

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA Y HUELLA DE CARBONO

CASOS PRÁCTICOS



Abril 2020

Autores

Gumersindo Feijoo
Grupo de Biotecnología Ambiental
Departamento de Ingeniería Química
Instituto de Investigación CRETUS
Escuela Técnica Superior de Ingeniería
Universidad de Santiago de Compostela
Correo-e: gumersindo.feijoo@usc.gal
LinkedIn & Twitter: @feijoo_costa

María Teresa Moreira
Grupo de Biotecnología Ambiental
Departamento de Ingeniería Química
Instituto de Investigación CRETUS
Escuela Técnica Superior de Ingeniería
Universidad de Santiago de Compostela
Correo-e: maite.moreira@usc.es

Páginas web:

Biogroup: www.usc.gal/biogroup
Departamento: www.usc.gal/enxqu
i-CRETUS: www.usc.gal/cretus
ETSE: www.usc.gal/etse



Índice

1. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA	4
1.1. Filosofía del ciclo de vida	4
1.2. Hacia una economía circular	7
1.3. Fundamentos del análisis de ciclo de vida	10
1.4. Definición de objetivos y alcance	11
1.4.1. Sistema y función del sistema	12
1.4.2. Unidad funcional	13
1.4.3. Reglas de asignación	15
1.5. Inventario de ciclo de vida	18
1.6. Evaluación del impacto ambiental	21
1.6.1. Metodologías de distancia al nivel objetivo: CML 2000	23
1.6.2. Metodologías de daño causado: Ecoindicator 99	24
1.6.3. Metodología ReCiPe	25
2. HUELLA DE CARBONO	26
2.1. TOP10 razones para su implementación	26
2.1.1. Sensibilización ambiental	28
2.1.2. Sensibilización social	29
2.1.3. Política ambiental empresarial	31
2.1.4. Información ambiental del producto	31
2.1.5. Definición de acción de mejora	31
2.1.6. Marketing	33
2.1.7. Competitividad	34
2.1.8. Legislación	34
2.1.9. Compra verde	36
2.1.10. Ventas	36
2.2. Metodologías de cálculo	38
2.2.1. ISO 14067	40
2.2.2. Metodología PAS 2050	40
2.2.3. GHG Protocol	41
3. CASOS PRÁCTICOS	42
3.1. Análisis comparativo de envases	42
3.2. Evaluación de escenarios para la producción de biogás	54
3.3. Huella de carbono del cultivo de mejillón	64
4. REFERENCIAS	72



1. ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

1.1 Filosofía del ciclo de vida

Con la revolución industrial se inició un cambio sustancial en los impactos ambientales asociadas a las actividades humanas, asociado a la explotación de recursos no renovables y la generación de residuos contaminantes. Tras la II Guerra Mundial surgió la idea de que los objetivos de producción industrial y calidad del medio ambiente eran elementos que difícilmente avanzaban en la misma dirección. La preocupación por la preservación del medioambiente se hace cada vez más evidente tal y como se evidencia en la publicación en 1962 del libro “Primavera Silenciosa” de Rachel Carson, en el que se plantea la variable ambiental a partir de bases científicas (Carson, 1994).

La presión de la sociedad y su mayor concienciación con el medioambiente han hecho posible que se produjese un giro copernicano desde el punto de vista legislativo, lo cual ha obligado a que cada actividad sea desarrollada bajo el principio del respeto al ecosistema en el que se encuentra implantada. Como respuesta a este reto, se han introducido o adaptado diversas tecnologías capaces de tratar los residuos tanto industriales como urbanos en lo que se consideran tratamientos “fin de línea”. Esta estrategia se ha demostrado con el tiempo ineficaz, pues tenía únicamente una perspectiva puntual o local de la contaminación, de forma que no permite minimizar las cargas contaminantes y, por tanto, aumenta el coste de tratamiento a niveles económicos que pueden llegar a ahogar la propia actividad industrial (Leonard, 2010).

En el año 1972 se celebró en Estocolmo la primera Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente, en la que participaron 113 países. La celebración de esta reunión puso de manifiesto el reconocimiento mundial de la gravedad de los problemas ambientales y, como conclusión, se adoptó un plan de acción para salvaguardar y mejorar el medio ambiente en beneficio de las generaciones presentes y futuras. En 1983 la ONU estableció la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Este grupo de trabajo presidido por la primera ministra de Noruega (Gro Harlem Brundtland), conocido como Comisión Brundtland, realizó diversos estudios, debates y audiencias públicas en los cinco continentes durante casi tres años, los cuales culminaron con la publicación del documento llamado Nuestro Futuro Común o Informe Brundtland (WCED, 1987).

Dicho informe ha dado lugar a diferentes interpretaciones, pero todas coinciden en lo que se denomina la “Teoría de las tres dimensiones de desarrollo sostenible”, según la cual las medidas que se tomen en consideración deberán respetar el medio ambiente, ser económicamente viables y socialmente equitativas (Braungart y McDonough, 2005).

La introducción del referente medioambiental en la legislación, basado en los principios de desarrollo sostenible, acción preventiva, precautoria y corresponsabilidad, establecida a partir del Quinto Programa Marco de Acción Comunitaria de 1 de febrero de 1993: “Hacia un desarrollo sostenible”, ha promovido el desarrollo de tecnologías limpias, que permitan un



mayor ahorro de recursos naturales y el desarrollo de técnicas adecuadas para la eliminación de las sustancias peligrosas.

En este contexto se han desarrollado numerosas herramientas de gestión ambiental que con diferentes procedimientos buscan la minimización de los impactos ambientales asociados a productos/procesos/servicios (Hospido et al., 2007). Los objetivos y metas de cada una de ellas se pueden identificar a partir de un análisis esquemático en dos dimensiones: tecnología vs. Ubicación (Figura 1.1).

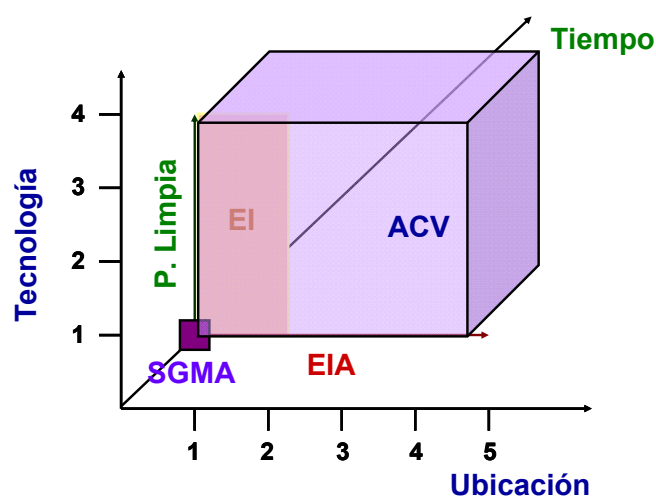


Figura 1.1. Objetivo de las herramientas de gestión ambiental en función de la tecnología, ubicación y dimensión temporal

Así, si el objetivo es identificar las cargas ambientales asociados a una fábrica (una tecnología ubicada en un espacio determinado) así como el establecimiento de una política ambiental en la empresa, la herramienta que cubre ese análisis son los sistemas de gestión medio ambiental (SGMA): norma UNE-EN ISO 14001 (Clements, 1997) y reglamento EMAS (Werner, 2000). En cambio, si la meta es la definición de la mejor ubicación para una tecnología, por ejemplo, el mejor itinerario para una autovía, los estudios de impacto ambiental (EIA) son más adecuados (Conesa et al., 2000). Por el contrario, si la minimización de los residuos pasa por implantar en la instalación las mejores tecnologías disponibles, aplicaría los principios de la producción limpia bajo la perspectiva de la prevención y control de la contaminación (Martínez-Bascarán, 2003). El concepto de ecología industrial (EI) representa una visión integrada del impacto ambiental de los sistemas industriales, donde una planta industrial no se analiza de forma individual, sino como parte de un conjunto, como parte de un sistema, de manera análoga a como una especie se estudia como parte de un ecosistema natural (Fullana y Puig, 2002). Esta herramienta tiene especial interés en el estudio de polígonos industriales, de forma que se establecen las sinergias entre las diferentes empresas. Por ejemplo, a la hora de diseñar una planta conjunta de tratamiento de residuos, que conlleve un mínimo consumo energético en la reducción de las emisiones del polígono.



No obstante, a veces es necesario considerar el ciclo de vida completo (dimensión temporal) de un producto o una actividad frente a una perspectiva más centrada en el control de las fuentes de emisión. Esta filosofía de ciclo de vida, también conocida como el enfoque “de la cuna a la tumba”, considera que todas las etapas involucradas en el ciclo de vida de un producto/actividad tienen una responsabilidad en las consecuencias ambientales del mismo y, por lo tanto, un papel que jugar (UNEP, 2003). Para poder considerar de una forma sistemática los impactos ambientales a lo largo del ciclo de vida de un producto/actividad, la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es la herramienta de uso más extendido.

En 1998 se publica la primera de las normas ISO¹ referidas a ACV: la norma ISO 14040:1998, que establece los principios y estructura de esta metodología. En años sucesivos aparecen otras normas ISO relacionadas con el ACV, entre las que destacan: ISO 14041:1999 (objetivo, alcance y análisis del inventario), ISO 14042:2001 (evaluación del impacto del ciclo de vida) e ISO 14043:2001 (interpretación del impacto del ciclo de vida). Estas normas han sido revisadas y reemplazadas por la ISO 14040:2006 (principios y marco de referencia) y por la ISO 14044:2006 (requisitos y directrices). En un plazo relativamente corto, el análisis del ciclo de vida se ha convertido en una metodología esencial para analizar la sostenibilidad de los productos y procesos, como lo demuestra el creciente número de artículos científicos (Figura 1.2).

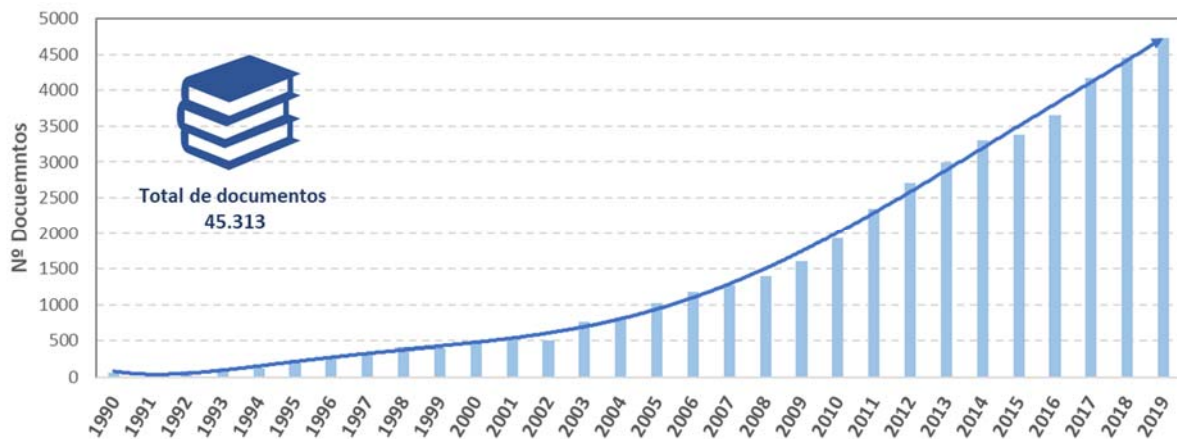


Figura 1.2. Número de publicaciones en la base de datos SCOPUS (motor de búsqueda: LCA)

¹www.iso.org



Un estudio bibliométrico sobre la investigación en ACV para el período 1998-2013 publicado en el "International Journal of Life Cycle Assessment" (Hou et al. 2015) sitúa a España en segundo lugar (7,9% de la producción mundial en artículos) y a la USC como líder de las universidades españolas en este ámbito y la sexta posición en el ranking mundial (Tabla 1.1)

Tabla 1.1. *Ranking por instituciones en publicaciones en Análisis de Ciclo de Vida (Hou et al., 2015)*

Ranking	Institución	País
1º	Technology Univ. of Denmark	Denmark
2º	Univ. of California Berkeley	USA
3º	Univ. of Tokio	Japan
4º	Univ of Michigan	USA
5º	ETH	Switzerland
6º	Univ. Santiago de Compostela	Spain
7º	Univ. Autonoma de Barcelona	Spain
8º	Univ. Rovira i Virgili	Spain
9º	Carnegie Mellon University	USA
10º	INRA	France

Además, el artículo señala que las dos líneas de colaboración más fructíferas son las que se establecen entre las universidades de Santiago de Compostela y Autónoma de Barcelona, y entre las universidades de Michigan (USA) y Tsinghua Univ (China).

