

CAPÍTULO 3
METODOLOGÍA DEL
ANÁLISIS
DEL CICLO DE VIDA

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA DEL ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA

*...es bastante más posible que el miedo logre lo que la razón no ha
logrado y que llegue a donde la razón no ha llegado...
Obra de tal manera que los efectos de tu acción no sean
destructivos para la futura posibilidad de esta vida*
HANS JONAS

3.1 INTRODUCCIÓN GENERAL

El análisis del ciclo de vida, ACV (*LCA* en nomenclatura inglesa), 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 como transporte y preparación de materias primas, manufactura, transporte a mercados, distribución, uso, etc.

En un ACV completo se atribuyen a los productos todos los efectos ambientales derivados del consumo de materias primas y de 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 este se consume o no se puede utilizar.

El ACV 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 (ISO International Standard, 1997).

La complejidad del ACV requiere un protocolo al cual deberá ajustarse todo estudio de ACV. Dicho protocolo se haya establecido en la normativa elaborada por “International Standards Organisation” ISO.

En 1994, se estableció dentro de ISO el comité técnico TC207 relacionado con la normalización de herramientas ambientales, incluido el ACV. Dentro de la normalización ISO deberán distinguirse entre normativas e informes técnicos. En el día de hoy se han elaborado cuatro normativas relacionadas con el ACV:

- ISO 14040 (1997): especifica el marco general, principios y necesidades básicas para realizar un estudio de ACV, no describiéndose la técnica del ACV en detalle (ISO-14040 1997).
- ISO 14041 (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, ICV (*LCI*) (ISO-14041, 1998)
- ISO 14042 (2000): en ella se describe y se establece una guía de la estructura general de la fase de análisis del impacto, AICV (*LCIA*). Se especifican los requerimientos para llevar a cabo un AICV y se relaciona con otras fases del ACV (ISO-14042, 2000a).
- ISO 14043 (2000): esta normativa proporciona las recomendaciones para realizar la fase de interpretación de un ACV o los estudios de un ICV, en ella no se especifican metodologías determinadas para llevar a cabo esta fase (ISO-14043, 2000b).

Se han elaborado además documentos técnicos para ayudar a la elaboración de estudios de ACV como son:

- ISO TR 14047 (2002): proporciona un ejemplo de cómo aplicar la norma ISO 14042 (ISO-14047, 2002).
- ISO/CD TR 14048 (2002): este documento proporciona información en relación con los datos utilizados en un estudio de ACV (ISO-14048, 2002).
- ISO/TR 14049 (1998): este informe técnico proporciona ejemplos para realizar un ICV de acuerdo con ISO 14041. Estos ejemplos deberán entenderse como no exclusivos y que reflejan parcialmente un ICV (ISO-14049 , 1998).

3.2 METODOLOGÍA

De acuerdo con la metodología propuesta por la normativa ISO 14040 un proyecto de ACV puede dividirse en cuatro fases: objetivos y alcance del estudio, análisis del inventario, análisis del impacto e interpretación.

Tal y como ilustra la figura 3.1 estas cuatro fases no son simplemente secuenciales. El ACV es una técnica iterativa que permite ir incrementando el nivel de detalle en sucesivas iteraciones.

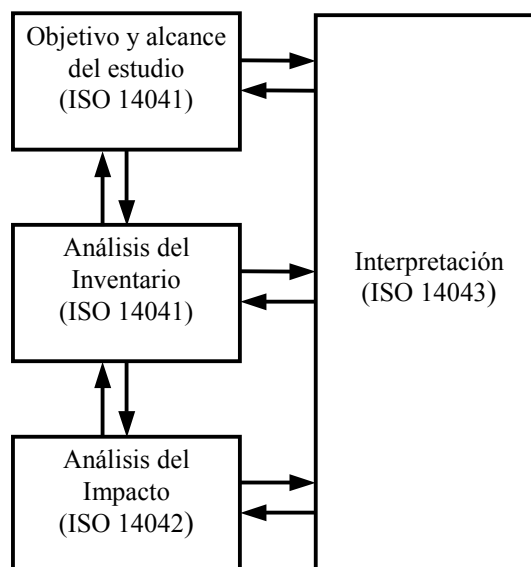


Figura 3.1 Las fases de un ACV de acuerdo a ISO 14040

3.2.1 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. La unidad funcional describe la función principal del sistema analizado. Un ACV no sirve para comparar productos entre sí, sino servicios y/o cantidades de producto que lleven a cabo la misma función. Por ejemplo, no es válido comparar dos kilos de pintura diferentes que no sirvan para realizar la misma función, cubrir un área equivalente con una duración similar.

En el caso de los sistemas agrícolas la principal función es la producción de alimentos (Audsley, 1997). En estos casos, normalmente se considera como unidad funcional un kilo de producto fresco. La unidad funcional proporciona una referencia respecto a la cual las entradas y salidas del sistema pueden ser normalizadas en un sentido matemático.

Debido a su naturaleza global un ACV completo puede resultar extensísimo. Por esta razón se deberán establecer unos límites que deberán quedar perfectamente identificados. Los límites del

sistema determinan qué procesos unitarios deberán incluirse dentro del ACV. 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.

3.2.2 Inventario (ICV)

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". Esta 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.

3.2.3 Análisis del Impacto (AICV)

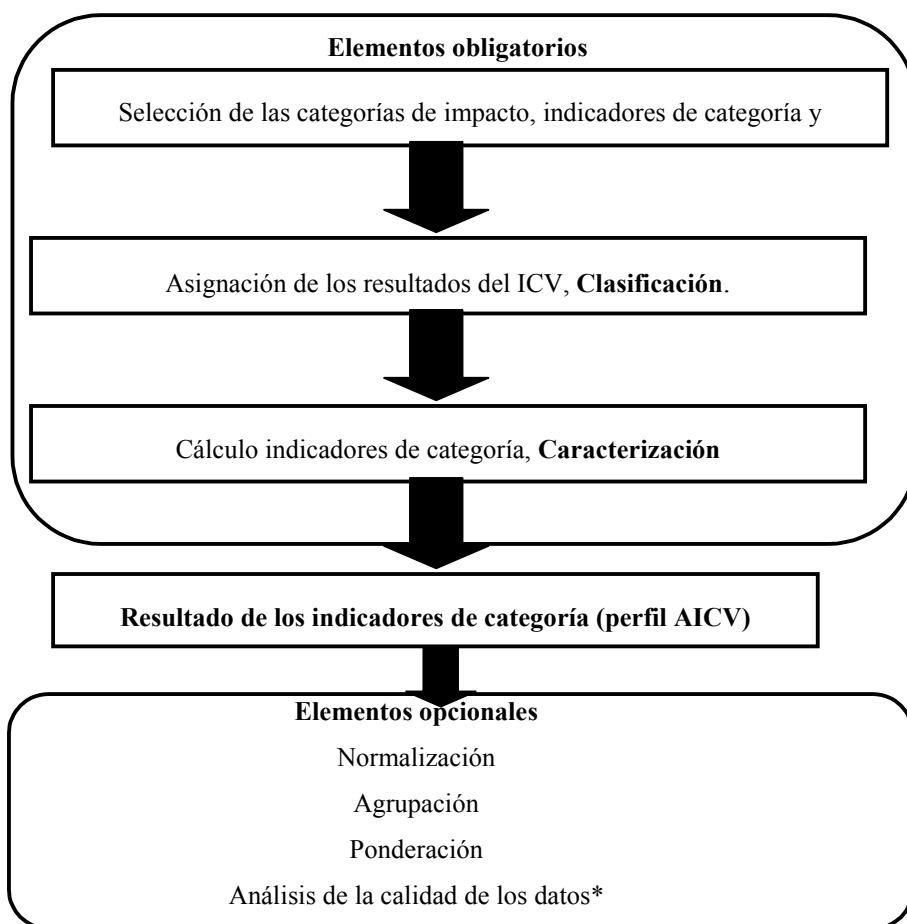
La estructura de esta fase viene determinada por la normativa ISO 14042, distinguiendo entre elementos obligatorios y elementos opcionales (figura 3.2).

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 impacto según el tipo de efecto ambiental esperado. Una categoría de impacto 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, *ej. acidificación*, precisa de una representación cuantitativa denominada indicador de la categoría, *ej. 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 3.3). 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.



* obligatorio en análisis comparativos

Figura 3.2 Elementos obligatorios y opcionales del AICV de acuerdo (ISO, 2000a)

También existen una serie de elementos opcionales que pueden ser utilizados dependiendo del objetivo y alcance del estudio de ACV:

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 AICV. Se considerará obligatorio en análisis comparativos.

