

Capítulo 2

2. Normalización y valoración en ACV

Tomando en cuenta que la normalización es un paso que puede apoyar el paso de la valoración del ciclo de vida, en este capítulo se describen los tipos de normalización aplicables al ACV y se identifica el mejor enfoque.

Posteriormente se describen los grupos de métodos de valoración usados en ACV. Aquí se busca identificar el método de valoración que requiera menos participación de la sociedad, sin que ello signifique perder rigurosidad científica.

También se exponen los requerimientos de congruencia entra la normalización y la valoración.

2.1. Normalización

La definición y el propósito de la normalización han sido definidos de varias formas, tanto dentro como fuera del ámbito de los Análisis del Ciclo de Vida (ACV).

En el ámbito de la toma de decisiones, la normalización es un elemento fundamental, particularmente cuando se trata de la toma de decisiones con múltiples atributos (MADA, por las siglas en inglés de Multi-Atributo Decisión Analysis), las cuales se caracterizan por presentar un conjunto de alternativas, que difieren en términos del desempeño logrado para un conjunto de atributos.

En ACV, Norris (2001) identifica dos puntos de vista a la hora de definir el propósito de la normalización:

El primer punto de vista, apoyado por Hwang e Yoon (1981), Consoli *et al.* (1993) y Lippiatt, (1998, 2000); considera a la normalización únicamente como un paso necesario para lograr la conmensurabilidad. A este enfoque se le denomina normalización interna o caso-específica.

Un método muy popular para la normalización interna en ACV es la división entre el máximo valor. En este enfoque, los resultados de la caracterización de la EICV para cada alternativa son divididos entre el valor máximo para cada categoría y este procedimiento es repetido para cada categoría de impacto.

Además de la división entre el máximo, existe una gran variedad de métodos de normalización interna reportados en la literatura de toma de decisiones con múltiples atributos (MADA). Finnveden *et al.* (2002) explican el método de “línea de base” que es un enfoque comparativo muy simple donde los resultados caracterizados de la EICV se dividen entre los resultados caracterizados de una alternativa seleccionada, a la que se llama “línea de base”. En este caso los impactos son listados como un porcentaje que se incrementa o decrece cuando se compara con la línea de base (Finnveden *et al.*, 2002). Norris (2001) menciona que uno de los problemas con este método es la potencial división entre cero, cuando se presentan flujos que no están presentes en la línea base.

En contraste con este primer enfoque, la literatura Europea en ACV considera mas consistente que el propósito de la normalización sea, además de lograr la conmensurabilidad, el de “poner los resultados caracterizados en contexto”. En este punto de vista, la normalización es considerada como un método para el análisis de significancia (Barthouse *et al.*, 1998).

Norris (2001), presenta tres diferentes definiciones del propósito de la normalización en ACV, que mantienen el segundo enfoque:

- Norma ISO 14042 (ISO 2000): “El objetivo de la normalización de impactos es entender mejor la proporción relativa o magnitud, para cada categoría de impacto de un sistemas de producto bajo estudio.”
- Lindeijer, 1996: “El principal objetivo de la normalización es relacionar las cargas ambientales de un producto (o servicio) con las cargas ambientales de su entorno. En otras palabras, la normalización relaciona el micro-mundo de un ACV con el macro-mundo en el cual los procesos y servicios están inmersos.”
- Guinée, 1995: “Los resultados de la caracterización denotan las contribuciones a los ya conocidos problemas ambientales. El significado de los números resultantes, sin embargo, esta muy alejado de lo obvio. Los resultados se hacen significantes al convertirlos en una contribución relativa a los diferentes problemas ambientales por medio de la normalización.”

El segundo punto de vista sobre el propósito de la normalización pone énfasis en la evaluación de la importancia relativa de los resultados caracterizados, a través de las diferentes categorías de impacto. La meta de este enfoque es establecer un conjunto de resultados de ACV en su amplio contexto. Matemáticamente se hace dividiendo los resultados caracterizados de cada categoría de impacto entre el impacto total para la categoría seleccionada, este impacto total se estima a partir de las emisiones totales de un sistema de referencia, para un período determinado, de acuerdo a la Ecuación 2.1:

$$N_i = S_i / R_i \quad (\text{Ecuación 2.1})$$

Donde i es el problema ambiental (o categoría de impacto), N es el resultado normalizado, S es el resultado del sistema de producto antes de la normalización, y R es el valor de referencia.

Esta normalización es llamada normalización externa, normalización caso independiente o determinación de la contribución relativa.

La Tabla 2.1 presenta las características principales de las dos clases de normalización.

Tabla 2.1. Puntos de vista y métodos de normalización. Fuente: Norris (2001).

Propósito de la normalización	Clase de método	Descripción general de los métodos
Resolver el problema de la no comensurabilidad entre unidades antes de la valoración (ponderación).	Internos o caso-específicos	Dividen el impacto caracterizado para cada categoría entre alguna función que relacione los valores del mismo estudio (por ejemplo, valor máximo, suma, etc.).
Evaluar la contribución relativa de los resultados caracterizados a través de las categorías de impacto (poner en contexto).	Externos o caso-independientes	Dividen el impacto caracterizado para cada categoría entre un estimado del impacto total en cada categoría, para una región y un período determinado.