1.2 Hacia un Economía Circular

La filosofía del ciclo de vida está directamente vinculada al concepto de Economía Circular, donde el objetivo es transformar el sistema de producción y toda su cadena de valor de manera que se integre una perspectiva "de la cuna a la cuna" (Figura 1.3). Es por ello que el enfoque trata de la evolución de una economía de reciclaje basada en el concepto de las 3R (Reducir, Reutilizar y Reciclar) a un sistema Multi-R, donde se introducen conceptos como repensar, rediseñar, reparar, recuperar..., de manera que el ciclo técnico de los materiales sea similar al ciclo biológico que tiene lugar en los ecosistemas naturales.

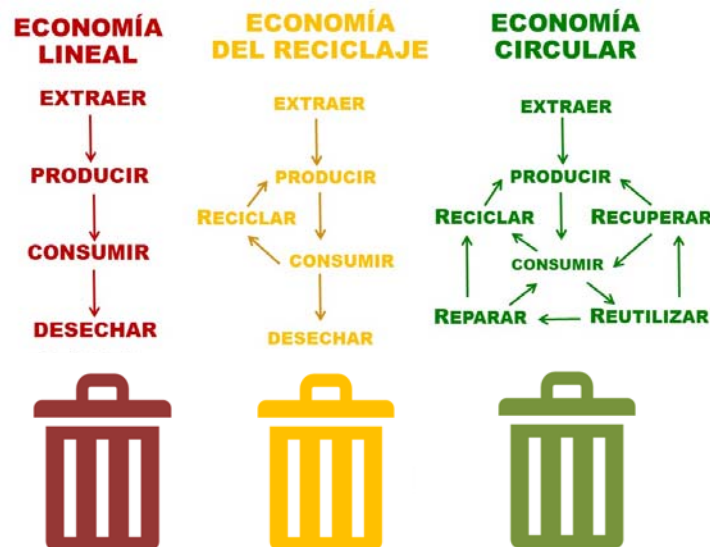


Figura 1.3. Hacia una Economía Circular: “de la cuna a la cuna”

La Unión Europea emitió el 11 de marzo de 2020 la “COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO EUROPEO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES” sobre el “Nuevo Plan de acción para la economía circular por una Europa más limpia y más competitiva”² que junto con el Plan Verde Europeo³ son los dos ejes básicos sobre los que se fundamenta la nueva política estratégica ambiental europea. Los distintos países y regiones de la Unión Europea están traduciendo estas directrices en diversos planes de acción o estrategias; por ejemplo, la Comunidad Autónoma Gallega aprobó en diciembre de 2019 la Estrategia de Economía Circular 2020-2030⁴.

La Economía Circular presenta también un nuevo paradigma que establece nuevos modelos productivos (Figura 1.4):

- **Suministros circulares.** Uso de energía renovable, biomasa o materiales con potencial de reciclaje en vez de recursos no renovables. Por ejemplo, las empresas de la industria química están cambiando sus procesos para asegurar que sus productos (Bello et al., 2018), con funciones análogas, provengan de materiales renovables: este es el caso de los biocombustibles.
- **Recuperación de recursos.** Obtención de energía y recursos a partir de residuos. Este enfoque considera la recuperación del valor de un producto al final de su ciclo de vida para su uso en un nuevo ciclo. Las soluciones van desde la simbiosis industrial al reciclaje integrada en ciclos cerrados o de sistemas “Cuna a la Cuna”. Este modelo es

² https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:9903b325-6388-11ea-b735-01aa75ed71a1.0018.02/DOC_1&format=PDF

³ <https://ec.europa.eu/environment/circular-economy/>

⁴ https://www.researchgate.net/publication/335422078_2019_Estrategia_Galega_de_Economia_Circular



especialmente adecuado para empresas que producen grandes volúmenes de residuos o que pueden recuperar y reprocesar residuos de forma rentable (Lijo et al., 2015)

- **Extensión de la vida útil.** Implantación del diseño sostenible para ampliar el ciclo de vida de productos y componentes mediante su reparación, actualización o reventa. La ampliación del uso de los productos también genera ingresos adicionales (González-García et al. 2011).



Figura 1.4. Modelos de negocio basados en la Economía Circular

- **Uso compartido de plataformas.** Aumento del nivel de uso de los productos compartiendo tanto su uso como el acceso a su propiedad. Este modelo de negocio fomenta la colaboración entre los usuarios (individuos u organizaciones). De esta forma es posible compensar el exceso de capacidad o la falta de uso, aumentando la productividad y el valor que se aporta a los usuarios (Figura 1.5).



Figura 1.5. Diversos modelos de Car-Sharing



- Producto como servicio. Acceso a productos cuya propiedad se mantiene para internalizar los beneficios generados por la productividad de recursos circulares. Este modelo ofrece una alternativa al modelo tradicional de comprar y tener, ya que uno o más clientes utilizan los productos según el contrato de arrendamiento o de pago por uso. Así pues, la longevidad, la reutilización y el uso compartido de un producto ya no se consideran riesgos, sino más bien aspectos que pueden aumentar los ingresos y/o reducir los costes (Pereira et al., 2018).

1.3 Fundamentos del análisis de ciclo de vida

La norma UNE-EN ISO 14.040:2006⁵ define el ACV como: “una técnica para evaluar los aspectos ambientales y los posibles impactos asociados a un producto mediante la recopilación de un inventario de las entradas y salidas relevantes de un sistema, la evaluación de los potenciales impactos medioambientales asociados a esas entradas y salidas y la interpretación de los resultados de las fases de análisis y evaluación de impacto de acuerdo con los objetivos del estudio”.

De esta definición se deduce que el ACV es un instrumento que puede utilizarse para evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, proceso o actividad teniendo en cuenta su ciclo completo: “desde la cuna hasta la tumba”. Por lo tanto, para una determinada actividad el problema no sólo se limita a mi planta industrial, sino que también es necesario establecer cuál es la parte alícuota de contaminación de todas las actividades previas y posteriores que “mi” producto determina. Por ejemplo, el transporte del producto hasta los consumidores se realiza normalmente mediante camiones que producen emisiones de gases a la atmósfera por tonelada y por km recorrido, lógicamente esas emisiones deben ser atribuidas a “mi” producto. Todo esto es posible mediante la identificación y cuantificación de las materias primas, la energía y los residuos vertidos al medioambiente. Sin embargo, el ACV no sólo permite la cuantificación de impactos ambientales a través de una metodología de evaluación objetiva, sino que también se aplica como estrategia de mejora de producto (Fullana y Puig 1997).

La metodología de ACV se aplica en tres ámbitos principales (Baumann y Tillman 2004):

- Toma de decisiones
 - ✓ Diseño y desarrollo de productos y procesos
 - ✓ Compras
 - ✓ Información en la definición de estrategias ambientales y leyes ambientales
- Investigación y desarrollo:
 - ✓ Caracterización de sistemas de producción
 - ✓ Identificación de acciones de mejora
 - ✓ Selección de indicadores ambientales
- Marketing
 - ✓ Ecoetiquetado

⁵ ISO 14040:2006 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework



✓ Declaración de productos “ecológicos”

El ACV consta de diversas fases interrelacionadas (Figura 1.6):

- Definición de objetivos y alcance del estudio
- Análisis de inventario
- Evaluación de impacto
- Interpretación de resultados



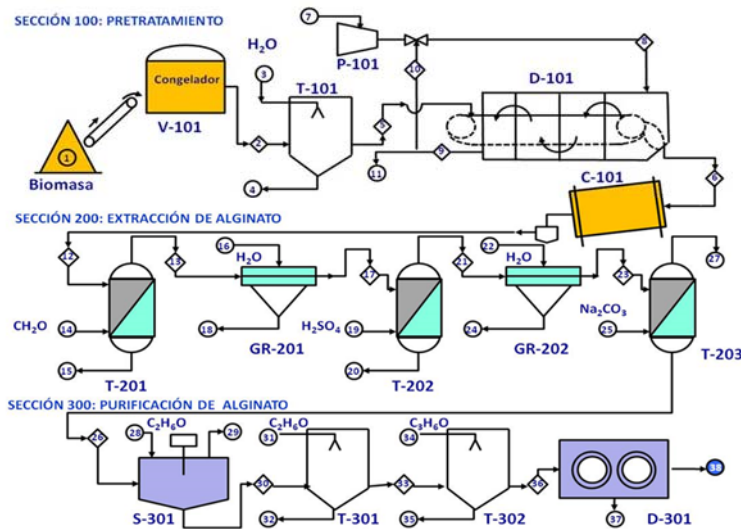
Figura 1.6. Etapas y aplicaciones de la metodología del análisis de ciclo de vida

1.4 Definición de objetivos y alcance

La etapa de definición de objetivos y alcance (Figura 1.7) incluye una definición adecuada del sistema o sistemas a estudiar y de sus límites, así como las necesidades de búsqueda de datos, las hipótesis de partida y el nivel de detalle que se abordará. Se deben considerar aspectos como el alcance geográfico y temporal y las estimaciones de la variabilidad de los datos que se pueden aceptar para la correcta realización del estudio (Feijoo et al., 2007).



Definición de Objetivos y Alcance



Criterios de corte

Asignación

Límites

Función

Sistema

Hipótesis

Unidad funcional

Modelización

Figura 1.7. Definición de objetivos y alcance. Se incluye un ejemplo de sistema

El primer paso consiste en definir el propósito del estudio, ya que se llevará a cabo de manera diferente dependiendo de la información que esperamos obtener de él. ¿Cuáles son las razones para llevar a cabo un ACV y cómo se utilizarán los resultados? ¿Qué tipo de decisión se tomará en base a las conclusiones del estudio y qué tipo de información necesitaremos y con qué detalle? ¿Se compararán los productos o servicios entre sí o con un estándar (ecoetiqueta)? ¿Se pretende una mejora ambiental y los resultados se utilizarán internamente en la empresa o se harán públicos? ¿A quién se dirigirá la información? (Fullana y Puig 1997).

1.4.1 Sistema y función del sistema

El alcance del LCA se debe definir a continuación. Esto incluye una definición apropiada del sistema o sistemas a estudiar y sus límites (Figura 1.7), así como los requisitos de búsqueda de datos, las hipótesis iniciales y el nivel de detalle que se debe abordar. Además, deben considerarse aspectos como el alcance geográfico y temporal y las estimaciones de la variabilidad de los datos que pueden aceptarse para la correcta realización del estudio. A la hora de establecer los límites se pueden considerar las siguientes reglas heurísticas (Baumann y Tillman, 2004):

- Límites relativos a sistemas naturales
 - Relativos a la cuna
 - Para materias primas no renovables es relativamente fácil establecer la cuna, ya que correspondería a la primera extracción.