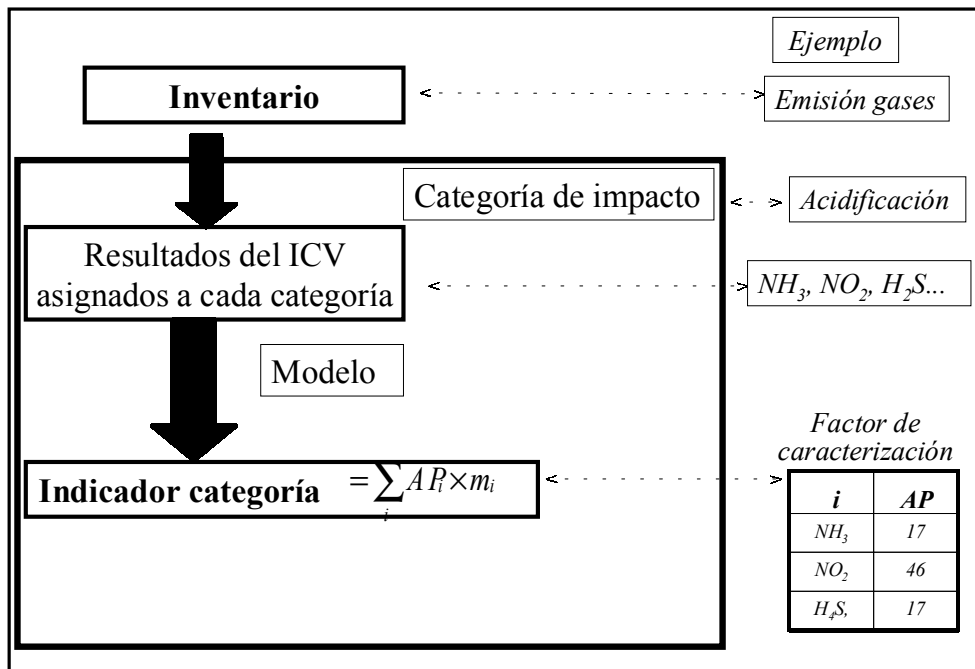


Figura 3.3 Esquema de la clasificación y caracterización en la fase del AICV. Ejemplo para la categoría de acidificación

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, "**midpoints**" (figura 3.4). 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 una información más detallada de que manera y en que punto se afecta el medio ambiente. Las categorías de impacto finales son variables que afectan directamente a la sociedad, por tanto 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 el 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.

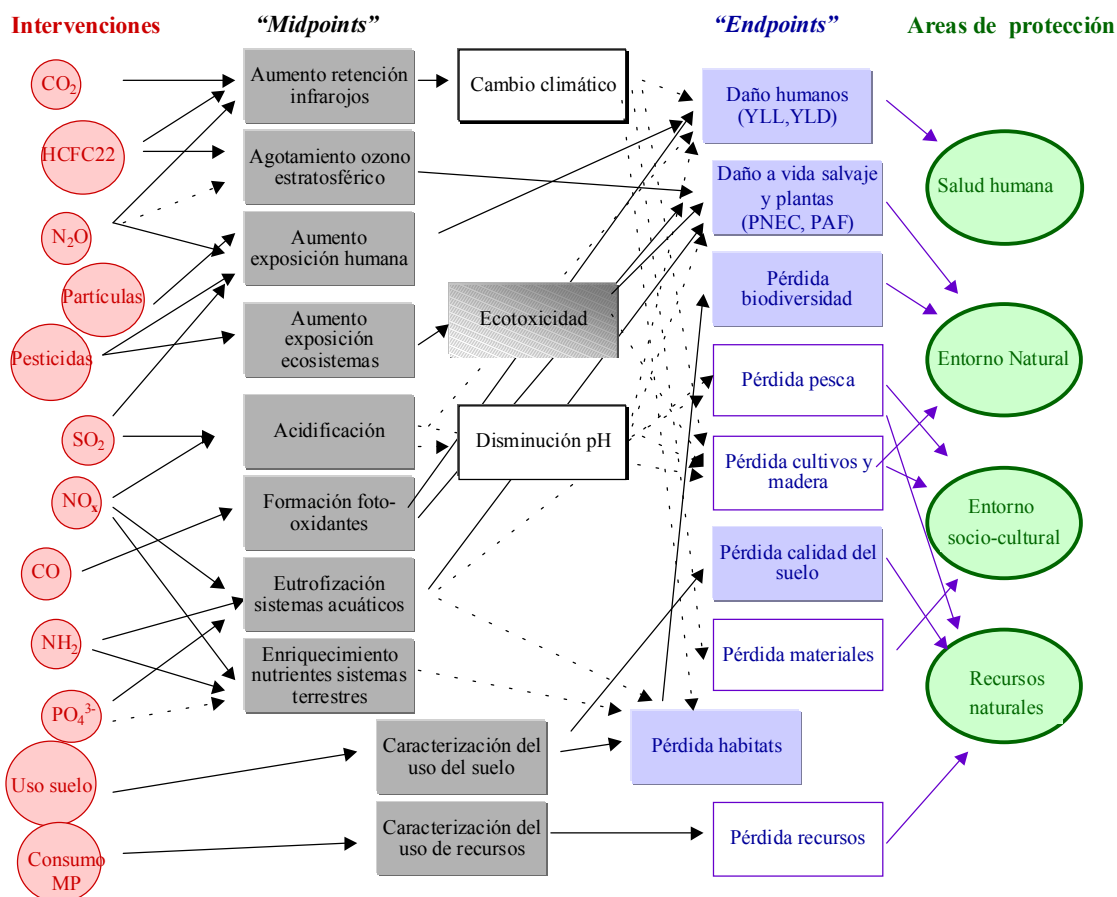


Figura 3.4 Esquemización de las relaciones entre intervenciones ambientales, impactos de efectos intermedios “midpoints”, impactos de efectos finales “endpoints” y áreas de Protección (Udo de Haes y col., 1999b)

ISO 14042 define de manera implícita tres áreas de protección, **AoP**, como categorías de impacto finales (**salud humana, entorno natural y recursos renovables**). Udo de Haes y col (1999a) en el primer informe del segundo grupo de trabajo en AICV de la SETAC añade una cuarta **entorno modificado por el hombre (man-made environment)** (figura 3.4). Esta cuarta área cubriría los aspectos de protección de los cultivos, bosques productivos, edificios y materiales de fenómenos como la lluvia ácida o impactos de ozono. Udo de Haes y col. (2002) sugiere dividir el AoP, entorno natural en dos: 1) Biodiversidad, que incluye la diversidad genética, de especies y ecosistema y 2) Funciones de soporte a la vida, que se refiere a aquellas funciones tales como: clima, ciclos hidrológicos, fertilidad de los suelos y ciclos biogeoquímicos que regulan la vida en la tierra.

3.2.4 Interpretación

La interpretación es la fase de un ACV en la que se combinan los resultados de análisis del 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 del ciclo de vida del producto se generan las principales cargas ambientales y por tanto que puntos del sistema evaluado pueden o deben mejorarse. En los casos de comparación de distintos productos se podrá determinar cual presenta un mejor comportamiento ambiental.

3.3 ANÁLISIS DEL INVENTARIO DEL CICLO DE VIDA (ICV)

De acuerdo con Castells y col. (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** \mathbf{v} es un vector columna en el cual cada elemento corresponde a un contaminante particular.

Cada flujo de masa en el proceso ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$) lleva asociado un eco-vector \mathbf{v} cuyos elementos se expresan en masa (kg de contaminante por kg de producto) o en energía ($\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$), para cargas no medibles en unidades de masa como radiación o intensidad acústica ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$). Es por ello que en general nos referimos a carga ambiental por unidad de masa ($\text{CA}\cdot\text{kg}^{-1}$). En cada caso deben expresarse en unidades que puedan ser acumuladas y con las cuales se puede realizar un balance. La expresión 3.1 muestra un eco-vector masa \mathbf{v}_m en el cual las cargas ambientales están agrupadas en tipos de impacto ambiental.

$$\mathbf{v}_m = \begin{bmatrix} (\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}) \text{ o } (\text{CA}\cdot\text{kg}^{-1}) \\ \text{Materia prima renovable} \\ \text{Materia prima no renovable} \\ \text{Emisiones a la atmósfera} \\ \text{Vertidos líquidos} \\ \text{Residuos sólidos} \\ \text{Radiación} \\ \text{Otros impactos ambientales} \end{bmatrix} \quad (3.1)$$

El producto del flujo de masa FM ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$) de un proceso por el vector correspondiente \mathbf{v}_m , da la cantidad de contaminante P ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$) o ($\text{CA}\cdot\text{s}^{-1}$) generados hasta esta etapa del proceso. La

cantidad ($\text{CA}\cdot\text{s}^{-1}$) indica la carga ambiental por unidad de tiempo no medible en unidades de masa como por ejemplo la radiación o intensidad acústica.

$$FM \cdot v_m = P \quad (3.2)$$

Análogamente cada flujo de energía ($\text{J}\cdot\text{s}^{-1}$ ó W) lleva asociado un eco-vector energía v_e cuyos elementos se expresan en masa (kg de contaminante por kJ) como en el caso del eco-vector masa o en forma genérica ($\text{CA}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Los elementos de v_e tienen elementos análogos a los del eco-vector masa:

$$v_e = \begin{bmatrix} (\text{kg}\cdot\text{kJ}^{-1}) \text{ o } (\text{CA}\cdot\text{kJ}^{-1}) \\ \text{Materia prima renovable} \\ \text{Materia prima no renovable} \\ \text{Emisiones a la atmósfera} \\ \text{Vertidos líquidos} \\ \text{Residuos sólidos} \\ \text{Radiación} \\ \text{Otros impactos ambientales} \end{bmatrix} \quad (3.3)$$

Del producto del flujo de energía E ($\text{kW}\cdot\text{s}^{-1}$) por el vector v_e correspondiente, resulta el flujo de contaminantes, el vector P ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$) o ($\text{CA}\cdot\text{s}^{-1}$), generado en la producción de esta energía:

$$E \cdot v_e = P \quad (3.4)$$

Las expresiones (3.2) y (3.4) indican que la carga ambiental de las corrientes de masa y energía pueden ser tratadas conjuntamente, porque el producto de un flujo por el correspondiente vector es siempre el flujo de contaminantes P expresado en ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$) o ($\text{CA}\cdot\text{s}^{-1}$).

