTON, J E (1996) "*Economic growth and the demand for construction materials*". *Resources Policy* 22: 197-205.

MORENO S. A. (2007) "*Valoración de las cadenas productivas de la minería metálica global, usando herramientas innovadoras de gestión ambiental*". Tesis doctoral. Dep. Ingeniería Geológica. UPM.

MURADIAN, R. AND MARTINEZ-ALIER, J. (2001), *South-North Materials Flow: History and Environmental Repercussions*, Innovation, Vol. 14, No. 2, 171-187.

NPI (2000) "*Emission Estimation Technique Manuals*" Australian Government

NRCS (2006) "*Contingent valuation/recreational Values*" Natural Resources Conservation Service. www.economics.nrcs.usda.gov/technical/recreate/index.html

NUNES P.A., VAN DEN BERGH J.C., NIJKAMP P. (2001) "*Ecological economic analysis and valuation of biodiversity*". Dep. of Spatial Economics. Free University. Amsterdam

ODUM, H; BROWN, M. (2000) "*Handbook of Emergy Evaluation*" Center for Environmental Policy. U. of Florida

PEARCE and MODAN D., (1994) "*The Economic Value of Biodiversity*". IUCN (The World Conservation Union) EARTHSCAN (Earthscan Publications) London. Pp 106

RIPLEY, E.; REDMANN, R.; CROWDER, A. 1996 "*Environmental Effects of Mining*" St. Lucie Press, EUA

ROGICH, D.G. (2004) "*Trends in material use: implications for sustainable development*", Division of Mineral Commodities

SCHANDL, H. AND SCHULZ, N. B. (2001), "Industrial Ecology: United Kingdom", in Ayres, R. U. et al., Handbook for Industrial Ecology, Cheltenham, Edward Elgar,

SCHIJNDEL, P; (2003) "Exergy analysis – a tool for sustainable technology – in engineering education" CMT, Netherlands

SETAC (1999) "Life cycle assessment and conceptually Related Programmes". Europe Working Group, Brussels Belgium

SMRESTHA R., SEIDL A., MORALES A.S. (2002) "Value of recreational fishing in Brazilian Pantanal: a travel cost analysis using count data models" Ecological Economics 36, pp 289-299

STEURER, ANTON, SCHÜTZ, HELMUT, AND EUROSTAT (2001). "Economy-wide Material Flow Accounts and derived Indicators". A methodological guide. Luxemburg, Eurostat.

THORNTON, I (1995) "Metals in the Global Environment: Facts and Misconceptions". Consejo Internacional sobre Metales y Medio Ambiente (ICME), Ottawa, Canadá.

UDO DE HAES, H. A., O. JOLLIET, G. FINNVEDEN, M. GOEDKOOPE, M. HAUSCHILD, E. G. HERTWICH, P. HOFSTETTER, W. KLÖPFER, W. KREWITT, E. W. LINDEIJER, R. MUELLER-WENK, S. I. OLSON, D. W. PENNINGTON, J. POTTING, AND B. STEEN, (2002). "Life cycle impact assessment: Striving towards best practice". Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry.

UDO DE HAES, H. ET AL (1999A) "Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Assessment" International Journal of Life Cycle Assessment, vol 4, number 2

UDO DE HAES, H. ET AL (1999B) "Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Assessment" International Journal of Life Cycle Assessment, vol 4, number 3

WACKERNAGEL M., MONFREDA CH., GURAIRE E. (2002) "Improvements to national Footprints Accounts since the living Planet Report. Redefining Progress". Sustainability Program. May 23. 2002

WACKERNAGEL M., ONISTO L., BELLO P., CALLEJAS A. LÓPEZ I. S., MÉNDEZ J., SUÁREZ A. I., SUÁREZ G. (1999) "National Natural Capital accounting with the ecological footprints concept". Ecological Economics. Vol. 29. Pag.375-390

WACKERNAGEL M., ONISTO L., BELLO P, CALLEJAS A. LÓPEZ I. S., MÉNDEZ J., SUÁREZ A. I., SUÁREZ G. (1997) "Ecological footprints of Nations". Centro de Estudios para la sostenibilidad. Universidad de Xalapa. México

WARHURST A. (2002) "Sustainability Indicators and Sustainability Performance. MMSD. International Institute for Environment Development

WARHURST, A.; NOROHNA, L. (2000). "Environmental Policy in Mining" CRC Press. EUA.

WEISZ, H., FISCHER-KOWALSKI, M., GRÜNBÜHEL, C. M., HABERL, H., KRAUSMANN, F, AND WINIWARTER, V. (2001), Global Environmental Change and Historical Transitions, Innovation, Vol. 14, No. 2, 117-142.

WORKING GROUP ON ENVIRONMENTAL INFORMATION AND OUTLOOKS (WGEIO) (2002) "Special Session on Material Flow Accounting"

WORLD BANK. ENVIRONMENTAL DEPT. (1998) Economic Analysis and Environmental Assessment". Environmental Assessment Sourcebook. UPDATE. April 1998. nº 23

WRI (2001) "The Weight of Nations" Washington.D.C.

Referencias en INTERNET

- BANCO CENTRAL DE ECUADOR. Estadísticas económicas y sociales. www.bce.fin.ec
- INSTITUTO DE ESTADISTICAS Y CENSOS: www.inec.gov.ec
- Mina Turística El Sexmo (Zaruma). www.sexmo.net
- MINISTERIO DE AGRICULTURA Y GANADERÍA DEL ECUADOR: www.mag.gov.ec
- MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINAS DEL ECUADOR: www.menergia.gov.ec
- ORGANIZACIÓN DE LA ONU PARA LA AGRICULTURA Y ALIMENTACIÓN: www.fao.org
- SISTEMA INTEGRADO DE INDICADORES SOCIALES DEL ECUADOR: <http://www.siise.gov.ec/>
- Swedish Geological AB., 2000. Environmental Impact of Small-scale and Artisanal Gold Mining in Southern Ecuador. <http://www.bioone.org/bioone/>