- En cuenta a los recursos renovables, no se ha resuelto todavía de forma satisfactoria. Por ejemplo, el suelo es parte de la naturaleza (emisiones) o parte de un sistema técnico (agricultura), o de ambos.
- Relativos a la tumba
 - Los vertederos de residuos son sistemas que dependen claramente de la variable tiempo.
- Límites geográficos
 - Diferentes partes del ciclo de vida ocurren en diferentes partes del mundo; por tanto, los factores de asignación de impactos variarán.
 - El perfil de generación de energía eléctrica y la gestión de residuos varían de una región a otra.
 - Sensibilidad del impacto depende en cierta medida del carácter geográfico.
- Límites temporales
 - Impacto de las cargas ambientales, las cuales pueden ser función del tiempo debido a los efectos acumulativos.
- Límites relacionados con características técnicas del sistema
 - Criterios de corte poseen diferentes interpretaciones
 - Los impactos ambientales asociados a ciertas partes o subsistemas de un ciclo de vida dado pueden ser prácticamente despreciables frente al ciclo de vida completo
 - Realización de análisis “cuna a la puerta” o “puerta a puerta”
 - Implicaciones con otros ciclos de vida, lo cual requiere aplicar procesos de asignación.

La función del sistema en un parámetro clave en los estudios de análisis de ciclo de vida, dado que el parámetro de referencia para la cuantificación de los datos de materia y energía y, por lo tanto, los impactos finales asociados.

1.4.2 Unidad funcional

El siguiente paso es identificar lo que se quiere analizar y cómo se puede expresar, de manera que sea posible asociar las entradas y salidas del sistema a una unidad de referencia. En otras palabras, se debe definir la unidad funcional del sistema (Muñoz et al., 2005). En sentido matemático, la unidad funcional sirve de referencia para las entradas y salidas del sistema, de manera que asegura que éstas puedan ser comparadas con las entradas y salidas de otro sistema a la hora de realizar estudios comparativos (ISO 14044:2006).

La definición de la unidad funcional es uno de los puntos clave en la primera fase de un estudio de ACV, especialmente importante cuando se trata de estudios comparativos (Fleischer y Schmidt, 1996). El punto de partida de un estudio de ACV puede ser un producto específico, un objetivo o la necesidad de realizar una determinada función. Dado que la metodología de ACV se desarrolló históricamente desde una perspectiva de análisis de productos, es muy común encontrar la unidad funcional definida desde esta perspectiva. El primer paso es seleccionar la función (o funciones) más relevante. Obviamente, esta selección sólo tendrá



sentido si se conocen las funciones del producto (o servicio) y cuál es su importancia relativa. El proceso de selección, es decir, la decisión de qué función se considera relevante, dependerá del objetivo y el alcance del estudio. Es posible considerar propiedades cualitativas en la función del producto de forma que se identifican los parámetros necesarios para la descripción del sistema (Ruhland et al., 2000).

Normalmente se consideran unidades de tipo físico (base de cálculo) a las que se refieren todas las entradas y salidas del sistema. Así, para el caso de una industria de producción de polímeros, el objeto de estudio puede definirse como: 1 g de polímero o 100 kg de polímero. Si quisiéramos comparar la función de dos polímeros diferentes, sería pertinente definir la función que comparten ambos productos, por ejemplo, "envasar agua mineral", lo que nos lleva a la unidad funcional a estudiar: "'x' gramos de cada polímero analizado para envasar 1,5 L de agua" (González et al., 2007). Otro ejemplo sería la comparación entre un automóvil de gasolina y uno de diésel (Figura 1.8), donde la unidad funcional sería el número de litros necesarios para recorrer 100 km.

The image shows a screenshot of a blog post from EL PAÍS. The header includes the EL PAÍS logo and navigation tabs for PORTADA, INTERNACIONAL, POLÍTICA, ECONOMÍA, CULTURA, SOCIEDAD, and DEPORTES. Below the header, it says 'EL PAÍS SEMANAL BLOGS'. The main title of the article is '¿Qué contamina más un coche eléctrico o uno de gasolina?' by Clemente Álvarez, dated 31 de enero de 2014. There is a side box titled 'ECOLABORATORIO' with a description: 'Como si mirásemos por el ocular de un microscopio. Ecolaboratorio es un blog ambiental que trata de ver más de cerca todo aquello que nos rodea. En este particular laboratorio se buscan respuestas a las cuestiones más enrevesadas que nos asaltan de forma cotidiana.' Below this text is an icon of a laboratory flask with a plant inside. At the bottom of the article, there is a side image of a white hatchback car.

Figura 1.8. Unidad funcional para la comparación del impacto ambiente de un coche de gasolina (8 L a los 100 km) y de uno diésel (6 L a los 100 km)⁶

1.4.3 Reglas de asignación

Un elemento clave en un estudio de ACV es obtener un inventario representativo y reproducible del sistema en estudio. Esto implica una buena calidad de los datos manejados - medidas exhaustivas-, así como una correcta asignación de los mismos a cada uno de los subsistemas que conforman el objeto de la evaluación ambiental. Por lo tanto, se establecerá una relación causa-efecto entre el consumo de materias primas, la generación de residuos y las emisiones del sistema con la actividad o proceso que da lugar a la función cuyo análisis se pretende realizar. En el caso de sistemas de un solo producto o un solo proceso (procesos unificados), esta asignación es inmediata.

⁶ <http://blogs.elpais.com/eco-lab/2014/01/que-contamina-mas-un-coche-electrico-o-uno-de-gasolina.html>



Sin embargo, el problema surge cuando se dispone de datos globales de entrada y salida de un sistema que genera más de un producto (procesos multifuncionales) o funciones que influyen en más de un ciclo de vida (procesos de reciclado en sistemas abiertos) (Feijoo et al., 2005). Los procesos multifuncionales se definen como aquellos cuya función requiere la concurrencia de más de un proceso (Ekvall y Finnveden, 2001):

- Procesos de producción con más de un producto
- Tratamiento de residuos con más de un flujo de residuos o generación de energía.

En este tipo de sistema, es necesario resolver la decisión de asignación o distribución de las cargas ambientales a cada uno de los productos o procesos investigados, de acuerdo con las siguientes reglas (Feijoo et al., 2005):

- En la medida de lo posible, es aconsejable evitar la asignación, para lo cual se pueden elegir dos alternativas: a) subdividir el proceso multifuncional de manera que los datos de entrada y salida de materia y energía puedan establecerse independientemente para cada uno de los subprocesos (Rivela et al., 2004); (b) realizar una expansión del sistema (Ekvall y Finnveden, 2001) de manera que se incluyan funciones adicionales vinculadas a los coproductos, teniendo en cuenta los requisitos establecidos para las definiciones e hipótesis planteadas en la función principal del producto.
- Cuando no pueda evitarse la asignación, se recomienda que los insumos y los productos se dividan entre los diferentes productos o funciones, de modo que estas divisiones reflejen las relaciones físicas subyacentes entre ellos, es decir, deben reflejar la forma en que las entradas y salidas se modifiquen por los cambios cuantitativos en los productos o funciones del sistema. En la Figura 1.9 se muestra un ejemplo sencillo de asignación por masa de productos para un sistema de producción de ácidos tricarboxílicos a partir de la fermentación de glucosa por *Aspergillus niger*.

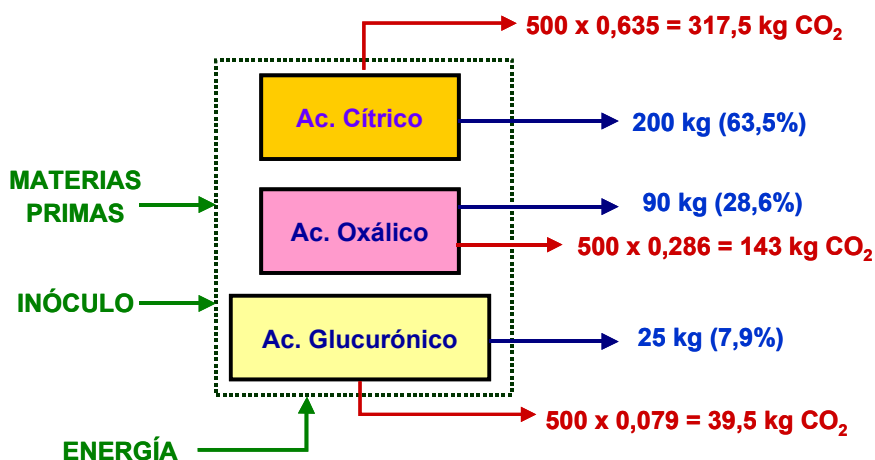


Figura 1.9. Asignación de emisiones en función de los coeficientes de reparto másicos.



El proceso de producción emite unos 500 kg de CO₂ que se asignan en función de los coeficientes de reparto por masa de productos: 63,5, 28,6 y 7,9% para ácido cítrico, ácido oxálico y ácido glucurónico, respectivamente.

- Cuando no sea posible establecer o utilizar una relación física causa-efecto como base para la asignación, esta asignación podrá fundamentarse en otro tipo de relaciones en las cargas ambientales y funciones como, por ejemplo, la relación entre el valor económico de los co-productos (Guinée et al. 2004).

La Figura 1.10 describe un sistema simplificado para la producción de sosa cáustica, el cual incluye dos subsistemas principales: (1) producción de NaCl y (2) electrólisis de NaCl. Este último subsistema genera realmente tres co-productos: NaOH, Cl₂ e H₂.

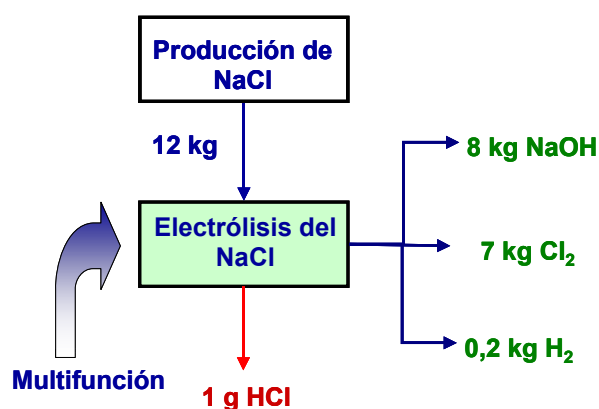


Figura 1.10. Co-producción de sosa cáustica, cloro e hidrógeno.

Como carga ambiental más relevante se encuentra la emisión de ácido clorhídrico que debemos “repartir” entre los tres co-productos al no poder realizar una asignación individualizada. Dada la naturaleza de los tres co-productos la mejor opción es una asignación en función de unos factores de reparto económico.

A partir de los precios de cada uno de los co-productos se pueden establecer los coeficientes de repartos económicos para este sistema (Tabla 1.2). Con estos coeficientes el proceso multifuncional de electrólisis de cloruro sódico puede ser asignado en tres diferentes procesos unifuncionales, cada uno de los cuales está interrelacionado con los mismos procesos unifuncionales aguas arriba del proceso (Figura 1.11).