Cada corriente de entrada del sistema 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.

De esta manera, el inventario o balance de carga ambiental de un proceso o producto 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.

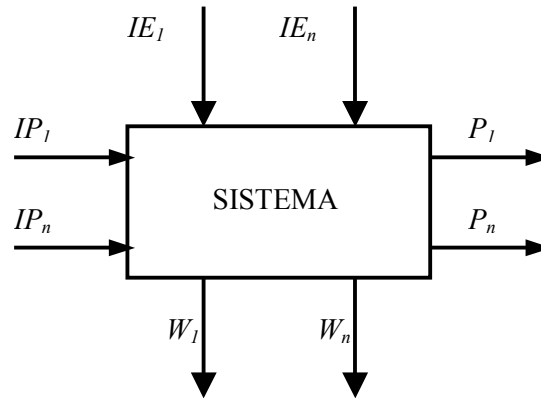


Figura 3.5 Sistema genérico

Por ejemplo, si consideramos un sistema genérico representado por la figura 3.4, con "n" entradas de materias primas y energía y "n" salidas de productos y residuos, el balance de carga ambiental global vendría definido por la ecuación (3.5).

$$\sum_{i=1}^n IP_i v_{mIP_i} + \sum_{i=1}^n IE_i v_{eIE_i} - \sum_{i=1}^n W_i v_{eW_i} = \sum_{i=1}^n P_i v_{eP_i} \quad (3.5)$$

donde:

IP_i son las entradas másicas, IE_i las entradas energéticas, P_i son las corrientes de salida (productos y subproductos), W_i son los residuos y $v_{m,e}$ son los eco-vectores másicos y energéticos de las corrientes.

3.3.1 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 vistas a una mayor transparencia ha habido diferentes propuestas de normalización de los datos. Cabe destacar sin embargo el trabajo previo desarrollado por “The Society for Promotion of Life-cycle assessment” (SPOLD, 1997). Sin embargo el trabajo más reciente es el informe técnico que propone la estructura y requerimientos de los datos utilizados en el inventario (ISO 2002).

3.4 ACV SOFTWARE

En los últimos años y basados en la metodología del ACV 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 en el precio. Las bases de datos de inventarios públicos vienen incorporadas en 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 AICV, obteniéndose los resultados para las diferentes categorías de impacto elegidas. Algunos de estos programas realizan también análisis de sensibilidad e incertidumbre.

Como ejemplos de software presentes en el mercado se pueden citar GaBi (IKP), LCAiT (Chalmers), Simapro (Pré Consultants), uno de los más extendidos por su facilidad en el manejo, TEAM (ecobilan group), Umberto (IFEU),... La tabla 3.1 presenta alguno de las herramientas existentes en el mercado actualmente. En esta tesis se utiliza el programa TEAM 3.0 acrónimo de "Tools for Environmental Analysis and Management". Este viene acompañado de la base de datos DEAM, "Data for Environmental Analysis and Management".

Tabla 3.1 Principales herramientas utilizadas en la elaboración de ACV

Software	Compañía	País	Observaciones	Más información
Gabi	Stuttgart University	Germany	En contraste son las herramientas clásicas de ACV este programa ofrece además un análisis económico	www.gabi-software.com
Simapro	Pré-consultants	The Netherlands	Compara y analiza complejos productos descomponiéndolos en todos sus materiales y procesos	www.pre.nl
Boustead	Bousted Consulting	United Kingdom	Aplicación industria química, plásticos, acero,...	www.bousted-consulting.co.uk
LCAit	Chalmers Industriteknik	Sweden	Balance de energía y materiales. Aplicación principal en el sector envases y productos papel	www.ekologik.cit.chalmers.se
Euklid	Fraunhofer-Institut	Germany	productos industriales	www.ivv.fhg.de
KCL ECO	Finnish Pulp and Paper Research Institute	Finland	industria papelera	www.kcl.fi/eco/
WISARD	Pricewaterhouse Coopers	France	Análisis del impacto económico y ambiental del residuo sólido municipal	www.pwcglobal.com
Umberto	Ifeu-Institut	Germany	preparación de ACV , ecobalances empresariales	www.ifeu.de/umberto.htm
TEAM	Ecobilan	France	Muy completo, su base de datos incluye más de 500 módulos de diferentes sectores	www.pwcglobal.com

3.5 EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL CICLO DE VIDA

3.5.1 Introducción

Como se ha definido en la sección 3.2.3 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 esta en curso una iniciativa (UNEP-SETAC, 2002) auspiciada por UNEP, United Nations Environmental Program, y SETAC, dentro de la cual se pretende establecer el marco general de la fase de AICV e identificar las necesidades de investigación. Se cree que en el futuro éste será el marco de referencia para el estudio de las diferentes categorías de impacto. En el momento de la elaboración de esta tesis esta iniciativa se halla en sus inicios y por lo tanto no se tendrá en cuenta.

Entre los métodos que evalúan el impacto final, el trabajo más elaborado hoy en día es el Eco-Indicador 99 (Goedkoop y col., 2000). Cabe mencionar también la metodología Ecopoints 97, (BUWAL, 1998) elaborada por el Swiss Ministry of the Environment (BUWAL).

La metodología EPS 2000 (Environmental Priority Strategies in product design) (Steen, 1999) está también enfocada en cuantificar el daño ambiental. En este caso se evalúa la restauración de dicho daño desde un punto de vista económico. Es una corrección de la anterior versión EPS 1996, (Steen y col., 1993, Swedish Environmental Research Institute, 1996) se utiliza principalmente para evaluar las cargas ambientales de procesos 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 Industrial Products, UMIP en danés) esta basado en los indicadores desarrollados por Hauschild y col. (1998).

La metodología propuesta por el CML 2000 (Guinée y col., 2002) es una adaptación de unos de los primeros trabajos en desarrollo de metodología para ACV (CML, 1992). En ella se propone una lista de categorías de impacto clasificados en tres grupos según su obligatoriedad o no de incluirlas en los ACV (tabla 3.2): A) Categorías de impacto obligatorias, utilizadas en la mayoría de ACVs y basadas en el trabajo de Udo de Haes y col. (1999a, 1999b). B) Categorías de impacto adicionales, para las cuales existen indicadores pero no siempre son incluidos y C) Otras categorías

de impacto, para las cuales no se dispone de indicadores que permitan cuantificar el impacto y por tanto no son incluidas en los ACV. En la tabla 3.2 también se han incluido las unidades propuestas en Audsley (1997) para ACV agrícolas.

Tabla 3.2 Clasificación de las diferentes categorías de impacto atendiendo al área de protección que corresponden, unidades equivalentes, escala geográfica y obligatoriedad de incluirlas según CML. Adaptación a partir de Guinée y col. (2002) y Audsley (1997)

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	MJ kg ⁻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	kg CO ₂	Global	A
Agotamiento Ozono	I, II, III, IV	kg CFC11	Global	A
Acidificación	I, II, III, IV	kg SO ₂ kg H ⁺ ⁽⁺⁾	Continental/regional/local Global	A
Eutrofización	I, III, IV	kg PO 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
Ecotoxicitat 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)

3.5.2 Categorías de impactos

Se describen a continuación las categorías que se consideran en este trabajo. Se han tenido en cuenta principalmente las catalogadas como grupo A en la tabla 3.2.

3.5.2.1 Agotamiento recursos abióticos

Se puede definir como la disminución de la disponibilidad de recursos naturales. Se incluye en esta categoría recursos abióticos y energía.

$$AR = \sum_i F_i \times m_i \quad (3.6)$$

donde AR es el indicador de agotamiento de recursos abióticos, m_i es la cantidad del recurso utilizado, en kg, m³ o MJ, y F_i es el factor de caracterización de este recurso.

Tradicionalmente su agotamiento se calculaba como la relación entre lo usado y la cantidad total de reserva de este recurso, siendo F_1 la inversa de la reserva (kg⁻¹). En este caso AR sería adimensional. Las críticas que se han hecho a este índice se refieren a que no distingue entre recursos que sean más o menos escasos, y recursos que pueden regenerarse.