2.1.1. Normalización externa en ACV.

La normalización externa en ACV, implica la división de los resultados de la caracterización entre un valor de referencia (Ecuación 2.1). Se le llama normalización externa porque requiere una base de datos externa que incluya a otros contribuyentes dentro de una región espacio-temporal.

El valor de referencia en la Ecuación 2.1 es obtenido a partir de un sistema de referencia, el cual es seleccionado tomando en cuenta los siguientes aspectos: sistema de base, sistema de tratamiento, escala espacial, escala temporal, y escala de magnitud. Las opciones para cada uno de estas dimensiones son listadas abajo (la opción que ha sido mas comúnmente utilizada en estudios ACV es indicada en negritas) (Bare *et al.*, 2000).

- Sistema de base: **región**, sector económico o grupo de sectores, un tipo de productos o un grupo de productos.
- Sistema de tratamiento: **Todas las actividades dentro del sistema** (por ejemplo, **actividades en una región** o actividades en un sector) o todas las actividades en la cadena proveedora del sistema (por ejemplo, todas las actividades que proveen las demandas de un área, o un sector y su cadena proveedora completa o un producto de referencia y su ciclo de vida). Las elecciones pueden incluir el impacto en un sistema de referencia, las intervenciones ambientales en un sistema de referencia, los daños marginales, y los daños promedio.
- Escala espacial: **nación**, continente o mundial.
- Escala temporal: **por año** o por día.
- Escalas de magnitud adicionales: **ninguna**, *per cápita*, o por Euro de salida.

2.2. Métodos de valoración

Se han desarrollado muchos métodos que buscan valorar los impactos ambientales asociados a las actividades humanas y que pueden servir de base para realizar el paso de la valoración en ACV. Lindeijer (1996), basado en Braunschweig *et al.* (1996) clasificó los métodos de valoración existentes en 5 categorías:

- Proxy
- Basados en la tecnología
- Monetarios
- Panel, y
- Distancia al objetivo

2.2.1. Métodos Proxy

Los métodos proxy usan una o unas pocas medidas cuantitativas indicativas del impacto ambiental total (Lindeijer, 1996), por ejemplo, requerimientos energéticos o cantidad de masa usada (intensidad de uso de materiales por unidad de servicio). Con lo cual, es difícil obtener resultados que consideren problemas ambientales como la ecotoxicidad o el deterioro de la capa de ozono, que no quedan adecuadamente cubiertos (Lindeijer, 1996). Como sólo se eligen unas cuantas categorías de impacto, no se presenta el problema de inter-efecto entre los pesos, pero tampoco nos proporciona un resultado completo. Estos métodos no se deberían considerar como un método de valoración sino como una herramienta de caracterización (Finnveden *et al.*, 2002).

2.2.2. Métodos basados en la tecnología

Este grupo de métodos están basados en el enfoque del abatimiento por medios tecnológicos ya que consideran a la tecnología como una herramienta para reducir los impactos. En la mayoría de los casos se combinan con alguna otra medida, por ejemplo, los costes para reducir los daños. En éste caso particular, los enfoques basados en la tecnología pueden también ser descritos como métodos de monetarización. Una excepción que puede ser descrita como un método tecnológico es la Huella Ecológica, un concepto para estimar el área biológicamente productiva que se necesita para soportar un sistema estudiado (Wackernagel y Rees, 1996). En éste enfoque las emisiones son transformadas en el área necesaria para asimilar dichas emisiones generadas. Este cálculo es entonces dependiente de la tecnología usada para la asimilación, y esta es la razón del porque es tratado como un método tecnológico. En su actual versión, la Huella Ecológica puede considerar sólo unos cuantos contaminantes como por ejemplo el CO₂ y las emisiones de nitrógeno (Holmberg *et al.*, 1999). En este método hay importantes carencias en los tipos de impactos que pueden ser cubiertos y, por lo tanto, limitaciones.

2.2.3. Métodos monetarios

Los métodos monetarios son todos aquellos que tienen una medida económica como unidad para asignar la importancia a los problemas ambientales y se pueden clasificar de varias maneras (Turner *et al.*, 1994; White *et al.*, 1996; Bockstael *et al.*, 2000). A continuación se presenta la clasificación publicada por Finnveden, 1999b:

1) Métodos que no están basados en la disposición a pagar

2) Métodos basados en la disposición a pagar (WtP, por el término en inglés Willingness to Pay)

- Preferencias individuales reveladas
- Preferencias individuales declaradas
- Disposición de la sociedad para pagar (WtP de la sociedad)

Los métodos monetarios que no se basan en la disposición a pagar, no consideran el valor del medio natural en términos económicos, sino el coste de hacer algo y en éste caso no está claro si existe una disposición a pagar o simplemente una necesidad. Un ejemplo puede ser el coste de la remediación de un daño, éste enfoque es usado siempre y cuando la remediación sea total (Finnveden *et al.*, 2002).

Los métodos basados en WtP miden un “valor económico” (Bockstael *et al.*, 2000), que se le asigna a los ambientes naturales y de acuerdo a los economistas ambientales pueden distinguirse diferentes tipos de valores económicos.