Tabla 1.2. Cálculo de los coeficientes de reparto económicos en la producción de sosa cáustica

Co-producto	Cantidad (kg)	Precios (€/kg)	Importe (€)	Factor de asignación (%)
NaOH	8,00	1,75	14,00	70,84
Cl ₂	7,00	0,82	5,74	29,04
H ₂	0,20	0,12	0,02	0,12

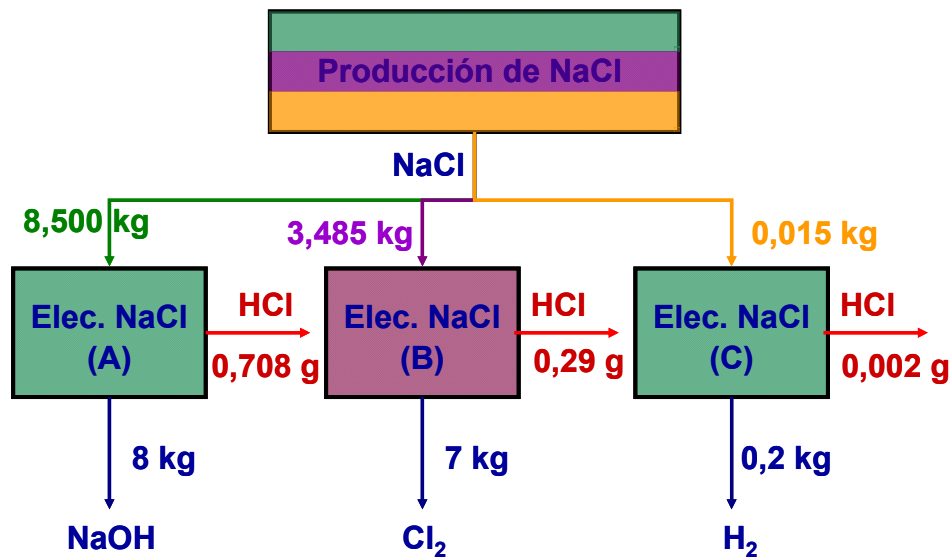


Figura 1.11. Distribución de cargas ambientales (1 g HCl) en función de los factores de reparto obtenidos por una asignación económica.

1.5. Inventario de ciclo de vida

Este componente del ACV es un proceso técnico basado en datos para cuantificar la energía y los materiales consumidos, las emisiones al aire y al agua, los residuos sólidos y cualquier otro vertido al medio durante el ciclo de vida completo de un producto, proceso, material o actividad. En un sentido amplio, el inventario empieza en las materias primas y acaba con la gestión final de los residuos del producto.

El ICV incluye las siguientes etapas (Fava et al., 1991):

- Construcción del diagrama de flujo de acuerdo a los límites del sistema establecidos en la etapa de definición de objetivos y alcance.
- Recolección de datos de todas las actividades en el sistema de producción. Es necesario establecer el origen de esos datos: bibliográficos y/o medidas in situ; en este último caso, se debe indicar la metodología empleada.
- Cálculo de las cargas ambientales referidas a la unidad funcional.
- Normalización de los datos en términos de unidades.
- Balances de materiales, que permiten la interrelación de entradas y salidas entre los diferentes subsistemas.
- Cuantificación de los flujos de salida del sistema a la naturaleza o tecnosfera.
- Inventario global.
- Documentación de los cálculos.

Un diagrama flujo general del inventario de ciclo de vida ha sido propuesto en 1991 por la SETAC (Fava et al., 1991), que abarca todas las fases del ciclo de vida de un producto (Figura 1.12). La recogida de datos de inventario, sin duda la etapa que más tiempo y recursos consume en la elaboración de un ACV, será diferente en cada situación concreta. Así, la



adquisición de datos puede dividirse en los siguientes grupos (Feijoo et al., 2007): (i) medidas directas; (ii) documentos publicados, (iii) fuentes electrónicas y (iv) comunicaciones personales.

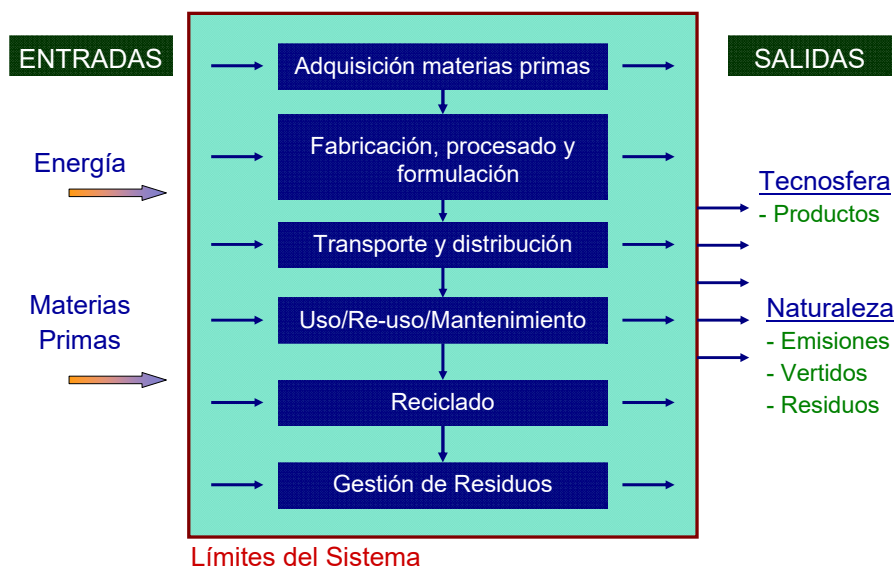


Figura 1.12. Diagrama de flujo estándar del inventario de ciclo de vida

Entre todas estas fuentes de información, las bases de datos han sido y siguen siendo una de las vías fundamentales para encontrar los datos de inventario necesarios para realizar un ACV. Existen diversas sistematizaciones en la expresión de los datos, una de las más utilizadas es la definida por la "Society for the Promotion of Life Cycle Assessment Development" (SPOLD), que indica la referencia de los datos de entrada y salida desde o a la naturaleza y desde o a la tecnosfera (Tabla 1.3).

Tabla 1.3. Hoja de inventario definida por la SPOLD

ENTRADAS	
Desde la tecnosfera	Desde la naturaleza
Materiales y combustibles (kg)	Materias primas y combustibles crudos (kg)
Electricidad (MJ)	
SALIDAS	
A la tecnosfera	A la naturaleza
Productos y co-productos (kg)	Emisiones



Uno de los principales problemas que afectan a la aplicación de los instrumentos de gestión ambiental basados en la ACV radica en la fiabilidad de los datos sobre materias primas y emisiones en el inventario del ciclo de vida (Curran, 1996). Una situación óptima sería aquella en la que hubiera un amplio conocimiento del sistema a estudiar y en la que todos los datos de inventario necesarios fueran accesibles y se caracterizaran por ser representativos y fiables. Una clasificación de los tipos de incertidumbre de los datos sería (Huijbregts et al., 2001):

- Imprecisión de los datos. La inexactitud de los datos puede deberse a errores en los métodos de análisis o en las estimaciones y supuestos de los "expertos". Además, la medición de pocos datos, tanto geográfica como temporalmente, depende del proceso desarrollado.
- Ausencia de datos, que abarca tanto la ausencia completa de datos como la ausencia de datos representativos de datos del sistema bajo análisis.

Por lo general, la falta de datos radica en los flujos económicos de los procesos y sus emisiones al medio ambiente. Generalmente, esta falta de información en los ICV se resuelve con una asignación "cero", lo que significa un menor impacto ambiental. Una posible alternativa para la estimación de los datos necesarios en los ICV consiste en utilizar la información de ese sistema "con mayor similitud" (por ejemplo, en lo que respecta a las propiedades físico-químicas). Otra opción es reemplazar el elemento objetivo por los principales ingredientes del mismo. Por otra parte, la comparación entre las entradas y estequiometría de los procesos con la composición del producto revela la falta de datos en la lista de los parámetros de salida. La resolución de los respectivos balances de materia y energía permite corregir estos errores. La principal desventaja radica en la sobreestimación de las pérdidas materiales con un alto impacto ambiental, así como en la determinación de una tasa errónea de generación de residuos y emisiones.

Un procedimiento típico para trabajar con la calidad de los datos es etiquetar los datos recogidos mediante los denominados Índices de Calidad de los Datos (ICD). En la literatura existen varios ejemplos de ICD (Weidema y Wesnaes 1996; von Bahr, 2001), basados en la filosofía de la matriz de Leopold (1971) de evaluación de impacto ambiental, que permite asignar valores numéricos (y, por tanto, calcular un índice) a partir de criterios cualitativos. En la Figura 1.13 se muestra como ejemplo una cuantificación del ICD en función de tres criterios de calidad de los datos utilizados en el inventario: Temporal, Geográfico y Tecnológico. El carácter temporal hace referencia a la antigüedad de los datos primarios y/o secundarios, penalizándose cuanto más antiguo sean, pues la probabilidad en la incertidumbre de los resultados será mayor con el mayor desfase temporal de los datos utilizados. El carácter geográfico se refiere a la proximidad al área real de nuestro sistema, pues pueden existir aspectos logísticos que sean determinantes. Por último, el carácter tecnológico se refiere al proceso en sí mismo, pues los rendimientos y la eficiencia depende en gran medida de la tecnología utilizada.






Valor	Criterio		
	 Temporal	 Geográfico	 Tecnológico
1	Menos de 3 años de diferencia respecto del año de estudio	Datos del área de estudio	Datos de la empresa, proceso y materiales bajo análisis
2	Menos de 6 años	Valores medios de una región amplia donde se incluye la analizada	Datos de procesos y materiales bajo estudio, pero de empresas o industrias diferentes
3	Menos de 10 años	Datos de un área con similares condiciones de producción	Datos de procesos y materiales bajo estudio, pero con diferente tecnología
4	Menos de 15 años	Datos de un área con poca correlación a las condiciones estudiadas	Datos de procesos o materiales bajo estudio, pero con diferente tecnología
5	Edad de los datos desconocida, o más de 15 años de diferencia	Datos de un área desconocida o de un área condiciones totalmente diferentes	Datos de proceso y materiales similares y de tecnología diferentes

Figura 1.13. Evaluación de la calidad de los datos

1.6 Evaluación ambiental del inventario de ciclo de vida

Esta tercera fase consta a su vez de una serie de etapas (Figura 1.14):

- Selección de las categorías ambientales. Existen diferentes metodologías para la evaluación del impacto del ciclo de vida, cada una de las cuales establece una serie de categorías ambientales a analizar, por ejemplo, calentamiento global, eutrofización, acidificación, toxicidad, etc.
- Clasificación. La clasificación supone la asignación de las cargas ambientales de todos los datos del inventario a las distintas categorías previamente seleccionadas en función de las consecuencias ambientales esperadas de la carga ambiental en cuestión, es decir, de cada sustancia consumida o emitida. Por ejemplo, para un inventario determinado al cotejar los datos y la lista de compuestos susceptibles de causar impacto en la categoría de calentamiento global, el resultado de la clasificación en esta categoría podría ser 20 kg CO₂ y 2 kg CH₄.