Otro índice presenta F_2 (a⁻¹) como la inversa de los años que se calculan en que habrá disponibilidad de dicho recurso, siguiendo el mismo ritmo de extracción. Este índice no tendrá en cuenta el volumen de la reserva. En este caso AR se expresaría en kg a⁻¹.

Ecobilan (TEAM, 1999) propone juntar los dos índices en uno solo F_3 (kg⁻¹·a⁻¹) eq. (3.7) siendo R , el volumen de la reserva (kg) e Y (a) los años que se dispondrá de dicha reserva. Por tanto AR vendrá expresado en a⁻¹.

$$F_i = \frac{1}{R_i \cdot Y_i} \quad (3.7)$$

Posteriormente (Guinée y col., 1995) recomendó tener en cuenta además de las reservas el ratio de disminución o reducción del recurso calculado mediante el factor de agotamiento abiótico, ADF (kg eq. Sb kg⁻¹).

$$AR = \sum_i ADF_i \times m_i \quad (3.8)$$

expresándose AR en kg equivalentes de antimonio, como recurso referencia, y siendo ADF igual a:

$$ADF_i = \frac{DR_i}{R_i^2} \frac{(R_{ref})^2}{DR_{ref}} \quad (3.9)$$

donde R_i es la reserva del recurso i en kg, DR_i es la disminución de R_i en kg a^{-1} y R_{ref} (kg) es la reserva de antimonio como recurso de referencia y DR_{ref} en kg a^{-1} es la disminución de R_{ref} .

La tabla 3.3 lista los valores de F_3 y ADF para distintos elementos.

Tabla 3.3 Factor de caracterización del agotamiento de recursos abióticos, F (TEAM, 1999) y ADF (Guinée, 2001)

Substancia	F $\text{kg}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$	ADF $\text{kg Sb eq}\cdot\text{kg}^{-1}$
Antimonio	13.671,9	1
Azufre (S, in ground)	4,408	0,000358
Bauxita (Al_2O_3 , ore)	0,108	-
Calcio	-	7,08E-10
Carbón (in ground)	0,0005037	0,00363
Cloro	-	4,86E-08
Cloruro potásico (KCl, as K_2O , in ground)	0,086	-
Cobre (Cu, ore)	28,16	0,00194
Cromo (Cr, ore)	0,319	-
Fosfatos (in ground)	0,115	-
Fósforo	-	0,0000844
Gas Natural (in ground)	0,117	0,32
Hierro (Fe, ore)	0,04	8,43E-08
Lignito (in ground)	0,0005037	-
Magnesio	-	3,73E-09
Manganeso (Mn, ore)	0,296	0,0000138
Niquel (Ni, ore)	59,7	-
Perlita (SiO_2)	0,468	-
Petróleo (in ground)	0,0557	0,436
Plata (Ag, ore)	92837	1,84
Plomo (Pb, ore)	157	0,0135
Potasio (K, as K_2O , in ground)	0,086	3,13E-08
Sodio	-	8,24E-11
Sulfato de Bario (BaSO_4 , in ground)	26,91	-
Uranio (U, ore)	181	-
Zinc (Zn, ore)	40,29	-

3.5.2.2 Uso del suelo

A pesar de que ésta es una de las categorías que más importancia puede tener para establecer la sostenibilidad de una actividad, no existe todavía hoy en día un consenso sobre que indicadores usar. Quizás, precisamente, a causa de su propia complejidad. Hay muchos estudios en que se muestra que la extinción de las especies es precisamente debida a la pérdida de hábitat. La

conversión de hábitats naturales para la práctica agrícola y forestal, la expansión de las áreas urbanas e industriales han desplazado los ecosistemas naturales (UNEP, 2003).

Por esta razón los indicadores más desarrollados hasta el momento guardan relación con la biodiversidad. Igualmente se ha visto la necesidad de establecer indicadores que evalúen los cambios en la calidad del suelo, que afectará aquellas funciones de sostén a la vida, fertilidad del suelo, ciclos hidrológicos, etc. (Weidema y col., 2001).

Dada la importancia de este tema, se desarrolla en un capítulo aparte de esta tesis (capítulo 6) una revisión de los diferentes indicadores propuestos y su aplicación práctica.

3.5.2.3 Cambio climático

La tierra absorbe la radiación del sol. Esta energía es redistribuida por la atmósfera y los océanos y retornada en forma de radiación de infrarrojo térmico. Parte de esta radiación es absorbida por los gases existentes en la atmósfera provocando el calentamiento del planeta, a este fenómeno se denomina **efecto invernadero**. Estos gases son principalmente el vapor de agua y el CO₂ y otros gases como CH₄, N₂O, y CFCs. La acción humana ha provocado un incremento de las emisiones de estos gases lo que lleva o puede llevar a un sobrecalentamiento del planeta y por lo tanto a una alteración de sus condiciones.

Esta categoría de impacto afectará a las áreas de salud humana, ambiente natural y ambiente modificado por el hombre. El indicador que sirve para evaluar este impacto se expresará como CCI, (Climate Change Indicator). Su medida se hará relativa respecto al efecto producido por un kg de CO₂ y se calculará mediante la ecuación:

$$CCI = \sum_i GWP_i \times m_i \quad (3.10)$$

donde m_i es la masa de la substancia i expresada en kg y GWP es el potencial de calentamiento global, un factor desarrollado para comparar las emisiones de diferentes gases invernaderos. Se define como la relación entre la contribución a la absorción de calor resultante de la emisión de 1 kg de un gas con efecto invernadero y la emisión equivalente de CO₂ a lo largo de un tiempo T (20,100 o 500 años) :

$$GWP_{T,i} = \frac{\int_0^T a_i c_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} c_{CO_2}(t) dt} \quad (3.11)$$

donde a_i es el calentamiento producido por el aumento de la concentración de un gas i , $W \cdot m^{-2} \cdot kg^{-1}$ y $c_i(t)$ es la concentración del gas i en el tiempo t , $kg \cdot m^{-3}$. Los valores correspondientes al CO_2 se incluyen en el denominador.

Los valores de GWP son publicados periódicamente por *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. En la tabla 3.4 se dan dichos valores para las dos últimas revisiones de 1999 y 2001.

GWP dependerá del tiempo de integración. La elección de dicho período vendrá determinado por el tipo de efectos que se pretendan analizar. Para estudios en los que se quiere predecir efectos a largo plazo se utilizarán tiempos largos de 100 o 500 años. Para evaluar efectos de las emisiones a corto plazo utilizaremos tiempos de integración de 20 a 50 años (tabla 3.4). Generalmente se elige un periodo de 100 años, en esta tesis, para estudiar los efectos a más corto plazo, se opta por un tiempo de integración de 20 años.

Tabla 3.4 Factores de caracterización, *GWP*, en $kg \ CO_2 \cdot kg^{-1}$, para el cálculo de la categoría de cambio climático, *CCI*, para diferentes gases invernadero y períodos de integración de 20, 100 y 500 años

Substancia	$GWP_{20}^{(1)}$	$GWP_{20}^{(2)}$	$GWP_{100}^{(1)}$	$GWP_{100}^{(2)}$	$GWP_{500}^{(1)}$	$GWP_{500}^{(2)}$
Dióxido de Carbono (CO_2)	1	1	1	1	1	1
Metano (CH_4)	64	62	24	23	7,5	7
Halon 1301 (CF_3Br)	7.900	7.900	6.900	6.900	2.700	2.700
Óxido de Nitrógeno (N_2O)	330	275	360	296	190	156
Tetrafluoruro de Carbono (CF_4)	3.900	3.900	5.700	5.700	8.900	8.900

⁽¹⁾ (TEAM, 1999)

⁽²⁾ (IPCC, 2001)

3.5.2.4 Agotamiento del ozono estratosférico

La capa de ozono está presente en la estratosfera y actúa como filtro absorbiendo la radiación ultravioleta. La disminución de la capa de ozono provoca un incremento de la cantidad de radiación UV-B que llega a la superficie de la tierra. Dichas radiaciones son causa de un aumento de algunas enfermedades en humanos (cáncer de piel, supresión sistema inmunitario, cataratas,...), afectan a la producción agrícola, degradación de materiales plásticos e interfieren en los ecosistemas. Afecta por tanto a las cuatro grandes áreas de protección: salud humana, entorno natural, entorno modificado por el hombre y recursos naturales. La mayoría de los cloruros y bromuros, procedentes de compuestos fluorocarbonados, CFCs y otras fuentes, reaccionan en presencia de las nubes estratosféricas polares (PSCs) emitiendo cloruros y bromuros activos que bajo la acción catalizadora de los UV provocan la descomposición del ozono.