Turner *et al.* (1994) distinguen entre los llamados “valores de uso” y los “valores de no-uso”. Los valores de uso incluyen tanto el valor de uso directo como el de uso indirecto. Un ejemplo de un valor de uso directo es el valor de la madera en un bosque y el valor de uso indirecto se refiere al valor de la recreación en el bosque, el valor de la fijación de carbón, etc. En el caso de los valores de no-uso, se atribuyen valores a los elementos naturales aunque no exista la intención de usarlos actualmente, en ésta clasificación se toma en cuenta la preocupación por una especie, la simpatía, y el respeto por los derechos y el bienestar de los seres vivos (valor de la existencia). En éste rubro también se podrían incluir otros valores como: el derecho que tienen las futuras generaciones a disfrutar de los valores de uso y de los valores de no-uso (valor del legado) y el valor que tiene la oportunidad de elegir si se usa o no un recurso, aunque actualmente no se esté usando, (valor de opción de uso) (Finnveden *et al.*, 2002). El valor económico total es la suma de los valores de uso más los valores de no-uso (Turner *et al.*, 1994).

Los métodos basados en las preferencias individuales reveladas asumen que la gente revela sus preferencias dentro de un marco mercantil. Estas preferencias reveladas, normalmente sólo se relacionan con los valores de uso, y muchas veces sólo con el valor de uso directo, los cuales pueden obtenerse a partir de los precios actuales de mercado, por ejemplo, el precio de

la madera en el mercado. En el caso de los valores de uso indirecto, su determinación es más compleja y sólo pueden ser obtenidos a partir del mercado de valores pero de una forma indirecta.

El método de coste de viaje es una forma de identificar los valores de uso indirecto, ha sido muy usado para estimar la demanda de los sitios de recreación, y a partir de ésta información se ha determinado el valor de dichos lugares. Estos valores son derivados a partir de los costes de los viajes que la gente hace al lugar de recreación.

Por otro lado se tienen los valores de no-uso, que normalmente no se pueden derivar de las preferencias reveladas (Turner *et al.*, 1994). En éste caso, el Método de Valuación Contingente (CVM) identifica los precios de mercado pidiendo explícitamente a los individuos que asignen valores a los bienes naturales. Este método tiene muchas similitudes con los métodos panel (que se discutirán mas adelante) y ha sido muy usado. Arrow *et al.* (1993) y Carson (2000) han desarrollado guías para su aplicación.

Otro grupo de métodos son los WtP de la sociedad, en los cuales se identifica la disposición de la sociedad para pagar, aquí se asume que la información relevante sobre los valores ambientales puede ser obtenida a partir de las decisiones políticas y gubernamentales. Una forma de obtener el “precio social” o las preferencias colectivas reveladas, es estudiar los esfuerzos que hace la sociedad para evitar los impactos. Un ejemplo puede ser el llamado “coste de prevención” ó “coste de abatimiento”, que determina lo que cuesta reducir las emisiones de un contaminante, hasta un límite determinado. Otra forma de identificar el “precio social” son los “impuestos verdes” que se pueden considerar como la disposición de la sociedad a pagar.

Debido a que los diferentes métodos monetarios consideran diferentes tipos de valores económicos (Valor de uso o valor de no-uso), los resultados entre diferentes métodos no son los mismos. Por ejemplo, el valor económico total medido por medio de CVM, en algunos casos es mucho mayor que el valor económico obtenido de los precios de mercado (Konjunkturinstitutet, 1998, citado por Finnveden *et al.*, 2002). Esto puede ser explicado porque los valores de no-uso son incluidos en el método CVM.

Es importante destacar que los resultados de un método monetario, aunque se den en términos económicos, no pueden ser usados directamente para relacionarlos o sumarlos con los resultados de otros métodos monetarios ni con otros tipos de costes (Bockstael *et al.*, 2000).

2.2.4. Métodos Panel.

Los métodos que se incluyen dentro de ésta categoría de valoración tienen algo en común: asumen que la importancia relativa de los daños puede ser obtenida a través del cuestionamiento a uno o varios grupos de personas.

El cuestionamiento es el proceso de obtener juicios relacionados con problemas mediante métodos especialmente diseñados de comunicación verbal y/o escrita (Meyer y Broker, 1990).

Los métodos panel pueden diferir en los siguientes aspectos (Meyer y Broker, 1990; Brunner, 1998; Seppälä, 1999):

- Tamaño del panel y tipo de panelistas.- expertos ambientales, expertos de otras ciencias, proveedores o una mezcla representativa.
- Situación del cuestionamiento.- cuestionarios, entrevistas o grupos interactivos; procedimiento de una ronda o varias rondas; con o sin retroalimentación.
- Formato de las preguntas
- Presentación de los antecedentes
- Tipos de respuestas.- rangos, puntuaciones, comparaciones entre pares, etc.
- Tipos de agregación.- consenso, uso de métodos matemáticos para combinar los datos de todos los panelistas en un solo estimado.

2.3. Métodos de valoración en ACV

La valoración es un elemento opcional de la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV), que busca facilitar la comparación entre sistemas generando indicadores, a través del uso de factores numéricos basados en elecciones de valor. Se han desarrollado varios métodos para la realización de ésta etapa, los cuales han sido analizados y comparados en diversos trabajos (Lindeijer, 1996; Hertwich *et al.*, 1997; Powell *et al.*, 1997; Finnveden, 1999a y Bengtsson, 2000).

Para obtener el indicador global de impacto, todos los métodos de valoración requieren un factor de ponderación (W_i), que expresa la contribución de la categoría de impacto i , al impacto total EI , el cual se puede calcular de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$EI = \sum W_i N_i$$

Ecuación 2.2

A continuación se describen los métodos mas usados en ACV para la obtención de los factores de ponderación (pesos).