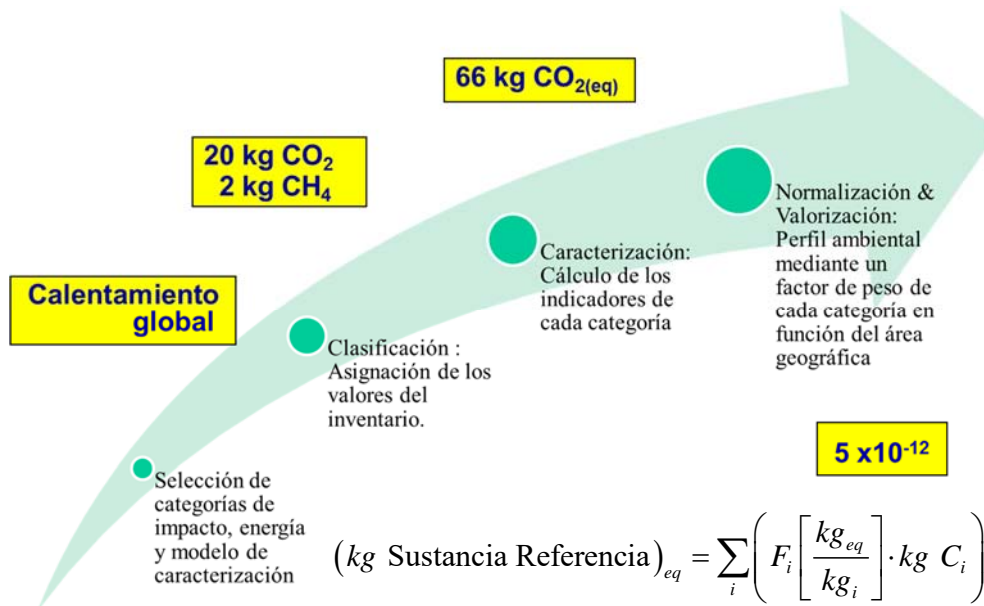


Figura 1.14. Etapas en la evaluación del inventario del ciclo de vida

- Caracterización. Implica la aplicación de modelos para obtener un indicador ambiental en cada categoría de impacto, unificando a una única unidad de referencia todas las sustancias clasificadas dentro de cada categoría mediante el empleo de factores de peso o equivalencia. Siguiendo con el ejemplo descrito en la clasificación, en la etapa de caracterización para la categoría de calentamiento global (aplicando factores de caracterización a un horizonte de 100 años)⁷ se obtendría:

$$kg \text{ CO}_{2(eq)} = kg \text{ CO}_2 \times F_{CO_2} + kg \text{ CH}_4 \times F_{CH_4} = 20 \times 1 + 2 \times 23 = 66$$

- Normalización. Consiste en la evaluación del perfil ambiental generado en los pasos anteriores, mediante el establecimiento del peso de cada categoría. Esta etapa permite la “adimensionalización” de las categorías y la comparación entre las mismas. El valor obtenido en cada categoría se puede relativizar respecto a una cantidad de referencia, el cual puede ser, por ejemplo, el valor de aquella categoría en cuestión para el conjunto de la actividad mundial, o del país, o de la región donde se realiza el estudio. El cálculo de normalización para el ejemplo considerado en la categoría de calentamiento global (factor de normalización de 7,57 10⁻¹⁴) sería:

$$Impacto Normalizado = kg \text{ CO}_{2(eq)} \times F_{normalización} = 66 \times 7,57 \cdot 10^{-14} = 5 \cdot 10^{-12}$$

⁷ Tomando como factores de caracterización (expresado como kg CO₂eq/kg sustancia) para el dióxido de carbono un valor de 1 y para el metano un valor de 23.



- Valoración o ponderación. Permite determinar, cualitativa o cuantitativamente, la importancia relativa de las distintas categorías de impacto con la finalidad de obtener un resultado único o índice ambiental. La valoración o ponderación entre categorías es un paso con un cierto grado de subjetividad y rara vez se lleva a cabo. La razón es que es necesario hacer juicios subjetivos y, por la misma razón, críticas. Se trata de decidir qué categoría es más perjudicial y en qué proporción con las demás. ¿Cuál es más importante, el calentamiento global o la acidificación del agua?

Comúnmente, después de la obtención de indicadores se procede a la identificación y jerarquización de las posibles actuaciones que impliquen la reducción de los impactos o de las cargas ambientales del sistema que previamente se calcularon. Para mejorar el sistema en estudio, primero deben identificarse las áreas de posible mejora. Dentro de éstas, el ACV ayuda a identificar aquellas que pueden llevar globalmente a una mejora o las que casi no afectan al conjunto y con las cuales no merece la pena asumir el coste requerido; mientras que el conocimiento del sistema permitirá identificar aquellas opciones de mejora más rápidas y sencillas. Las diferentes metodologías de evaluación de impacto de ciclo de vida se pueden agrupar en dos grandes grupos en función de su objetivo final:

- A. Evaluación del impacto ambiental. Son metodologías que tienen como resultado la definición de un perfil ambiental, mediante la cuantificación del efecto ambiental sobre diversas categorías (acidificación, destrucción capa de ozono, etc.), del producto/proceso/servicio analizado. En contraposición al segundo grupo de metodologías, alcanzan sólo la evaluación de los efectos indirectos o intermedios sobre el ser humano (“Midpoints”). También se conoce estas metodologías como de distancia al nivel objetivo.
- B. Evaluación del daño. Son metodologías que analizan el efecto último (“Endpoints”) del impacto ambiental, esto es, tratan de identificar y definir el daño causado al hombre y a los sistemas naturales.

1.6.1 Metodologías de distancia al nivel objetivo: CML 2000

Este método es una actualización del método CML publicado en 1992 por el “Centre of Environmental Science” de la Universidad holandesa de Leiden (Heijungs, 1992). La guía del CML proporciona una lista de categorías de impacto agrupadas (Guinée et al., 2001): (i) obligatorias (categorías usadas en la mayoría de ACVs); (ii) adicionales (los indicadores existen, pero no se incluyen frecuentemente en los estudios de ACV) y (iii) otras categorías de impacto.

En concreto las categorías de impacto obligatorias son las siguientes:

1. Acidificación. El potencial de acidificación por emisiones al aire se calcula con el modelo adaptado RAINS 10 (simulación e información de la acidificación regional) (Edwards y Hutton, 1999), que describe la deposición y destino de las sustancias acidificantes. Este modelo ha sido desarrollado por el Instituto Internacional de



Análisis de Sistemas Aplicados y analiza los costes de deposición del SO_2 y de los NO_x . Los factores de caracterización en este caso se expresan como $\text{kg de SO}_{2(\text{eq})}/\text{kg emisión}$. El horizonte temporal es infinito y la escala geográfica varía entre la local y la continental.

2. Agotamiento de la capa de ozono. La unidad de referencia son $\text{kg CFC-11}_{(\text{eq})}$, siendo el ámbito geográfico del indicador global y el horizonte temporal infinito. El modelo para la etapa de caracterización que se utiliza es el desarrollado por Organización Meteorológica Mundial.
3. Agotamiento de los recursos abióticos. Esta categoría está relacionada con la extracción de minerales y combustibles fósiles. El factor de agotamiento de recursos se determina para cada extracción de mineral o combustible fósil (la unidad de referencia es $\text{kg Sb}_{(\text{eq})}$) basándose en la concentración de las reservas y el índice de desacumulación. El ámbito geográfico de este indicador es mundial.
4. Calentamiento global. Esta categoría se caracteriza basándose en el modelo desarrollado por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (Nakicenovic et al., 1998). Los factores de caracterización para el calentamiento global potencial se expresan en $\text{kg de CO}_{2(\text{eq})}/\text{kg de emisión}$ y tiene un horizonte temporal de 100 años. El ámbito geográfico de este indicador es global.
5. Eutrofización. El potencial de eutrofización se expresa en $\text{kg de PO}_{4(\text{eq})}^-/\text{kg de emisión}$. El destino y la exposición no están incluidos, el horizonte temporal es infinito y la escala geográfica varía entre escala local y continental (Gallego et al., 2010).
6. Toxicidad humana y Ecotoxicidad. El potencial ecotóxico se calcula con el modelo USES-LCA (Huijbregts, 1999), describiendo destino, exposición y efectos de sustancias tóxicas para un horizonte de tiempo infinito. Este modelo calcula la toxicidad potencial basándose en seis categorías de impacto (ecotoxicidad acuática en agua dulce y agua salada, ecotoxicidad en el sedimento de agua dulce y agua salada, ecotoxicidad terrestre y toxicidad humana) y cinco compartimentos emisores (aire, agua dulce, mar, suelo agrícola y suelo industrial). De la combinación de categorías y compartimentos se derivan 30 potenciales de toxicidad para cada sustancia. El potencial ecotóxico en el caso de esta categoría de impacto expresa en $1,4\text{-diclorobenceno}_{(\text{eq})}/\text{kg de emisiones}$. Este indicador se aplica a escala global, continental, regional o local.
7. Formación de foto-oxidantes. El potencial de creación de ozono fotoquímico por emisión de sustancias al aire se calcula con el modelo de trayectoria calculado por la UNECE (Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa) (UNECE, 2003). Este modelo analiza cargas y niveles críticos de varios contaminantes aéreos, así como sus efectos, amenazas y tendencias. El potencial de creación de ozono fotoquímico se expresa en $\text{kg de etileno}_{(\text{eq})}/\text{kg de emisión}$. El horizonte temporal es de 5 días y la escala geográfica varía entre la escala local y la continental.



1.6.2 Metodologías de daño causado: Ecoindicator 99

El Eco-indicator 99 es una actualización del Eco-indicator 95, que ha sido promovida por el VROM (Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment) (Goedkoop y Spriensma, 2000). El Eco-indicator 99 modela el daño para las emisiones en los procesos mediante el análisis de destino, exposición, análisis de efectos y finalmente el análisis de daños. Esta metodología permite el análisis ponderado desde tres perspectivas o modelos diferentes: jerárquico, individualista e igualitario.

Las características de daño consideradas por esta metodología son tres:

1. Daños a la salud humana: en esta categoría se incluyen el número y la duración de las enfermedades, y los años de vida perdidos debidos a la muerte prematura por causas ambientales. Las categorías de impacto aquí incluidas son: cambio climático, disminución de la capa de ozono, efectos cancerígenos y respiratorios (de compuestos orgánicos e inorgánicos) y radiación ionizante. Se expresa como el número de años de vida perdidos y el número de años que han sufrido una enfermedad. Ambos combinan bajo el nombre de “años de vida sometidos a una discapacidad” (DALYs), término también utilizado por el banco mundial y la OMS.
2. Daño a la calidad del medio ambiente: se incluyen el efecto sobre la diversidad de especies, especialmente en las plantas vasculares y los organismos sencillos. Entre las categorías de impacto que afectan a esta categoría están la ecotoxicidad, la acidificación, eutrofización y el uso del suelo. Se expresa como el número de especies desaparecidas en un área determinada durante un tiempo determinado. Esta definición no es tan homogénea como la definición de salud humana.
3. Daño a los recursos: en esta categoría se incluye la necesidad extra de energía requerida en el futuro para extraer mineral de baja calidad y recursos fósiles. La disminución de los recursos brutos, tales como arena y gravilla se incluyen dentro del uso del suelo. Se expresa como MJ de energía extra.

1.6.3 Metodología ReCiPe

Una de las metodologías que mayor consenso está teniendo entre la comunidad de usuarios del ACV se encuentra el método ReCiPe (2016) que aúna impactos a nivel objetivo y punto final. El nombre combina la palabra "receta" (récipe en inglés) del cálculo de impacto ambiental del ciclo de vida con las iniciales de las tres instituciones que han participado en su desarrollo: RIVM y Radboud University, CML y PRE Consultants. El método incluye 18 indicadores de distancia objetivo y 3 indicadores de destino final (Figura 1.15)



Figura 1.15. Método ReCiPe 2016. Relación entre los indicadores ambientales, las vías de daño y los indicadores de destino final



2. HUELLA DE CARBONO

2.1. TOP 10 razones para su implementación

El efecto invernadero es un proceso natural generado por ciertos gases (Tabla 2.1), que absorben la radiación infrarroja emitida desde la superficie de la Tierra e impiden que se escapen hacia el espacio exterior y, por tanto, atrapan el calor dentro del sistema de la troposfera terrestre. En la troposfera, la temperatura disminuye generalmente con la altura. En efecto, la radiación infrarroja emitida al espacio se origina en altitud a temperatura media de -19°C en equilibrio con la radiación solar neta de entrada, mientras que la superficie terrestre tiene una temperatura media mucho mayor, en torno a $+14^{\circ}\text{C}$. Un aumento en la concentración de gases de efecto invernadero produce un aumento de la opacidad infrarroja de la atmósfera y, por lo tanto, una radiación efectiva en el espacio desde una altitud mayor a temperatura más baja. Esto causa un desequilibrio que sólo puede ser compensado con un aumento de la temperatura del sistema superficie-troposfera. A esto se denomina “efecto invernadero aumentado” (IPCC, 2007)⁸.