En Guinée y col.(2002) el indicador del agotamiento de ozono, *ODI*, se calcula como la suma de los potenciales de agotamiento de ozono, *ODPs*, para las diferentes sustancias multiplicados por la masa en kg de cada una de ellas. *ODI* se expresa en unidades relativas al efecto que produce 1 kg de CFC-11, (eq. 3.13).

$$ODI = \sum_i ODP_i \times m_i \tag{3.12}$$

El concepto de *ODP*, fue introducido por Wuebbles en 1988 (Guinée y col., 2002). Se define como la relación entre la descomposición del ozono en el estado de equilibrio debido a las emisiones anuales, flujo en $kg \cdot a^{-1}$ de una cantidad de una sustancia, *i*, emitida a la atmósfera y la descomposición del ozono en estado de equilibrio debido a una cantidad igual de CFC-11 (eq. 3.13)

$$ODP_i = \frac{\delta[O_3]_i}{\delta[O_3]_{CFC-11}} \tag{3.13}$$

La organización meteorológica mundial, WMO, publica periódicamente, estimaciones de los *ODPs* para diferentes sustancias, aceptándose que el tiempo de integración es infinito por tratarse de potenciales estables en el tiempo. Sin embargo el grado de impacto vendrá influenciado por las condiciones atmosféricas de contaminación en el momento y lugar de la emisión. Para tener en cuenta el efecto local en la emisión se establecen tres índices, medio, alto y bajo correspondientes a zonas de media, alta y baja contaminación atmosférica.

Tabla 3.5 Factores de caracterización, *ODP* en $g \text{ CFC-11} \cdot g^{-1}$ para la categoría Agotamiento de ozono estratosférico, *ODI* (TEAM, 1999)

Substancia	<i>ODP</i> medio	<i>ODP</i> alto	<i>ODP</i> bajo
Bromuro de metilo (CH ₃ Br)	0,37	0,7	0,37
CFC-11 (CFCl ₃)	1	1	1
Halon 1201 (CF ₂ Br)	1,4	1,4	1,4
Halon 1301 (CF ₃ Br)	12	17,2	10
Tetracloruro de Carbono (CCl ₄)	1,2	1,2	1,03

3.5.2.5 Formación oxidantes foto-químicos

Bajo la influencia de la radiación solar, los óxidos de nitrógeno, NO_x, reaccionan con los compuestos orgánicos volátiles (VOCs) para producir ozono troposférico, este fenómeno tiene lugar principalmente durante los meses de verano. La presencia de monóxido de carbono puede igualmente contribuir a la formación de ozono.

Estos oxidantes foto-químicos pueden resultar perjudiciales para la salud humana, los ecosistemas y la agricultura. Afectando por tanto a las cuatro áreas de protección (Udo de Haes y col., 1999b) salud humana, recursos naturales y entornos natural y modificado por el hombre.

Para el cálculo de del indicador de formación de foto-oxidantes, *POI*, se utiliza como factor de caracterización, *POCP*, Photo-chemical Ozone Creation Potentials, (Guinée y col., 2002). Se mide respecto al efecto producido por 1 kg de etileno, (ec. 3.14).

$$POI = \sum_i POCP_i \times m_i \quad (3.14)$$

POCP se define como la relación entre el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de un VOC y el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de etileno. Se expresa mediante la fórmula:

$$POCP_i = \frac{a_i/b_i}{a_{C_2H_4}/b_{C_2H_4}} \quad (3.15)$$

donde *a* representa el cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de VOC *i*, *b* es emisión del VOC *i* integrada en el tiempo considerado. El denominador contiene estas mismas variables para el etileno, sustancia de referencia.

Se han calculado los *POCPs* de diferentes VOCs, sin embargo estos potenciales pueden variar en función de la concentración inicial de NO_x asumida. Los NO_x actúan como catalizadores en esta reacción química, no son por tanto consumidos, pero en función de la concentración de NO_x se verá afectada la producción de foto-oxidantes. Diferentes factores como concentración de industrias, infraestructura de transportes, etc. influirán en la concentración de NO_x. En la tabla 3.6 se dan valores de *POCP* para diferentes sustancias teniendo en cuenta si la concentración inicial de NO_x es alta, media o baja.

Tabla 3.6 Factores de equivalencia, *POCP*, g eq. etileno·g⁻¹ en función de la concentración de NO_x en el área de emisión. (TEAM, 1999)

Substancia	<i>POCP</i> medio	<i>POCP</i> alto	<i>POCP</i> bajo
Acetaldehido (CH ₃ CHO)	0,527	1,22	0,33
Acetileno (C ₂ H ₂)	0,168	0,42	0,1
Acetona (CH ₃ COCH ₃)	0,178	0,27	0,1
Aldehido (sin especificar)	0,443	1,263	0,079
Alkane (sin especificar)	0,398	1,173	0,114
Benzaldehido (C ₆ H ₅ CHO)	-0,334	-0,12	-0,82
Benzeno (C ₆ H ₆)	0,189	0,45	0,11
Butano (n-C ₄ H ₁₀)	0,41	1,15	0,15
Buteno (1-CH ₃ CH ₂ CHCH ₂)	0,959	1,85	0,57
Etano (C ₂ H ₆)	0,082	0,3	0,02
Etanol (C ₂ H ₅ OH)	0,268	0,89	0,04
Etileno (C ₂ H ₄)	1	1	1
Formaldehido (CH ₂ O)	0,421	0,58	0,22
Heptano (C ₇ H ₁₆)	0,529	1,65	0,13
Hexano (C ₆ H ₁₄)	0,421	1,51	0,1
Hidrocarburos (sin especificar)	0,377	0,808	0,194
Hidrocarburos aromáticos (sin especificar)	0,761	1,285	0,481
Hidrocarburos Halogenados (sin especificar)	0,021	0,048	0,003
Hidrocarburos (excepto metano)	0,416	0,799	0,195
Metano (CH ₄)	0,007	0,03	0
Metanol (CH ₃ OH)	0,123	0,21	0,09
Propano (C ₃ H ₈)	0,42	1,24	0,16
Propileno (CH ₂ CHCH ₃)	1,03	1,63	0,75
Propionaldehido (CH ₃ CH ₂ CHO)	0,603	1,6	0,28
Tolueno (C ₆ H ₅ CH ₃)	0,563	0,83	0,41

3.5.2.6 Acidificación

Consiste en la deposición de ácidos resultantes de la liberación de óxidos de nitrógeno y sulfuro en la atmósfera, en el suelo y en el agua, dónde puede variar la acidez del medio cosa que afectará a la flora y fauna que habita en él, produce deforestación y también puede afectar a los materiales de la construcción. Las áreas de protección serán salud humana, recursos naturales entorno natural y modificado por el hombre.

El indicador para la categoría de acidificación, *AI*, g eq. H⁺ y se expresa como:

$$AI = \sum_i AP_i \times m_i \tag{3.16}$$

donde *m_i* es la masa en kg de la substancia *i* y *AP_i* es potencial de acidificación. *AP* de una substancia *i* se puede calcular como el potencial de iones H⁺ equivalentes que puede emitir dicha

substancia i . Las diferentes emisiones podrán ser sumadas basándose en su potencial de formar iones H^+ .

El AP de una substancia i se calculará según la ecuación (3.17) definiéndose como el número de H^+ que pueden ser producidos por cada kg de substancia i :

$$AP_i = \frac{\eta_{H^+} \times M_{H^+}}{M_i} \quad (3.17)$$

donde η_{H^+} ($\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$) representa el número de iones H^+ que pueden ser potencialmente producidos por un kg de substancia i y M_{H^+} ($\text{kg} \cdot \text{mol}^{-1}$) el peso equivalente de un mol H^+ y M_i el peso equivalente de la substancia i .

Por ejemplo un mol de SO_2 forma un mol de H_2SO_4 que emite dos moles de H^+ . Por tanto un gramo de SO_2 contribuye a la formación de $(2/64)$ 0,03125 moles de H^+ . El valor del factor de caracterización de AP para el SO_2 es 0,03125 (tabla 3.7).

Tabla 3.7 Factores de equivalencia, AP , g eq. $H^+ \cdot g^{-1}$ utilizados en la categoría de acidificación (TEAM, 1999)

Substancia	AP
Ácido clorhídrico (HCl)	0,0274
Ácido fluorhídrico (HF)	0,05
Ácido sulfhídrico (H_2S)	0,059
Ácido sulfúrico (H_2SO_4)	0,020
Amoníaco (NH_3)	0,059
Dióxido de Nitrógeno (NO_2)	0,022
Óxidos de azufre (SO_2)	0,03125

Acidificación es una de las categorías de impacto en que la escala geográfica adquiere importancia. Procesos o circunstancias locales influirán a la contribución de una substancia a la acidificación. Una alta mineralización y un elevado ratio de desnitrificación reducirá la contribución de los compuestos acidificantes. También la contribución de una substancia se verá reducida si los aniones que acompañan a los protones están limitados en el sistema o eliminados por la biomasa. Este es el caso principalmente de NO_x y NH_3 . La contribución de estos componentes puede variar de 0 a 100%. Existen diferentes teorías que sugieren como actuar con las diferencias locales (Guinée y col., 2002), de entre todas ellas cabe destacar las sugeridas por (Hogan y col., 1996) que consiste en despreciar las emisiones en áreas no sensible o bien en agregar las emisiones basándose en la sensibilidad del área en que son emitidas (Hauschild y col., 1998). En su tesis Huijbregts (2001) establece factores de caracterización calculados para la media europea para las tres principales substancias causantes de acidificación NO_x , NH_3 y SO_2 . La

consideración de daños locales debidos a efectos como acidificación, se trata extensivamente en la tesis de Sonneman (2002).