2.3.1. Métodos monetarios

Se han desarrollado varios métodos monetarios para la ponderación en ACV. El sistema de Estrategias Ambientales Prioritarias (EPS, por las siglas en ingles de Environmental Priority Strategies) (Steen, 1999a, 1999b); el proyecto ExternE (ExternE 1995, 1999) (Dobson, 1998a, 1998b; van Beukering *et al.*, 1998; Spandaro y Rabl 1999; Trukenmüller *et al.*, 2001) y el método Explicit LCA (XLCA) (Newell, 1998), buscan estimar el costo de los daños ambientales.

Aunque en la teoría los métodos económicos presentan procedimientos bien definidos, en la práctica, se usa una mezcla de diferentes tipos de valoraciones económicas. Por ejemplo el sistema Tellus (Tellus Institute, 1992; Zuckerman y Ackerman 1994), utiliza los costos asociados a los límites de emisiones y los impuestos ambientales para determinar la disponibilidad a pagar de la sociedad.

Otros métodos monetarios que se han usado en ACV son el Ecotax '98 (Johansson, 1999), basado en los impuestos ambientales y el método “Costes de Prevención de la Contaminación Virtual 99” (Virtual Pollution Prevention Costs 99) que se basa en los costes de prevención marginal para estimar la disposición a pagar de la sociedad (Vogtlander y Bijma 2000). En éstos casos se han generado factores de ponderación que han sido publicados. Adicionalmente hay estudios que describen diferentes enfoques (e.g. Krozer, 1992; Huppel *et al.*, 1997) o que aplican métodos de valoración económica en ACV sobre una base hecha a medida (e.g. Craighill y Powell, 1995; Carlsson, 1997 and Sonesson *et al.*, 2000).

2.3.2. Métodos panel en ACV

Finnveden *et al.* (2002), menciona que en ACV, la mayoría de los métodos panel han sido desarrollados sobre una base a medida, relacionada con un caso de estudio particular. Algunos ejemplos en los cuales se han usados métodos panel cuantitativos son: Anonymous, 1991; Kortman *et al.*, 1994; Wilson y Jones, 1994; Nagata *et al.*, 1995; Poulamaa *et al.*, 1996;

Huppel *et al.*, 1997; Lindeijer, 1997; Sangle *et al.*, 1999; Seppälä 1999; Harada *et al.*, 2000; y Mettier y Baumgartner, 2000. Algunos de ellos han desarrollado factores de peso genéricos, por ejemplo, el Índice de Cordialidad Ambiental (Index of Environmental Friendliness) (Poulamaa *et al.*, 1996) y Eco-Indicador 99 (Goedkoop y Spriensma, 1999). Un ejemplo de factores de ponderación específicos por país se presenta en Seppälä (1999).

De acuerdo a Finnveden *et al.* (2002), los métodos panel implican algunas interrogantes que no han sido resueltas y que requieren de mayor exploración, éstas se relacionan con los aspectos en los que difiere cada estudio:

- Tomando en cuenta que los estudios ACV apoyan la toma de decisiones en la industria privada, gobierno o reguladores, grupos no gubernamentales y consumidores, el cuestionamiento mediante un panel de composición única no satisface todos los requerimientos. Estudios previos se han basado en paneles compuestos principalmente por expertos en ACV y en algunos casos se ha incluido un grupo de proveedores (Kortman *et al.*, 1994). Estas elecciones consideran la facilidad de acceso a los panelistas y su potencial comprensión de los aspectos a tratar.
- La situación del cuestionamiento. El formato de las preguntas y la información que se presenta como antecedentes, predisponen las respuestas de los panelistas. Esta predisposición es potencialmente grande porque los panelistas son cuestionados para establecer preferencias sobre muchos aspectos no-observables y no-perceptibles a un nivel de detalles que va más allá de sus preferencias pre-existentes. Por lo tanto, los panelistas forman sus preferencias durante el procedimiento de panel, lo cual explica su gran influencia. (Mettier y Baumgartner, 2000; Wilson y Jones, 1994).
- Las diferentes dimensiones espacio temporales de los problemas ambientales, incluyendo estimaciones escenario-dependientes para daños futuros, obstaculizan la posibilidad de obtener preferencias “verdaderas” (Finnveden *et al.*, 2002).

2.3.3. Métodos Distancia al Objetivo

Estos métodos son llamados Distancia al Objetivo (DtT, de Distance to Target en inglés) porque determinan los factores de ponderación (pesos) a partir de la distancia que hay entre el

desempeño ambiental actual y las metas establecidas (Powell *et al.*, 1997). Bengtsson y Steen (2000) definen a ésta distancia, como el cociente entre los actuales niveles de emisión en un área geográfica y el nivel que es considerado crítico (nivel objetivo). En este grupo de métodos se considera que la distancia al objetivo es igual a la severidad del impacto.

Las principales diferencias entre los métodos DtT son:

- 1) La forma exacta de la ecuación que relaciona los objetivos con la obtención de los factores de ponderación (Ahbe *et al.*, 1990)
- 2) La elección de los objetivos, y
- 3) El tipo de datos usados; (si provienen directamente del inventario, de la caracterización o de la normalización).