Tabla 2.1. Características de los principales gases de efecto invernadero

Gas	Fuente emisora	Tiempo de vida	Porcentaje aportado al efecto invernadero
CO ₂	Combustibles fósiles, deforestación, destrucción de suelos	500 años	54
CH ₄	Ganado, biomasa, arrozales, escapes de gasolina, minería	7-10 años	12
N ₂ O	Combustibles fósiles, cultivos, deforestación	140-190 años	6
HFC	Refrigeración, aire acondicionado, aerosoles, espumas plásticas	65-110 años	21
Ozono y otros	Fotoquímicos, automóviles, etc.	Horas - días	8

Así, en 1956, Roger Revelle y Hans Suess de la Institución Scripps de Oceanografía, señalaron la necesidad de medir el dióxido de carbono en la atmósfera y en el océano, para conocer los efectos ejercidos sobre el clima asociados a la intensa producción de dióxido de carbono (Doney, 2006). A tal efecto instalaron equipos de medición en puntos remotos, lejos de las fuentes y sumideros de dióxido de carbono, que introducirían una variación errática en las

⁸Al detectar el problema del cambio climático, la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) crearon el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) en 1988. La función del IPCC consiste en analizar de forma exhaustiva, objetiva, abierta y transparente, la información científica, técnica y socioeconómica relevante para entender los elementos científicos del riesgo que supone el cambio climático provocado por las actividades humanas, sus posibles repercusiones y las posibilidades de adaptación y atenuación del mismo.



mediciones. Uno de los enclaves seleccionados se hallaba en la zona más alejada de cualquier actividad industrial y exenta de vegetación: el polo sur. Otro, en una estación meteorológica en la cima del volcán Mauna Loa, en Hawái. Así, la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera es un 38% más alta que las de los niveles pre-industriales. Por ejemplo, en el abril de 2012 la concentración de CO₂ alcanzó los 396,18 ppm, con un incremento anual medio de unos 2 ppm desde el año 2000, que en noviembre de 2017 el valor llegó a 405,14 ppm y en marzo de 2020 fue de 415,52 (Figura 2.1).

Emisiones CO₂ - 2018 Tm per capita

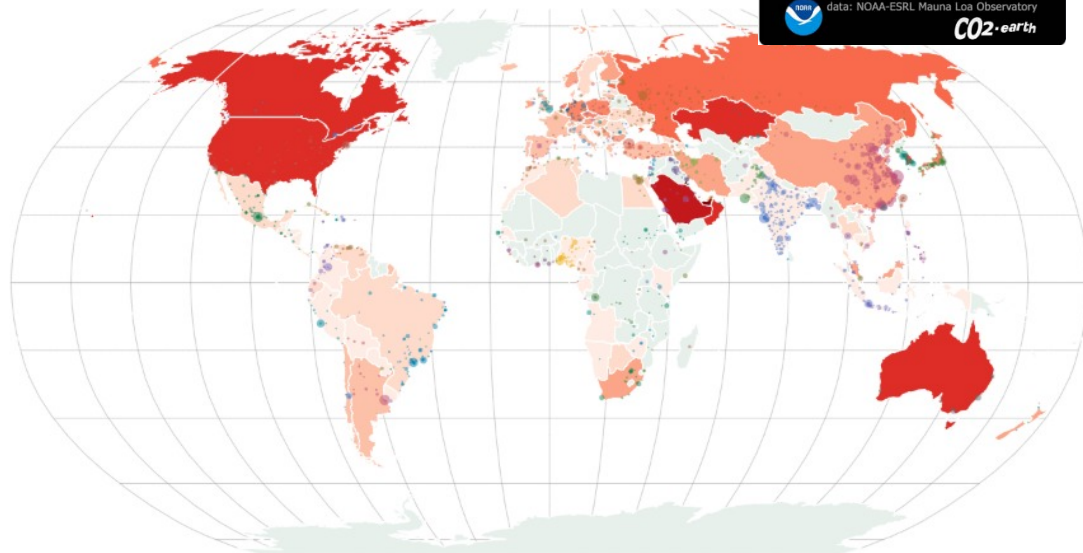


Figura 2.1. Emisiones per cápita anuales de CO₂ en 2018. Imagen de Twitter de la cuenta @CO₂_earth del 30/03/2020



2.1.1. Sensibilización ambiental

En el año 2015 la ONU establece la Agenda 2030 en la cual se establecen los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (Figura 2.2) que agrupan las diversas acciones para tratar de conseguir una sociedad más sostenible. El objetivo número 13 se dedica a la Acción por el Clima



Figura 2.2. Objetivos de Desarrollo Sostenible fijado por la ONU en el marco de la Agenda 2030

El ODS 13 contempla las acción y medidas combatir el cambio climático y sus efectos; por tanto, contempla tanto la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero como la adaptación al cambio climático. En esta línea, en el año 2016 se alcanzó el Acuerdo de París⁹ (Figura 2.3) que define las nuevas reglas y acuerdos internacionales en la lucha contra el cambio climático.

⁹ El Acuerdo de París es un acuerdo dentro del marco de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático que establece medidas para la reducción de las emisiones de GEI a través de la mitigación, adaptación y resiliencia de los ecosistemas a efectos del Calentamiento Global. El acuerdo fue negociado durante la XXI Conferencia sobre Cambio Climático (COP 21) por los 195 países miembros, adoptado el 12 de diciembre de 2015 y abierto para firma el 22 de abril de 2016 para celebrar el Día de la Tierra.

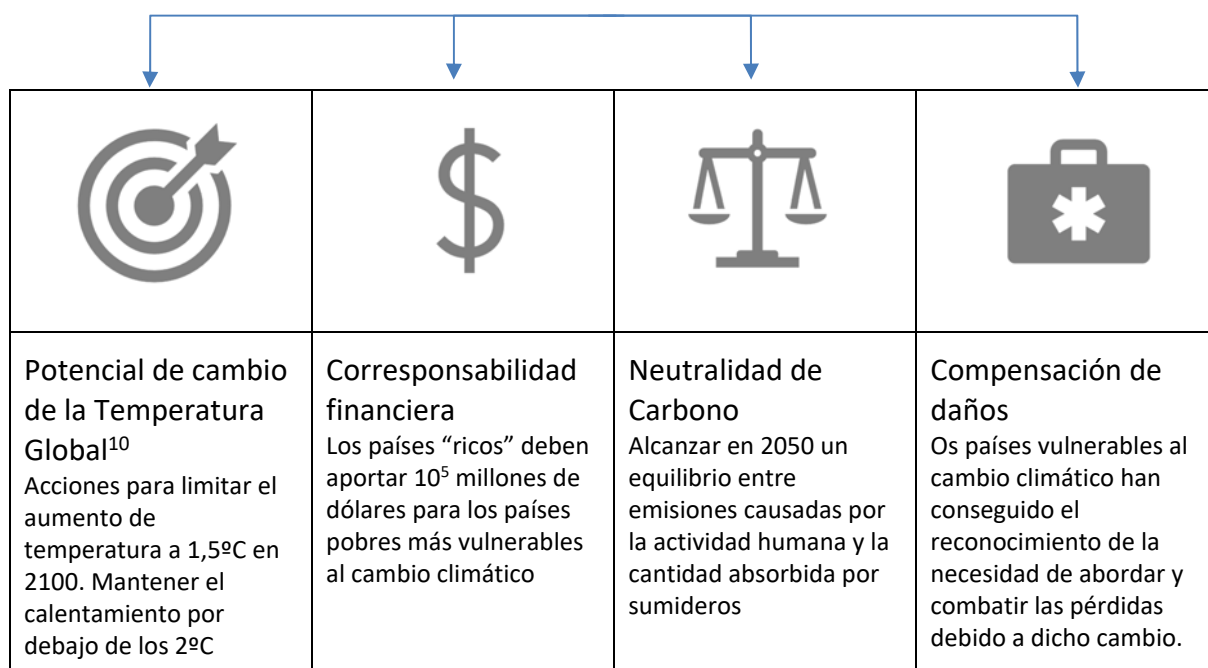


Figura 2.3. Principales consecuencias de Paris en relación al ODS 13

2.1.2. Sensibilización social

La necesidad creciente de energía y su dependencia respecto a los combustibles fósiles está creando uno de los problemas ambientales más relevantes del siglo XXI a escala mundial: el calentamiento global debido a la emisión de GEI por las actividades antropogénicas (Figura 2.4). Este hecho ha permeado claramente en la sociedad, siendo uno de los temas ambientales que más preocupa y que se relaciona con la actividad antropogénica (Figura 2.5).

¹⁰ En inglés *Global Temperature change Potential* (GTP)
https://ec.europa.eu/knowledge4policy/glossary/global-temperature-change-potential_en



Retwitteado por Enxeñaría Química
Professor Ray Wills @ProfRayWills · 31 de mar.
 25 years old: IPCC first report warning of global warming induced climate change
[@readfearn](https://gu.com/p/3z2vj/tw) pic.twitter.com/Y9kMGIMMRw



Figura 2.4. Tuit del Profesor Ray Wills (Australia)



Figura 2.5. Tuit do "World Index" del 14/11/2019 que demuestra la sensibilización social ante este problema ambiental

Se han realizado y se realizan diversas encuestas para conocer la opinión de la sociedad sobre el impacto del cambio climático en sus hábitos de consumo, ya que supone anticiparse y modificar los sistemas productivos. Por ejemplo, en el año 2011 la Fundación Entorno realizó



una encuesta a una muestra de 700 consumidores de la cual se derivaban las siguientes conclusiones:

- El 72% de los encuestados estaría dispuesto a cambiar sus hábitos de consumo para luchar contra el cambio climático
- El 86% cree que los gobiernos deberían requerir la huella de carbono en los procesos de compra y contratación pública
- Casi el 80% aboga que la administración imponga legalmente la obligación de incluir información en el etiquetado.

2.1.3. Política ambiental empresarial

La huella de carbono, monitorización y acciones para su mitigación, se ha convertido en uno de los ejes estratégicos en las empresas. En las auditorías ambientales (ISO14001 o EMAS) las metas anuales relacionadas con reducción de GEI es un parámetro clave que se puede visualizar en las declaraciones ambientales¹¹.

2.1.4. Información ambiental del producto

La huella de carbono necesita de un enfoque de ciclo de vida; por tanto, es necesario para en su evaluación la definición del sistema (o mapa del proceso) que incluya todas las etapas de cadena de valor del producto (Figura 2.6). En cada una de estas etapas deben cuantificarse los datos de materia y energía, preferentemente con datos primarios o de campo, lo que supone un conocimiento exhaustivo integral del producto que finalmente derivará no sólo en el cálculo de la huella de carbono sino también en la identificación de los puntos críticos ambientales.

2.1.5. Acciones de mejora

Una vez identificados los puntos críticos pueden identificarse tanto las etapas de los procesos con mayor impacto como las líneas de flujo e incluso las emisiones responsables de la huella de carbono. Este hecho permite establecer las acciones de mejora que sean factibles desde el punto de vista tecnológico, económico y social, de forma que se pueden priorizar e incluir en la política de la empresa o a nivel de país a corto, medio o largo plazo (Figura 2.7).