Tabla 3.8 Factores de equivalencia en g eq. de SO₂ para el cálculo de la acidificación (Huijbregts, 2001)

Substancia	AP
NH ₃	1,6
NO ₂	0,5
SO ₂	1,2

3.5.2.7 Eutrofización

En esta categoría se incluyen los impactos debidos a un alto nivel de los macronutrientes, nitrógeno y fósforo. Su incremento puede representar un aumento de la producción de biomasa en los ecosistemas acuáticos. Un aumento de las algas en los ecosistemas acuáticos producirá una disminución del contenido de oxígeno debido a que la descomposición de dicha biomasa consumirá oxígeno medido como DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Este consumo de oxígeno puede conducir a alcanzar unas condiciones anaerobias que provocarán la descomposición causada por bacterias anaeróbicas que liberarán CH₄, H₂S y NH₃. En último término desaparece cualquier tipo de vida aeróbica. El proceso de eutrofización aumenta en verano.

Las áreas de protección serán: entornos natural y modificado por el hombre, y recursos naturales (Udo de Haes y col., 1999b).

La eutrofización causada por N y P (medido como O₂) es cuantificada y sumada para el cálculo de su contribución potencial a la formación de biomasa (Guinée y col., 2001). Los potenciales de eutrofización, *EP*, son utilizados como factor de caracterización para calcular el indicador total para dicha categoría, *EI*.

$$EI = \sum_i EP_i \times m_i \tag{3.18}$$

donde *m_i* es la masa en kg de la substancia *i* emitida al aire, agua o suelo. El total se expresará como kg de PO₄³⁻. El cálculo de *EP* se realiza según la ecuación 3.19:

$$EP_i = \frac{\frac{v_i}{M_i} \times \frac{N_{O_2}}{A_e}}{\frac{1}{M_{PO_4^{3-}}} \times \frac{N_{O_2}}{A_p}} \tag{3.19}$$

donde v_i es el número de moles de N o P en una molécula del compuesto i , M es la masa molecular (kg mol^{-1}), N_{O_2} es el número de moles de O_2 consumidos durante la degradación de las algas, A_e es el número de moles N o P contenidos en una molécula de algas. Se toma la composición de la alga "Redfield" $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ asumiéndose ésta como la composición media de los organismos acuáticos. (Guinée *et al.*, 2001). El oxígeno requerido para su degradación se medirá en forma de DQO (demanda química de oxígeno), asumiéndose que un mol de biomasa precisará de 138 moles de O_2 para su degradación.

Tabla 3.9 Factores de equivalencia, EP g eq. PO_4 g⁻¹ utilizados en la categoría de eutrofización (TEAM, 1999)

Substancia	EP
Amoniaco (NH_3)	0,35
Amonio (NH_4^+)	0,42
Dióxido de Nitrógeno (NO_2)	0,13
DQO (Demanda Química de Oxígeno)	0,022
Fosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^- , $H_2PO_4^-$, H_3PO_4 , as P)	3,06
Fósforo (P)	3,06
Nitratos (NO_3^-)	0,095
Nitritos (NO_2^-)	0,13
Nitrógeno (N_2)	0,42
Óxido Nitroso (N_2O)	0,27
Pentóxido de Fósforo (P_2O_5)	1,336

La eutrofización potencial del DQO se calculará mediante:

$$EP_i = \frac{1}{\frac{M_{O_2}}{1} \times \frac{N_{O_2}}{M_{PO_4^{3-}} \times A_p}} \quad (3.20)$$

Ejemplo: 1 mol de PO_4^{3-} contribuye a la formación de 1 mol de materia orgánica, representada por la alga "Redfield", siempre que el elemento N este disponible. Por tanto, 1 g de PO_4^{3-} contribuye a la formación de 0.0105 moles de algas (1/95) y se consumen 1.453 moles de O_2 ($0,0105 \cdot 138$).

1 mol de NH_4^+ contribuye a la formación de 1/16 moles de materia orgánica siempre que el elemento P este disponible. Por tanto, 1 g of NH_4^+ contribuye a la formación de 0,0035 moles de algas $1/(16 \cdot 18)$ y se consumen 0,459 moles de O_2 ($0,0035 \cdot 138$). EP del NH_4^+ is $0,33 \text{ g eq. } PO_4 \cdot g^{-1}$ ($0,459/1,453$).

1 g de DQO corresponde al consumo de 0,03225 moles de O₂ (1/32). *EP* es 0,022 g eq. PO₄·g⁻¹ (0,03225/1,453).

3.5.2.8 Toxicidad

En esta categoría se contemplan los efectos sobre los humanos y los ecosistemas acuáticos y terrestres de las sustancias tóxicas existentes en el ambiente. Afecta a las áreas de protección salud humana, entorno natural y recursos naturales. Estas categorías son aquellas para las cuales el factor destino y especialmente el transporte a través de diferentes medios, "intermedia transport" tiene más importancia.

Un contaminante no permanece en el medio, compartimento ambiental, (entiéndase aire, suelo, agua superficial, agua subterránea mar,...), en que es emitido sino que puede desplazarse y alcanzar otros compartimentos que serán a su vez contaminados. Una determinada sustancia puede incluso ser más dañina en un medio diferente al de su emisión.

El cálculo del impacto de toxicidad en humanos vendrá determinado por la ecuación 3.21

$$HTI = \sum_n \sum_i HTP_{i,n} \times f_{i,n} \times m_i \quad (3.21)$$

siendo *HTP* el factor de caracterización, cuyas unidades van a depender del método utilizado para su caracterización, *f_{i,n}* la fracción de la sustancia *i* que se transporta desde el invernadero al compartimento ambiental *n*, adimensional y *m* la masa emitida de cada contaminante.

De igual manera el cálculo de la ecotoxicidad acuática, *ATI*, se calculará mediante la expresión:

$$ATI = \sum_n \sum_i ATP_{i,n} \times f_{i,n} \times m_i \quad (3.22)$$

y la ecotoxicidad terrestre, *TTI*:

$$TTI = \sum_n \sum_i TTP_{i,n} \times f_{i,n} \times m_i \quad (3.23)$$

siendo *ATP* y *TTP* los factores de caracterización para la toxicidad de los ecosistemas acuático y terrestre respectivamente.

Existen diferentes métodos para el cálculo de los factores de caracterización de la toxicidad. No existe aún consenso sobre que método utilizar. Por defecto utilizaremos el método conocido como Critical Surface Time (CST) recomendado por Audsley (1997) para los sistemas agrícolas. En esta tesis las sustancias que generan un potencial de toxicidad más alto son los plaguicidas. Por tanto se dedicará un capítulo, capítulo 5, al cálculo de la toxicidad potencial de los plaguicidas

comparándose los resultados calculados con el método CST (Jolliet y col., 1996) con USES-LCA (Huijbregts, 1999).

La tabla 3.10 resume los factores de caracterización calculados por el método CST (Jolliet y col., 1996) de diversas sustancias que aparecerán en los inventarios, excluyendo los plaguicidas. En este caso las unidades para el factor de caracterización de toxicidad humana son los kg equivalentes de plomo en el aire por kilo de sustancia, para toxicidad de ecosistemas acuáticos, kg equivalentes de Zinc en el agua por kilo de sustancia y para ecotoxicidad terrestre kg equivalentes de Zinc en el suelo por kilo de sustancia (Jolliet y col., 1996).