En cualquiera de los tres casos anteriores, la ecuación que se usa como base es:

$$W_i = 1/T_i \quad \text{Ecuación 2.3}$$

donde W_i es el factor de ponderación y T es el objetivo. Si la ecuación 2.2 se inserta en la ecuación 2.4, se obtiene la ecuación 2.4:

$$EI = \sum N_i/T_i \quad \text{Ecuación 2.4}$$

que es igual a la ecuación de normalización 2.1, donde el valor de referencia es el valor del objetivo y el EI es el resultado normalizado.

El grupo de métodos DtT incluye varios métodos y a continuación se describen algunos de ellos:

Método Eco-escasez 97

Eco-escasez es un método Suizo que originalmente fue presentado en 1990 (Ahbe *et al.*, 1990). Para la versión 97, los niveles críticos se deducen a partir de los objetivos de la política ambiental Suiza. Los objetivos para sustancias particulares son considerados cuando se tienen, mientras que en otros casos (e.g. gases de efecto invernadero), la contribución a las categorías de impacto se determina mediante el uso de modelos.

EDIP

El método EDIP (Wenzel *et al.*, 1997; Hauschild y Wenzel, 1998) maneja los impactos ambientales, el consumo de recursos y los impactos en el ambiente de trabajo como categorías separadas y no las agrega. Los factores de ponderación se obtienen a partir de los objetivos ambientales de la política de Dinamarca.

Eco-indicador 99

El Eco-indicador 99 (Goedkoop y Spriensmaa, 1999) es una revisión de la versión original Eco-indicador 95 (Goedkoop, 1995), incluye una modelación del daño en las categorías de impacto en los ecosistemas, salud humana y recursos finitos. La modelación está basada en las condiciones promedio europeas. Los daños fueron ponderados por un panel de expertos en ACV y usuarios. El Eco-indicador 99 incluye modelos de daño y conjuntos de factores de ponderación basados en tres perspectivas culturales: individualista, jerárquica e igualitaria.

EPS 2000d

Los principios básicos en el EPS 2000 (Steen y Ryding, 1992) son que los efectos en la salud humana, biodiversidad, recursos finitos, capacidad de producción de ecosistemas cosechados y valores culturales y recreacionales pueden ser modelados y ponderados de acuerdo a la disposición a pagar de la sociedad para evitar cambios. Los modelos de daño se basan en promedios mundiales. El método original de ponderación, EPS fue desarrollado como un proyecto de producción ecológica en Suecia y EPS 2000d (Steen, 1999), es la actualización mas reciente.

En todos los casos los objetivos que se establecen son externos al método y siempre se considera que son igualmente importantes, pero en el método del Eco-Indicador 95 (Goedkoop, 1995), existe una ligera diferencia porque los objetivos son establecidos internamente dentro del método desarrollado, con la finalidad de que todos los objetivos sean igualmente importantes. El procedimiento para determinar los objetivos no esta claramente definido (Finnveden *et al.*, 2002).

Los métodos DtT han sido criticados porque normalmente se basan en objetivos políticos los cuales no siempre tienen una base científica, por lo tanto el radio DtT obtenido no

necesariamente es un indicador de la severidad de impacto (Finnveden, 1999a). Por otro lado, se les ha considerado más como una forma de normalizar, que como un método de valoración (Finnveden, 1996 y Lee, 1999).

A pesar de las limitaciones que puedan tener los métodos DtT, esta tesis toma como base la ecuación general de DtT porque presentan las siguientes ventajas:

- Fáciles (no requiere de mucho esfuerzo para su ejecución).
- Transparentes (porque provienen de una meta o estándar definido)
- Objetivos (no dependen de los juicios de valores de un grupo de personas)
- Reproducibles (si se utiliza la misma meta siempre se puede alcanzar el mismo objetivo)
- No requieren de la participación de muchas personas, ya sean expertos o una muestra de la sociedad.

Seppälä y Hämäläinen (2001), analizaron varios métodos DtT y encontraron que son consistentes con las Teorías de Valor Multi-Atributo (MAVT) usadas en la toma de decisiones multi-criterio siempre y cuando se asuma que los objetivos tienen la misma importancia y que las funciones de daño son lineales y pasan a través del origen.

2.4. El sistema de referencia

Tanto en la normalización, como en la valoración, no hay consideraciones a priori para la elección del sistema de referencia, sin embargo las siguientes condiciones deberían de ser cumplidas (Bare *et al.*, 2000):

- 1) Los sistemas de normalización y valoración deben de ser consistentes dentro de cada categoría de impacto.
- 2) Para los métodos de panel, el sistema de referencia y sus impactos relacionados y/o intervenciones ambientales deben de ser claramente comprensibles para los panelistas que asignan los pesos.
- 3) Se debe realizar una apropiada contabilización, relacionando los impactos y las intervenciones ambientales del sistema de referencia. Esta contabilidad requiere del uso apropiado de la escala científica de los mecanismos ambientales, es decir, las proyecciones de las intervenciones ambientales que causan los impactos deben de estar correctamente ligadas a los impactos que causan, tanto espacial como

temporalmente. Esto puede hacer que la normalización se haga muy compleja si se toma en cuenta tiempos de residencia de las intervenciones ambientales, impacto por tiempo de permanencia, tiempo de recuperación y distribución espacial de las intervenciones ambientales en el tiempo.