¹¹ <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-comunitario-de-ecogestion-y-ecoauditoria-emas/documentos-y-guias-de-aplicacion-de-emas/>

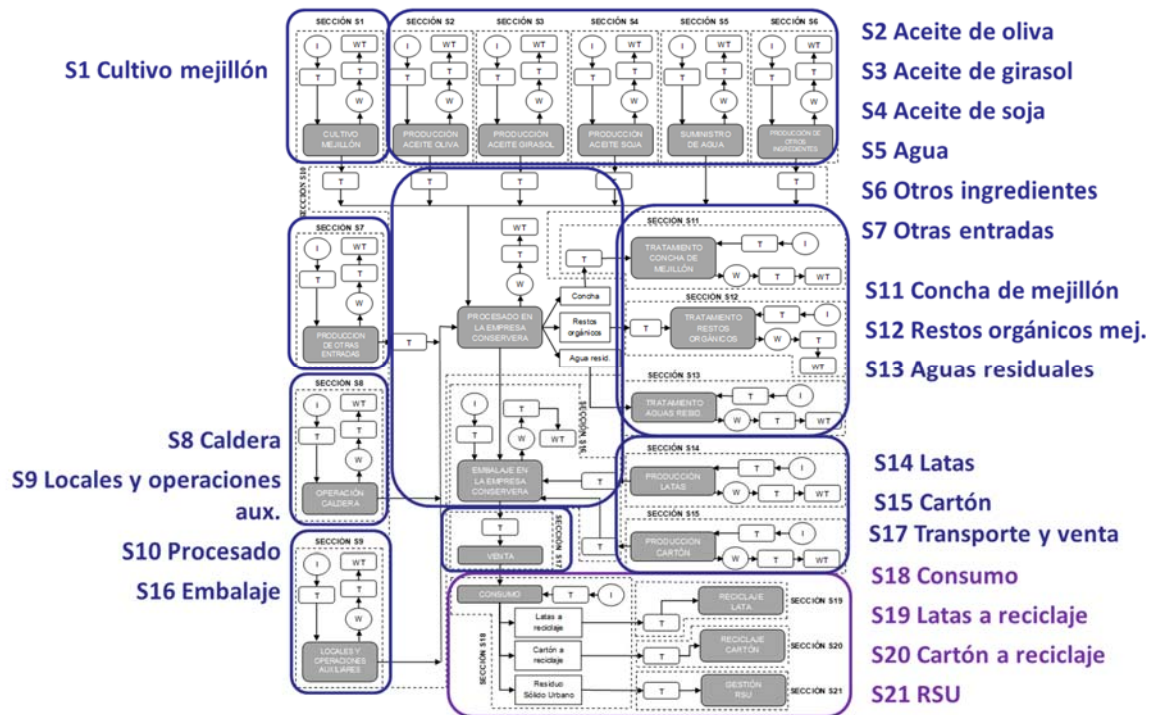


Figura 2.6. Sistema o mapa del proceso correspondiente a una conserva de mejillón (adaptado de Iribarren et al., 2010)

Emisiones 2008 - 2018 Variación (% Tm per capita)



Q

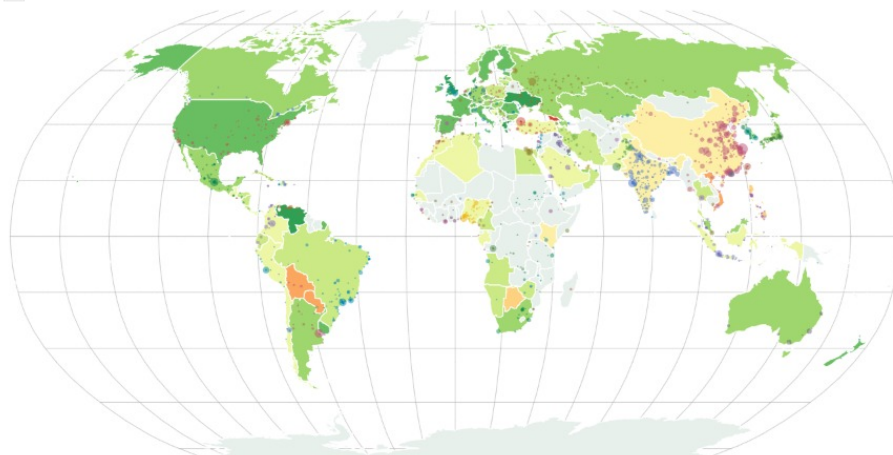


Figura 2.7. Variación de las emisiones per cápita anuales de CO₂ entre 2008 y 2018

2.1.6. Marketing

Numerosos países han puesto en marcha, tanto a partir de iniciativas públicas o privadas), diversos sellos/etiquetas (Figura 2.8), que tratan de identificar y transmitir al consumidor



información sobre la emisión de GEI y, por tanto, “clasificar” los productos/procesos/servicios en función de su contribución al calentamiento global del planeta.



Figura 2.8. Las ecoetiquetas de huella de carbono se han descrito para países de los cinco continentes (cabe destacar: Alemania, Australia, Canadá, China, Corea del Sur, Estados Unidos, Finlandia, Holanda, Japón, Nueva Zelanda, Reino Unido, Suecia, Suiza)

Los diferentes tipos de ecoetiquetas de huella de carbono de productos se pueden clasificar en función de la información que transmiten al consumidor:

A. Bajos niveles de emisión. Etiqueta que destaca a los productos más eficientes en niveles de emisión de $\text{kg CO}_{2(\text{eq})}$ dentro de una categoría de producto. El sello no muestra el valor de emisión del producto, dado que su concesión implica que su valor es inferior a un umbral máximo relativo a su categoría. Por ejemplo, la etiqueta Climatop (Suiza): www.climpatop.ch



B. Ranking en los niveles de emisión. Etiquetas que establecen un ranking en función del nivel de emisión asociadas al producto. Por ejemplo, la Climate Conscious™ (EE.UU): Plata, mejor que la media en un 10%-40%; Oro, mejor que la media en el rango 41-70%; Platino, mejor que la media una proporción mayor al 71%

C. Puntuación. Etiquetas que muestran los $\text{kg CO}_{2(\text{eq})}$ asociados a un producto. Por ejemplo, Carbon Reduction Label (UK):

www.carbon-label.com





D. Carbono neutral. Etiquetas que marcan aquellos productos que compensan sus huellas de carbono. Por ejemplo, Climate Neutral Product (Holanda): www.climateneutralgroup.com

2.1.7. Competitividad

Un conocimiento profundo del producto a lo largo del ciclo de vida implica las opciones de mejora y, por tanto, resolver los puntos críticos que resultarán en una mayor ecoeficiencia y, que desemboca en una mayor competitividad.

2.1.8. Legislación

El Protocolo de Kyoto fue el primer gran acuerdo vinculante entre los países para tratar de minimizar la emisión de GEI. Después de dos años y medio de intensas negociaciones, en la tercera Conferencia de la Partes celebrada en Kyoto (Japón) en diciembre de 1997 se aprobó una considerable ampliación de la Convención, en la que se esbozaban compromisos jurídicamente vinculantes: era el Protocolo de Kyoto. Uno de los mecanismos que destila el Protocolo es el mercado de derechos de emisión consiste en un mecanismo de mercado – comercio de derechos de emisión- como pieza central de la regulación económica/medioambiental sobre actividades que generan cantidades importantes de dióxido de carbono (Figura 2.9)

Uno de los tres Mecanismos de Flexibilidad que establecía el Protocolo de Kioto para facilitar a los Países la consecución de sus objetivos era el Comercio de Emisiones con el objetivo de que un conjunto de plantas industriales reduzca colectivamente las emisiones de gases contaminantes a la atmósfera. Entre los elementos básicos de un esquema de comercio de derechos de emisión cabe destacar los siguientes.

- **El derecho de emisión:** Es el derecho a emitir, desde una instalación afectada por este régimen, una determinada cantidad de gases a la atmósfera. El derecho de emisión es transferible: se puede comprar o vender.
- **Techo de emisiones:** Es el volumen total de derechos de emisión que se ponen en “circulación”. El techo se sitúa por debajo de lo que correspondería a un escenario de emisiones tendenciales. Determina el objetivo medioambiental, y da valor económico al derecho de emisión al crear escasez.
- **Asignación de derechos:** Mecanismo por el que se reparten los derechos de emisión entre las instalaciones afectadas.
- **Seguimiento de las emisiones:** Las instalaciones sujetas al comercio de derechos de emisión deben llevar un control de sus emisiones, con objeto de que se pueda determinar qué cantidad de derechos de emisión deben entregar.

La Unión Europea puso en marcha el 1 de enero de 2005 el mercado de CO₂ (Figura 2.10) (Directiva 2003/87/CE, transpuesta al ordenamiento jurídico español por la Ley 1/2005).



Cubre las emisiones de CO₂ de las siguientes actividades: centrales térmicas, cogeneración, otras instalaciones de combustión de potencia térmica superior a 20MW (calderas, motores, compresores...), refinerías, coquerías, siderurgia, cemento, cerámica, vidrio y papeleras.

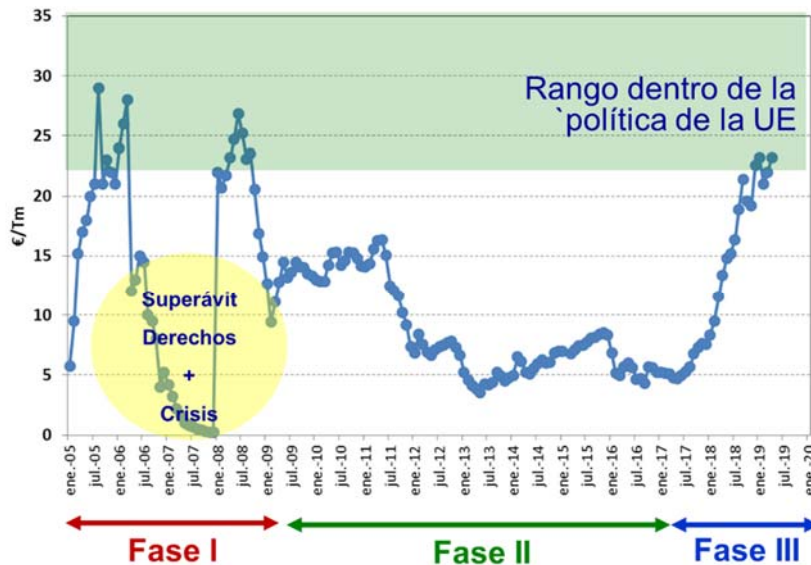


Figura 2.9. Evolución del mercado de derechos de emisión¹² de CO₂

2.1.9. Compra verde

La estrategia comunitaria de "compras verdes" surgió como conclusión de un estudio encargado por la Comisión Europea, en 2005, en el que se analizaron mil pliegos de contratación y otros tantos cuestionarios realizados a los entonces 25 Estados miembros. El estudio reveló que siete países —Austria, Dinamarca, Finlandia, Alemania, Holanda, Suecia y el Reino Unido— consideraban un mayor número de criterios ambientales en sus contrataciones.

En 2008 se publicó la ORDEN PRE/116/2008¹³, de 21 de enero, por la que se publica el Acuerdo de Consejo de Ministros por el que se aprueba el Plan de Contratación Pública Verde de la Administración General del Estado y sus Organismos Públicos, y las Entidades Gestoras de la Seguridad Social. En la misma se indicaba:

- **Objetivo general:** “Articular la conexión entre la contratación pública y la implantación de prácticas respetuosas con el medio ambiente, de forma que se alcance antes de 31 de diciembre de 2010 la meta establecida por la Comunidad Europea en la Estrategia revisada para un Desarrollo Sostenible”.
- **Objetivos específicos:** Establecer metas cuantificadas para los grupos de productos, servicios y obras considerados como prioritarios para la incorporación de criterios

¹² <https://www.sendeco2.com/es/>

¹³ https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/planes-estrategias/plan-de-contratacion-publica-ecologica/09047122800c3849_tcm30-89011.pdf



ambientales por la Comisión Europea, y que se incluyen como Anexo. Establecer directrices para la incorporación de criterios ambientales en las distintas fases de la contratación

En enero de 2018 el Real Decreto 6/2018¹⁴ crea la Comisión Interministerial para la incorporación de criterios ecológicos en la contratación pública. En su artículo 2 se señala que La Comisión tiene como fin garantizar la coordinación de la Administración General del Estado (AGE), sus Organismos Públicos y los servicios comunes y las Entidades Gestoras de la Seguridad Social, en la incorporación y el uso de criterios ecológicos en la contratación pública.

2.1.10. Ventas

El Informe Stern sobre la economía del cambio climático (Stern, 2007) es un informe sobre el impacto del cambio climático y el calentamiento global sobre la economía mundial. Redactado por el economista Sir Nicholas Stern por encargo del gobierno del Reino Unido fue publicado el 30 de octubre de 2006. Sus principales conclusiones afirman que se necesita una inversión equivalente al 1% del PIB mundial para mitigar los efectos del cambio climático y que de no hacerse dicha inversión el mundo se expondría a una recesión que podría alcanzar el 20% del PIB global.