Tabla 3.10 Factores de equivalencia, *HTP*, *ATP* y *TTP* utilizados en la categorías de toxicidad humana, ecotoxicidad acuática y terrestre según el método CST (Jolliet y col., 1996)

Substancia	<i>HTP</i>	<i>ATP</i>	<i>TTP</i>
aire	kg eq. Pb_a·kg⁻¹	kg eq. Zn_w·kg⁻¹	kg eq. Zn_s·kg⁻¹
Aldehído (sin especificar)	0,0087		
Arsénico (As)	9.000	0,078	0,75
Benceno (C ₆ H ₆)	0,012		
Cadmio (Cd)	19.000	79	3,14
Cobalto (Co)	12.900		0,08
Cobre (Cu)	145	0,66	0,14
Cromo (Cr III, Cr VI)	3.700	0,39	0,08
Estaño (Sn)	9		
Formaldehído (CH ₂ O)	0,0099		
Mercurio (Hg)	46.000	196	5,94
Monóxido de Carbono (CO)	0,00014		
Níquel (Ni)	370	0,12	0,35
Óxidos de Azufre (SO _x as SO ₂)	0,0075		
Óxidos de Nitrógeno (NO _x as NO ₂)	0,002		
Partículas (sin especificar)	0,0075		
Plomo (Pb)	2.300	1,28	0,13
Selenio (Se)	64.000		
Zinc (Zn)	27	0,076	0,33
suelo			
Arsénico (As)	0,7	0,24	2,3
Cadmio (Cd)	1,46	240	9,6
Cobalto (Co)	1		0,26
Cobre (Cu)	0,009	2	0,42
Cromo (Cr III, Cr VI)	0,29	1,2	0,26
Mercurio (Hg)	3,6	600	18,300
Níquel (Ni)	0,029	0,36	1,100
Plomo (Pb)	0,6	3,9	0,410
Zinc (Zn)	0,0007	0,23	1,000
agua			
Aceites (sin especificar)		0,13	
Arsénico (As ³⁺ , As ⁵⁺)	1,5		
Cadmio (Cd ⁺⁺)	3,2	520	
Cobalto (Co I, Co II, Co III)	2,2		
Cobre (Cu ⁺ , Cu ⁺⁺)	0,022	5,2	
Cromo (Cr III, Cr VI)	0,62	2,6	
DOB5 (Demanda Oxígeno Bioquímico)	0,022	0,00013	
Estaño (Sn ⁺⁺ , Sn ⁴⁺)	0,0015		
Fenoles (C ₆ H ₅ OH)	0,052	15,4	
Fluoruros (F ⁻)	0,045		
Fosfatos (PO ₄ ³⁻ , HPO ₄ ⁻ , H ₂ PO ₄ ⁻ , H ₃ PO ₄ , as P)	0,0000032	0,01	
Mercurio (Hg ⁺ , Hg ⁺⁺)	7,8	1300	
Níquel (Ni ⁺⁺ , Ni ³⁺)	0,062	0,79	
Plomo (Pb ⁺⁺ , Pb ⁴⁺)	0,86	5,2	
Selenio (Se II, Se IV, Se VI)	10,9		
Zinc (Zn ⁺⁺)	0,0032	1	

3.6 LIMITACIONES DE LOS ESTUDIOS DE ACV

3.6.1 Perspectivas culturales

La metodología del ACV pretende objetividad y transparencia. En la fase del inventario de ciclo de vida, ICV, 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 su precisión. No ocurre así con la determinación de los impactos ambientales introducidos en la sección 3.5. Tanto su identificación, su evaluación, como su ponderación respecto a otros impactos puede 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 donde y de que simplificación introducir no deja de ser parcialmente subjetiva. Diferentes investigadores pueden desear usar diferentes modelos que corresponden a diferentes premisas y simplificaciones.

La naturaleza de las elecciones e hipótesis que se hacen en el ACV, establecimiento de los límites del sistema, selección fuente de datos, categorías de impacto pueden ser subjetivas (ISO 14040). 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 e intereses: sector industrial, movimientos ecologistas, asociación de consumidores, gobiernos...

Diversos autores (Cowell, 1998, Hofstetter, 1998, Goedkoop y col., 2000, Sonnemann, 2002) coinciden en la importancia de la perspectiva socio-cultural para analizar los métodos y resultados del ACV.

Cowell (1998) recoge en sus tesis los trabajos de varios antropólogos 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 3.5). Por un lado tendríamos una actitud individualista frente a una concepción colectivista representado en la figura 3.5 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 3.5 por la línea vertical. La combinación de estas diferentes concepciones dará lugar a cuatro formas de organización social, fatalista, individualista, jerárquica e igualitaria. La percepción de la naturaleza

por cada uno de estos grupos y por lo tanto de su responsabilidad hacia ella se puede esquematizar de la siguiente manera:

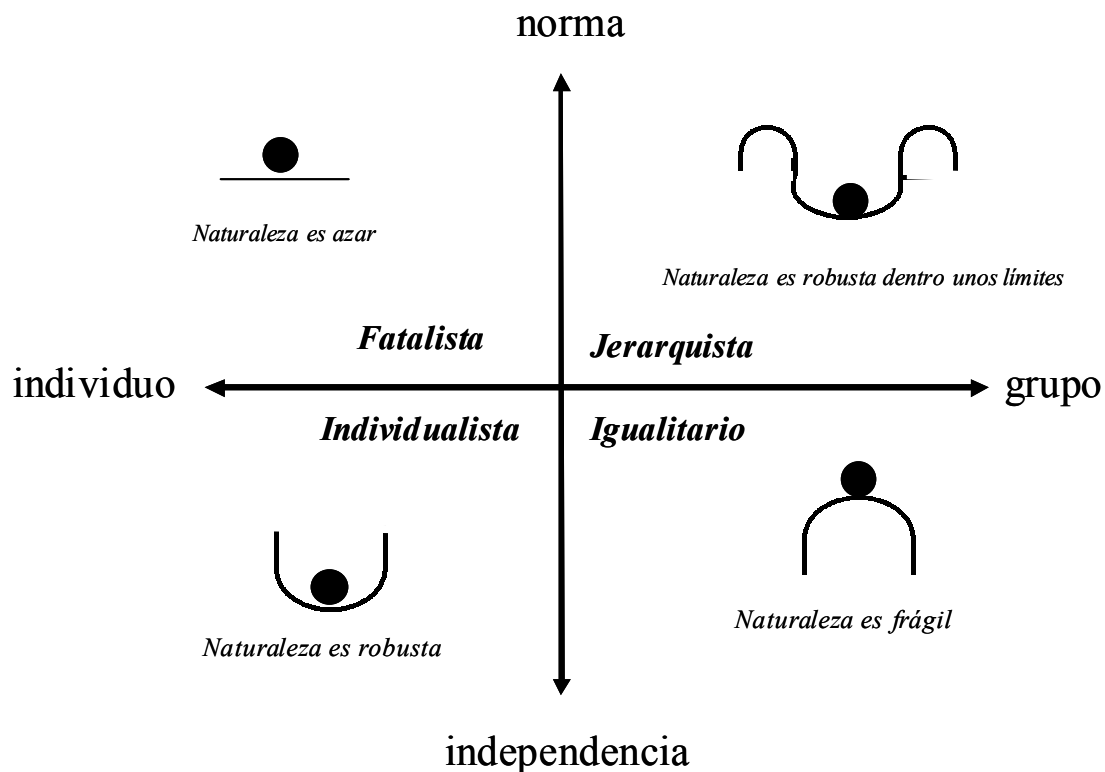


Figura 3.5 Clasificación de grupos sociales con relación a su actitud cultural frente a la sumisión al grupo y a la normativa. Adaptada de (Cowell, 1998)

1. Individualista. Este grupo social muestra una actitud altamente individualista e independiente, se halla motivada básicamente por el provecho personal. Tiene una concepción de la naturaleza como de algo robusto, por lo tanto la naturaleza será capaz de adaptarse a los posibles impactos.
2. Jerárquico ("hierarchist"). El individuo que pertenece a este grupo tiene una clara concepción de pertenecer al grupo y sus acciones están dirigidas por el sistema. Su visión de la naturaleza es de robustez dentro de unos límites que deberán venir controladas por los gobiernos y la legislación.
3. Igualitario ("Egalitarian"): tiene muy clara la noción de su pertenencia al grupo pero al mismo tiempo actúa con total independencia, creando sus propias normas. Su provecho personal es menos importante que el bien general. Desde esta posición se percibe la naturaleza como algo muy frágil y de la cual cada uno debe responsabilizarse.
4. Fatalista: se trata de una actitud con un alto grado de individualismo pero se sujeta a la norma. Este grupo social actúa individualmente sintiéndose manipulado por el sistema

sobre el cual no puede ejercer control. Entiende la naturaleza como "caprichosa" e imprevisible, por tanto no se puede hacer nada al respecto.

Algunos métodos como el Eco-indicador 99 (Goedkoop y col., 2000) proponen la incorporación de las tres primeras perspectivas culturales en la fase AICV. Bajo cada una de estas perspectivas valora la relativa contribución de las diferentes categorías para alcanzar un único indicador.

3.6.2 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, Potting *et al.*, 1997).

Análisis en términos potenciales puede significar un camino correcto para detectar un problema, sin embargo en la mayoría de los casos puede dar lugar a soluciones sobredimensionadas.

Considérense por ejemplo el impacto de dos emisiones de SO₂, medidas en forma de potencial de acidificación, AP, tal como se describe en el apartado 3.5.2.6, asignada a un producto de un proceso. Si una materia prima procede de otro continente y la electricidad utilizada proviene de distintas centrales térmicas, el SO₂ asignado al producto tiene su origen en focos muy distintos, sin embargo el impacto potencial AI, medido en condiciones standard es independiente de la procedencia del contaminante. Este aspecto representa una limitación del ACV clásico y este hecho justifica plenamente métodos de evaluación de impacto real, correspondiente a los daños generados por las emisiones. Estos aspectos son tratados ampliamente en las tesis de Huijbregts (2001) y Sonneman (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 y el doble de tóxica 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 ecosistema, densidad de población afectada, vientos dominantes en el momento que tiene lugar la emisión,... pueden 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.