- 4) Las emisiones y extracciones para los sistemas de referencia deben de ser estimables con tanta precisión como sea posible, usando datos empíricos.

2.5. Requerimientos de congruencia entre la normalización y la valoración

De acuerdo a Norris (2001), uno de los problemas en las aplicaciones de ACV es la falta de congruencia entre las bases de la normalización y la valoración, lo cual conlleva a resultados ilógicos ya que los factores de ponderación externos o genéricos reflejan la importancia de cada categoría de impacto en general, mientras que la normalización interna refleja el desempeño relativo de las alternativas entre ellas mismas.

Para que exista congruencia se requiere una base común para la normalización y la valoración, lo cual puede lograrse con cualquiera de los siguientes procesos (Norris, 2001):

- Realizar una normalización interna y una posterior ponderación caso-por-caso, tomando explícitamente en cuenta el desempeño de las alternativas, ó
- Realizar una normalización externa y después la ponderación con factores de ponderación consistentes con la base de datos de la normalización.

La primera solución requiere de la generación de nuevos valores cada vez que se incluyan nuevas alternativas y para cada ACV. En el segundo caso es necesaria una base de datos externa.

En el segundo proceso es importante considerar que el enfoque espacial y temporal del inventario de emisiones usado para normalizar, debe de ser precisamente el de aquellas emisiones que están causando los impactos considerados durante la valoración, para cada categoría de impacto. Por ejemplo, imaginemos que los resultados de la valoración reflejan, en parte, la significancia relativa de la disminución del ozono en el año 2000 y al mismo tiempo la formación de smog en Estados Unidos en el mismo año. La congruencia permite que diferentes categorías de impacto sean definidas con diferente escala espacial ya que la escala entre normalización y valoración es idéntica para cada categoría de impacto individual. Esta congruencia requiere en este caso que los datos de la normalización reflejen las

emisiones globales de las emisiones que destruyen la capa de ozono, mientras reflejan las emisiones de los precursores de smog a nivel de Estados Unidos.

Los requerimientos de congruencia son más difíciles de alcanzar en la dimensión espacial del sistema de referencia para las categorías de impacto con contaminantes de larga vida, efectos acumulativos y/o largas demoras entre las emisiones y los efectos. Por eso, la congruencia temporal para la formación de smog anual es simplemente alcanzada usando las emisiones anuales de smog como base para la normalización, puesto que la demora entre causa-efecto es medida en horas o días, como lo es el tiempo de vida en la atmósfera de los precursores del ozono. Sin embargo, la disminución del ozono ocurrida en el año 2000 resulto de las emisiones que se han acumulado durante el siglo pasado, algunas de las cuales tienen tiempos de vida atmosféricos del orden de siglos.

2.6. Conclusiones

En ACV, el elemento de la normalización puede ser interno o externo, pero para cumplir con los objetivos de esta tesis y realmente considerar las condiciones regionales dentro del ACV se sugiere el uso de la normalización externa, porque proporciona la magnitud relativa entre los impactos del sistema estudiado y los impactos de su entorno.

Hay varios métodos para identificar el factor de ponderación pero de todos ellos el que mas conviene adaptar para dar cumplimiento a los objetivos de esta tesis es Distancia al Objetivo (DtT), porque es fácil, transparente, objetivo, reproducible y permite determinar los factores de ponderación sin necesidad de hacer cuestionarios a una muestra de la sociedad.

En esta tesis el sistema de referencia que se usará será la región de Cataluña para las categorías de impacto que tengan un alcance regional, pero en el caso de impactos globales se tomaran en cuenta referencias mundiales para mantener la concordancia entre el sistema de referencia y el impacto analizado.

El método de valoración que se desarrolle en esta tesis deberá incluir una normalización externa que permita poner en contexto los resultados del AICV seguido de la valoración con el uso de factores de ponderación consistentes con Cataluña.

2.7. Bibliografía

- Ahbe S., Braunschweig A., Müller-Wenk R. 1990. Methodik für Oekobilanzen auf der Basis Ökologischer Optimierung. Bern, CH. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Schriftenreihe Umwelt Nr. 133.
- Anonymous. 1991. Integrated substance chain management. Bilthoven, NL. Assoc. of the Dutch Chemical Industry (VNCI).
- Arrow K., Solow R., Portney P.R., Learner E.F., Radner R., Schuman H. 1993. Report to the NOAA panel on contingent valuation. Federal Register 58:4601.
- Bare J.C., Hofstetter P., Pennington D., Udo de Haes H. 2000. Life cycle impact assessment workshop summary; Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits. Int. J. LCA 5(6): 319-326.
- Barnthouse *et al.*, 1998. Life Cycle Impact Assessment: The state-of-the-art. Pensacola Fl. USA. SETAC.
- Bengtsson, M. 2000. Environmental valuation and life cycle assessment. Thesis. Göteborg, S: Chalmers Univ. of Technology. Department of Environmental Systems Analysis.
- Bengtsson, M. y Steen, B. 2000. Weighting in LCA: Approaches and applications. Environmental Progress 19 (2): 101-109.
- Bockstael N.E.; Freeman III A.M.; Kopp, R.J. y Smith V.K. 2000. On measuring economic values for nature. Environmental Science and Technology 34:1384-1389.
- Braunschweig, A.; Förster, R.; Hofstetter, P. and Müller-Wenk R. 1996. Developments in LCA valuation. St-Gallen, CH: Institut für Wirtschaft und Ökologies an der Hochschule St. Gallen. IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 32.
- Brunner, S. 1998. Panel methods and their application for weighting. Zürich, CH. Swiss Federal Institute of Technology (ETH).
- Carlsson, M. 1997. Economics in ORWARE: A welfare analysis of organic waste management. Uppsala, S. Swedish Univ. of Agriculture, Dept of Economics. Report 114.
- Carson, R. 2000. contingent valuation: a user's guide. Environmental Science and Technology 34:1413-1418.
- Consoli, F., Allen D., Boustead I., Fava J., Franklin W., Jensen A., de Oude N., Parrish R., Perriman R., Postlewaite D., Quay B., Séguin J., Bigon B. (eds) (1993). *Guidelines for life cycle assessment : A code of practice*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC); Brussels, Belgium.