3.6.3 Dimensión temporal

Un ACV esencialmente integra a lo largo del tiempo. Esto implica que todos los impactos, independientemente del momento en 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 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 pueden haber diferencias estacionales. Esto en la práctica conlleva una demanda de datos creciente.

Uno de los puntos de partida más importante para modelar el análisis del impacto en el ACV es la definición del carácter diferente de las emisiones. Generalmente no se consideran flujos continuos, sino más bien emisiones puntuales medias asociadas a cantidades de producto final concretas. Mientras que las concentraciones continuas se hallan caracterizadas por valores de concentración $\mu\text{g m}^{-3}$ y magnitudes espaciales (m^3 o m^2), las concentraciones puntuales se hallan caracterizadas además por su valor temporal.

Cuando se estudia el cambio en intervenciones ambientales es necesario especificar.

- un modelo temporal que distingue entre cambios a corto término y a largo plazo
- una situación de referencia (trayectoria temporal) en que los cambios inducidos por la alternativa investigada no tienen lugar.

3.6.4 Dimensión espacial

Una discusión semejante puede darse a escala geográfica. Los resultados de un estudio de ACV 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 14040). Por ejemplo, para la categoría acidificación adquiere una gran importancia el componente local, puesto que no es lo mismo una emisión de SO_2 en una zona industrial que en un área rural. En regiones que existe una concentración inicial muy baja, el efecto puede no darse. La magnitud del impacto del incremento de la concentración de una sustancia viene dado por la curva efecto/concentración (figura 3.6).

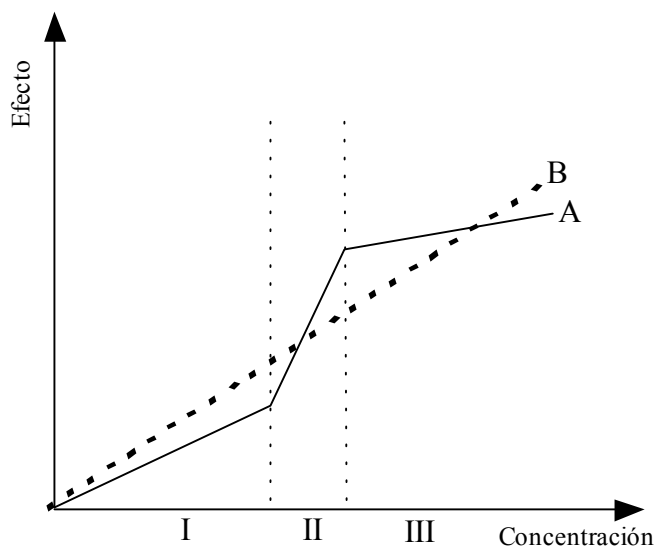


Figura 3.6 Relación entre concentración-efecto. Línea A representa la relación real. Línea B significa el resultado que se obtendría de aplicar un único factor de equivalencia en el AICV (Potting y col., 1997)

En general, los modelos de caracterización para las diferentes categorías de impacto consideradas en un ACV establecen una relación lineal entre los niveles de concentración y el resultado de su impacto (línea B de la figura 3.6). Sin embargo, su relación refleja típicamente una curva sigmoide (línea A). En la sección I el incremento de la concentración representa un ligero incremento del efecto. En 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. Un estudio de ACV tendría que proporcionar la suficiente información para establecer la diferencia entre la sección AIII, área en que la prevención tiene la más alta prioridad, la sección AII, área con problemas potenciales, y AI, área sin problemas (Potting y col., 1997).

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.

3.6.4.1 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 capacidad 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,... 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 (tales 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 un 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 uno de los 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 están ligadas a un gran número de factores destino.

3.6.4.2 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 es a menudo el resultado de la exposición a diferentes rutas (inhalación, ingesta agua o alimentos, a través de la piel...). Una sustancia diluida en el agua puede llegarle 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.

3.6.4.3 Factor efecto

El factor efecto es un parámetro que relaciona el nivel de exposición estándar de las especies o ecosistemas con cierto nivel de efecto. Se entiende por efecto la representación numérica de la sensibilidad que las especies muestran a determinadas sustancias (NOEL).

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 densidad de la población, sin diferenciar entre características de esta población. En ecosistemas, la densidad de las especies no se tiene en cuenta.

3.7 LISTA DE SÍMBOLOS

a : calentamiento producido por el aumento de la concentración de un gas, $W \cdot m^{-3} \cdot kg^{-1}$	(ec. 3.11)
a : cambio en la concentración de ozono debido a un cambio en la emisión de VOC, $kg \cdot m^{-3}$	(ec. 3.15)
A : número de moles N o P contenidos en una molécula de algas, mol	(ec. 3.19, 3.20)
ADF : factor de caracterización del agotamiento de recursos abióticos, $kg \text{ eq. Sb } kg^{-1}$	(ec. 3.8, 3.9)
AI : indicador para la categoría de acidificación, $kg \text{ eq. H}^+$	(ec. 3.16)
AP : potencial de acidificación, $kg \text{ eq. H}^+ \cdot kg^{-1}$	(ec. 3.16, 3.17)
AR : indicador de agotamiento de recursos abióticos, adimensional, a^{-1} , $kg \cdot a^{-1}$, $kg \text{ eq. Sb}$	(ec. 3.6, 3.8)
ATI : indicador de toxicidad ecosistemas acuáticos, unidades en función del método	(ec. 3.22)
ATP : factor de caracterización para la toxicidad de los ecosistemas acuáticos, unidades en función del método	(ec. 3.22)
b : emisión del VOC, kg	(ec. 3.15)
c : concentración de gas, $kg \cdot m^{-3}$	(ec. 3.11)
CCI : indicador de cambio climático, kg equivalente CO_2	(ec. 3.10)
DR : disminución de la reserva, $kg \cdot a^{-1}$	(ec. 3.9)
E : flujo de energía, $kW \cdot s^{-1}$	(ec. 3.4, 3.5)
EI : indicador de eutrofización, $kg \text{ eq. } PO_4^{3-}$.	(ec. 3.18)
EP : potencial de eutrofización, $kg PO_4^{3-} \cdot kg^{-1}$.	(ec. 3.18, 3.19)
F : factor de caracterización del agotamiento de recursos abióticos, $kg^{-1} \cdot a^{-1}$	(ec. 3.6, 3.7)
FM : flujo de masa, $kg \cdot s^{-1}$	(ec. 3.2)
f : fracción de una sustancia, $kg \cdot kg^{-1}$	(ec. 3.21, 3.22, 3.23)
GWP : potencial de calentamiento global, $kg CO_2 kg^{-1}$	(ec. 3.10, 3.11)
HTI : indicador de toxicidad humana, unidades en función del método	(ec. 3.21)
HTP : el factor de caracterización toxicidad humana, unidades en función del método	(ec. 3.21)
m : masa de la sustancia, kg	(ec. 3.6, 3.8, 3.10, 3.12, 3.14, 3.16, 3.18, 3.21, 3.22, 3.23)
M : masa molecular, $kg \cdot mol^{-1}$	(ec. 3.17, 3.19, 3.20)
N_{O_2} : número de moles de O_2 consumidos durante la degradación de las algas, mol	(ec. 3.19, 3.20)
ODI : indicador de agotamiento de ozono, $kg \text{ eq. CFC-11}$	(ec. 3.12)
ODP : factor de caracterización del agotamiento de ozono, $kg \text{ CFC-11} \cdot kg^{-1}$	(ec. 3.12, 3.13)

P : flujo de contaminantes, $\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$, o $\text{CA}\cdot\text{s}^{-1}$	(ec. 3.2, 3.4, 3.5)
$POCP$: factor de caracterización de formación de foto-oxidantes, kg de etileno $\cdot\text{kg}^{-1}$	(ec. 3.14, 3.15)
POI : indicador de formación de foto-oxidantes, kg eq. de etileno	(ec. 3.14)
R : cantidad de reserva, kg	(ec. 3.7, 3.9)
t : tiempo, años	(ec. 3.11)
TTI : indicador de toxicidad ecosistemas terrestres, unidades en función del método	(ec. 3.23)
TTP : factor de caracterización para la toxicidad de los ecosistemas terrestres, unidades en función del método	(ec. 3.23)
Y : años que se dispondrá de una reserva, a	(ec. 3.7)
$\delta[\text{O}_3]$: cambio en la descomposición del ozono en estado de equilibrio, $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$	(ec. 3.13)
η_{H^+} : número de iones H^+ que pueden ser potencialmente producidos por un kg de sustancia, $\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$	(ec. 3.17)
v : número de moles, mol	(ec. 3.19)
v_e : eco-vector energía, kg de contaminante kJ^{-1}	(ec. 3.3, 3.4, 3.5)
v_m : eco-vector masa, kg de contaminante $\cdot\text{kg}^{-1}$	(ec. 3.1, 3.2, 3.5)

Sub-símbolos

i : sustancia
n :compartimiento ambiental, adimensional
ref : referencia
τ : tiempo, a