- Craighill, A.L. y Powell, J.C. 1995. Lifecycle assessment and economic valuation of recycling: A case study. Norwich, G.B. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE). SCERGE Working Paper WM 95-05.
- Dobson, P. 1998a. The multiple pathway method. A guide to the application of the methodology. Leatherhead, Surrey, G.B.: Pira International.
- Dobson, P. 1998b. The implementation of the multiple pathway method. Case study: A waste management study. Leatherhead, Surrey, G.B.: Pira International.
- ExternE. 1995. Externalities of energy. Volumes 1-6. Brussels, B.: European Commission DG XII.
- ExternE. 1999. Externalities of energy. Volumes 7-10. Brussels, B.: European Commission DG XII.
- Finnveden, G. 1996. Valuation methods within the framework of life cycle assessment. IVL Report No B 1231. IVL. Stockholm. Sweden.
- Finnveden, G. 1999a. A critical review of operational valuation/weighting methods for life cycle assessment. Stockholm, S: Avfallsforskningsradet (AFR), Swedish EPA. AFR Repor 253.
- Finnveden, G. 1999b. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management system. Resources, Conservation and Recycling 26: 173-187.
- Finnveden, G., Hofstetter P., Bare J., Basson L., Ciroth A., Mettier T., Seppälä J., Johansson J., Norris G. y Volkwein S. (2002) Normalization, grouping, and weighting in life-cycle impact assessment. En. Udo de Haes *et al.* Life-cycle impacts assessment striving towards best practice. SETAC. Pensacola Fl. USA. 272 p.
- Goedkoop, M. 1995. The Eco-indicator 95. NOH report 9523. Prè consultants. Amersfoort. The Netherlands.
- Goedkoop, M. y Spriensmaa, R. 1999. The Eco-indicator 99: A damage oriented method for life cycle impact assessment. Amersfort, NL. Prè Consultants.
- Guinée, J. B. 1995. Development of a methodology for the environmental life cycle assessment of products; with a case study on margarines. Thesis. Leiden University.
- Harada, T.; Fuji, Y.; Nagata, K.; Inaba, A. y Mettier, T. 2000. Panel test for Japanese experts aiming to weight safeguard subjects. En: Proceedings of the Fourth International Conference on Ecobalances; 2000 Oct 31- Nov 2; Tsukaba, Japan. Tokyo, J. Society of Non-Traditional Technology.

- Hauschild, M. y Wenzel, H. Environmental assessment of products. Volume 2. Chapman & Hall. London UK.
- Hertwich, E.; Pease, W. and Koshland C. 1997. Evaluating the environmental impact of products and production processes: a comparison of six methods. *The Science of the Total Environment* 196: 13-29.
- Holmberg, J.; Lundqvist, U.; Robért, K-H. y Wackernagel, M. 1999. The ecological footprint from a systems perspective of sustainability. *Int. J. Sustain Dev World Ecol.* 6: 17-33.
- Huppés, G.; Sas, H.; de Haan E. y Kuyper, J. 1997. Efficient environmental investments. Paper presented at the SENSE International Workshop, 1997, Feb 20. Amsterdam NL., Leiden Univ. Centre for Environmental Science.
- Hwang D-L, Yoon K., (1981). Multiple attribute decision making. Lecture notes in economics and mathematical systems. Springer-Verlag Heidelberg, Berlin.
- ISO (2000) Normas ISO 14042. Environmental management. Life cycle assessment. Life cycle impact assessment. Geneva Ch.
- Johansson, J. 1999. A monetary valuation weighting method for life cycle assessment based on environmental taxes and fees. Master Thesis. Stockholm. Univ. Department of systems Ecology.
- Konjunkturinstitutet, 1998. En utvärdering av FNs miljöräkenskapsuppställningar. Värderingsstudier. Stockholm, S.: KI. Miljöräkenskaper Rapport 1998: 9. (In Swedish).
- Kortman, J.G.M.; Lindeijer, E.W.; Sas, H. y Sprengers, M. 1994. Toward a single indicator for emissions: An exercise in aggregating environmental effects. Amsterdam, NL. Univ. of Amsterdam, Interfaculty Department of Environmental Sciences.
- Krozer, J. 1992. Decision model for environmental strategies of corporations (DESC). The Hague, NL. Institute for Applied Economics (TME).
- Lee, K.M. 1999. A weighting method for the Korean eco-indicator. *Int. J. LCA* 4: 161-165.
- Lindeijer, E., 1996. Normalization and valuation. In: *Towards a methodology for life cycle impact assessment*. Brussels, Belgium. SETAC.
- Lindeijer, E., 1997. Results try-out Japanese/Dutch LCA valuation questionnaire 1996. IVAM ER. Amsterdam, NL. Univ. of Amsterdam.
- Lippiat, B., (2000). BEES 2.0: Building for environmental and economic sustainability. Technical manual and user guide. NISTIR 6520, Gaithersburg, MD. National Institute of Standards and Technology.

- Lippiatt, B., (1998). BEES 1.0: Building for environmental and economic sustainability. Technical manual and user guide. NISTIR 6144, Gaithersburg, MD. National Institute of Standards and Technology.
- Mettier, T. y Baumgartner, T. 2000. A non-monetary approach to weight environmental damages in life cycle assessment: panel methods compared to contingent valuation and other monetary approaches. Paper Nr. 26 presented at ESEE 2000. 3rd Biennial Conference of the European Society for Ecological Economics; 2000 May 3-6; Vienna A.
- Meyer, M.A. y Booker, J.M. 1990. Eliciting and analyzing expert judgement. Washington D.C.; U.S. Nuclear Regulatory Commission. Los Alamos National Laboratory. Los Alamos NM, USA. NUREG/CR-5424, LA-11667-MS.
- Nagata, K.; Fuli, Y. e Ishikawa, M. 1995. Proposing a valuation method based on panel data, preliminary report, Tokio. En: Brunner S. 1998. Panel methods and their application for weighting. Zürich, CH. Swiss Federal Institute of Technology (ETH).
- Newell, S.A. 1998. Strategic evaluation of environmental metrics: Making use of life cycle inventories. Thesis. Cambridge MA, USA. Massachusetts Institute of Technology, Department of Materials, Science and Engineering.
- Norris, G. and Marshall H., (1995) Multiattribute decision analysis method for evaluating buildings and building systems. NISTIR 5663, Gaithersburg, MD. National Institute of Standards and Technology.
- Norris, G., (2001). The requirement for congruence in normalization. *Int. J. LCA* 6 (2): 85-88.
- Poulamaa, M.; Kaplas, M. y Reinikainen, T. 1996. Index of environmental friendliness: A methodological study. Helsinki, FS. Statistics Finland, Environment 1996:13.
- Powell, J.C.; Pearce D.W. and Craighill A.L. 1997. Approaches to valuation in LCA impact assessment. *Int. J. LCA* 2(1): 11-15.
- Seppälä, J. 1999. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. En: Klöpffer, W.; Hutzinger, O. editors. *LCA Documents*. Volumen 4. Bayreuth, D. Ecoinforma Pr.
- Sonesson, U.; Björklund, A.; Carlsson, M. y Dalemo, M. 2000. Environmental and economical analysis of management of biodegradable waste. *Resources, Conservation and Recycling* 28: 29-53.
- Spandaro, J.V. y Rabl, A. 1999. Estimates of real damage from air pollution: Site dependence and simple impact indices for LCA. *Int. J. LCA* 4(4): 229-243.

- Steen, B. 1999. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 –Models and data of the default method. CPM Report 1999: 5. Chalmers University of Technology. Göteborg, Sweden.
- Steen, B. 1999a. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000: General system characteristics. Göteborg, S.: Chalmers Univ. of Technology. Centre for Environmental Assessment of Product and Material Systems (CPM). CPM Report 1994:4.
- Steen, B. 1999b. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000: Models and data of the default method. Göteborg, S.: Chalmers Univ. of Technology. Centre for Environmental Assessment of Product and Material Systems (CPM). CPM Report 1995:5.
- Steen, B. y Ryding S.O. 1992. The EPS Environmental accounting method. An application of environmental accounting principles for evaluation and valuation of environmental impact in product seding. Rapport B 1080. IVL. Stockholm, Sweden.
- Tellus Institute. 1992. The Tellus packaging study. Boston MA, USA: Tellus Institute.
- Turner, R.K.; Pearce, D. y Bateman, I. 1994. Environmental economics, an elementary introduction. Hemel Hempsted, G.B. Harvester Wheatsheaf.
- van Beukering, F.; Oosterhuis, F.; Spaninks, F. 1998. Economic valuation in life cycle assessment. Amsterdam, NL. Vrije Universiteit, Institute for Environmental Studies. Working Paper W98/02.
- Vogtlander, J.G. y Bijma, A. 2000. The “Virtual Pollution Prevention Cost 99”. Int. J. LCA 5:113-124.
- Wackernagel, M. y Rees W. 1996. Our ecological footprint. Gabriola Island, B.C, Can. New Society.
- Wenzel, H.; Hauschild, M. y Alting, L. 1997. Environemntal assessment of products. Volume 1. Chapman & Hall. London, UK.
- White, A.; Savage, D. y Shapiro, K. 1996. Life.cycle costing: Concepts and applications. En: Curran M.A., editor. Environmental life cycle assessment. Chapter 7. New York. USA. McGraw-Hill.
- Wilson, B. y Jones, B. 1994. The phosphate report. London, G.B. Landbank Environmental Research and Consulting.
- Zuckerman, B. y Ackerman, F. 1994. The 1994 update of Tellus Institute packaging study impact assessment method. Boston, MA. USA: Tellus Institute.