El consumidor actual es cada vez más exigente respecto a la sostenibilidad de los productos que consume. Las cifras de una encuesta realizada en 2009 por Gallup Organization¹⁵ sobre 26.500 ciudadanos europeos lo demuestran:

- El 80% de ellos consideró el impacto ambiental de los productos como el tercer criterio a nivel de importancia en sus decisiones de compra, tras la calidad y el precio.
- La Huella de Carbono fue señalada como uno de los indicadores ambientales más reconocidos, siendo 72% apoya la obligatoriedad del etiquetado de HC.
- 48% de los consumidores de la UE desconfía de la información ambiental no certificada

Las empresas están haciendo esfuerzos para demostrar objetivamente que sus productos tienen un reducido impacto ambiental. Ya existe un creciente número de empresas en toda Europa, en especial las que tienen vocación exportadora, que diferencian sus productos en el mercado con una huella de carbono menor que la de sus competidores. Así, en el año 2011 Airbus consigue el mayor pedido de la historia gracias al modelo A320neo con una huella de carbono más reducida (Figura 2.10). El cofundador de Indigo, Rahyl Bhatia, recalcó que este pedido permitirá a la compañía continuar ofreciendo a sus clientes “bajas tarifas” y “era la opción más natural para cumplir las crecientes necesidades de vuelo de India con una reducción de costes y mejora en los comportamientos ambientales”.

¹⁴ <https://www.boe.es/eli/es/rd/2018/01/12/6/con>

¹⁵ <http://www.gallup.com/home.aspx>



The screenshot shows a news article from EL PAÍS, dated Saturday, July 15, 2011. The article is in the 'ECONOMÍA' section and is titled 'Airbus logra un pedido de 180 aviones, el mayor de la historia'. The text of the article states that Airbus has secured a record order of 180 A320 aircraft from the Indian airline Indigo, surpassing Boeing's previous record. The order is valued at 15,000 million dollars (11,600 million euros). The article also mentions that the aircraft will be produced by EADS and that the first delivery is expected in December 2016.

Figura 2.10. Noticia del El País del 12/07/2011 donde indicaba que Airbus logra un pedido de 180 aviones (superaba por primera vez a Boeing) gracias a las características del A320 que permite el ahorro de hasta un 15% del consumo de combustible, lo que representa hasta 3.600 toneladas de ahorro de dióxido de carbono por año.

Según la base de datos MINTEL¹⁶, el número de nuevos productos lanzados bajo el reclamo en referencia a la huella de carbono a nivel mundial se ha casi cuadruplicado entre 2009—2011; en 2009 fueron un total de 27 productos lanzados al mercado bajo dicho reclamo, incrementándose a un total de 94 productos en el 2011. Vanclay et al. (2011) publicaron el artículo titulado “Customer Response to Carbon Labelling of Groceries” en la revista Journal of Consumer Policy. Las principales conclusiones fueron:

- Experimento de tres meses en un supermercado de East Ballina, en Nueva Gales del Sur
- 37 productos etiquetados con su huella de carbono pertenecían todos a cinco grandes categorías: leche, mantequilla, tomate en lata, agua embotellada y comida para mascotas no perezca
- Etiqueta verde y otros similares con el color amarillo o negro.
- Fueron 2.890 los productos seleccionados que pasaron por caja en ese tiempo
- Las ventas de los artículos con el color negro habían descendido un 6%
- Los marcados con el verde subieron un 4%.

¹⁶ <http://es.mintel.com/gnpd-base-de-datos-global-de-nuevos-productos>



2.2. Metodologías de cálculo de huella de carbono

El concepto de huella de carbono, que es la cantidad de GEI emitidos a la atmósfera a lo largo del ciclo de vida de un producto medido en unidades de peso de CO₂ equivalente, nace a partir de la preocupación que la sociedad tiene por el problema del calentamiento global con el objetivo de:

- Conocer la carga ambiental de un producto en términos de su contribución al calentamiento global.
- Establecer valores objetivos y evaluar las acciones encaminadas a la reducción de emisiones de GEI.
- Comunicar la huella de carbono a todos y cada uno de los elementos de la cadena de valor o a los consumidores finales de un producto o servicio.

Las principales metodologías de cálculo de huella de carbono se basan en la aplicación perspectiva de ciclo, utilizando en el cálculo los factores de caracterización propuestos por el IPCC con un horizonte temporal a 100 años (IPCC, 2007)¹⁷ (Tabla 2.2):

- **Norma ISO.** La metodología de cálculo ISO se realiza de acuerdo a los estándares establecidos por la normativa ISO 14040:2006¹⁸ del análisis del ciclo de vida relativo a la categoría de calentamiento global. En el 2013 se ha publicado la ISO 14067:2013¹⁹ que aborda el cálculo de la huella de carbono para productos.
- **PAS 2050.** La metodología PAS 2050:2011²⁰ (BSI, 2011, 2012) es una de las más reconocidas internacionalmente, utilizada por Carbon Trust^{®21} para la verificación de la huella de carbono de productos, procesos o servicios. Esta metodología excluye de su inventario de ciclo de vida la producción de la infraestructura, tanto de los procesos relacionados con emisiones directas o indirectas, por lo que excluye del cálculo, elementos tales como la bodega y embarcaciones auxiliares.
- **GHG Protocol**²² El Protocolo de Gases de Efecto Invernadero (GHG Protocol) es una herramienta de contabilidad internacionales utilizado por instituciones gubernamentales y empresariales para entender, cuantificar, gestionar y las emisiones de gases de efecto invernadero. El GHG Protocol nace en 2001 a través de la asociación entre el World Resources Institute y el World Business Council.

¹⁷www.ipcc.ch

¹⁸ISO 14040:2006. Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework

¹⁹ISO/TS 14067:2013. Greenhouse gases -- Carbon footprint of products -- Requirements and guidelines for quantification and communication

²⁰www.bsigroup.com/Standards-and-Publications/How-we-can-help-you/Professional-Standards-Service/PAS-2050

²¹www.carbontrust.co.uk

²²www.ghgprotocol.org/



Tabla 2.2. Factores potenciales de calentamiento global (kg CO₂eq/kg compuesto) para diferentes gases de efecto invernadero definidos por el IPCC

Compuesto	Fórmula	Tiempo de vida media (años)	Factores Potenciales de Calentamiento Global		
			20 años	100 años	500 años
Dióxido de carbono	CO ₂	500	1	1	1
Metano	CH ₄	12	72	25	7,6
Óxido nitroso	N ₂ O	114	289	298	153
CFC-13	CClF ₃	640	10.800	14.400	16.400
Halon-1301	CBrF ₃	65	8.480	7.140	2.760
Tetracloruro de carbono	CCl ₄	26	2.700	1.400	435

Un término importante a la hora del cálculo de la huella de carbono es las etapas del ciclo de vida que incluye en su análisis, de hecho, se utiliza la terminología de alcance para definir este parámetro:

- Alcance 1: emisiones directas de GEI
- Alcance 2: emisiones indirectas de GEI asociadas a la generación de electricidad adquirida y consumida.
- Alcance 3: otras emisiones indirectas, coincide con la perspectiva del análisis de ciclo de vida de la cuna a la tumba: extracción y producción de materiales primas, movilidad de personas, transporte de materia primas, combustibles y de productos, gestión de residuos, etc.

2.2.1. Norma ISO 14067

En septiembre de 2013, la Organización Internacional de Estandarización (ISO) publicó la norma ISO 14067:2013 sobre Huella de Carbono de Productos. Esta norma, establece la metodología para el cálculo de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) emitidos durante todo el ciclo de vida de un producto o servicio. El estudio para la huella de Carbono de los Productos, se considera, desde la extracción de las materias primas, pasando por el procesado, fabricación y distribución, hasta la fase de uso y final de la vida útil que puede ser depósito, reutilización o reciclado. La ISO 14067 surge para dar solución a los diferentes estándares relacionados con el Cálculo de Huella de Carbono en las Organizaciones, que existían hasta la fecha, y que han supuesto un claro factor de barrera para su implantación, al no ser comparables los resultados de los diferentes sistemas de cálculo.

2.2.2. Metodología PAS 2050

Es una de las metodologías pioneras en el cálculo de huella de carbón para productos de alimentación, a la cual se han incorporado numerosas marcas alimentarias.



Las etapas que incluye su cálculo son:

1. *Elaboración del mapa del proceso* (Figura 2.11). El primer paso consiste en la identificación de todos los materiales, actividades y procesos que dan lugar a las emisiones de gases de efecto invernadero del ciclo de vida asociadas al producto. La construcción de un mapa exhaustivo de procesos debe incluir todas las posibles etapas/focos de las emisiones de gases de efecto invernadero.

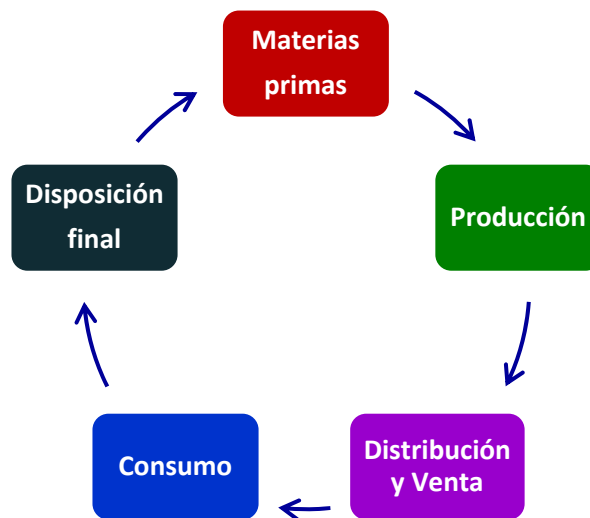


Figura 2.11. *Elaboración del mapa del proceso, según la filosofía del ciclo de vida, es la primera etapa en el cálculo de la huella de carbono de productos según la metodología PAS 2050*

2. *Definición del sistema.* Este paso determina las etapas del ciclo de vida que se incluyen en la evaluación. Con este propósito, se realiza un anteproyecto de evaluación de las fuentes de las emisiones de gases de efecto invernadero para todos los procesos presentados en el mapa de procesos inicial. Esta primera estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero se denomina “huella de carbono preliminar”, y se calcula a través de datos secundarios o mediante una combinación de datos primarios y secundarios. Los datos secundarios se refieren a la información obtenida a partir de fuentes distintas de la medición directa de los procesos incluidos en el ciclo de vida del producto.
3. *Recopilación de datos.* En esta fase, la más larga, se debe obtener la mayor cantidad de datos primarios de cada una de las etapas que constituyen el producto, puesto que la calidad de estos datos determinará en gran medida la fiabilidad del cálculo de la huella de carbono.
4. *Cálculo de la huella de carbono.* Después de haber recogido los datos específicos pertinentes, el paso final es el cálculo definitivo de las emisiones de gases de efecto invernadero a nivel de producto. A tal efecto se aplican los factores de caracterización para un horizonte de 100 años definidos por el IPCC.



2.2.3. GHG Protocol

Se trata de un marco metodológico muy extendido, que se presenta en la guía “Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard”. Evalúa las emisiones de los 6 gases del Protocolo de Kyoto: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), hidrofluorocarbonados (HFCs), perfluorocarbonados (PFCs) y hexafluoruro de azufre (SF_6). Recomienda que sean las empresas las que escojan el horizonte temporal más adecuado, aquel que incluye la duración de las emisiones de todas las fases de la producción o del servicio, en caso de que haya conocimiento documentado del sector. En caso de no haberlo, se recomienda establecer un horizonte temporal mínimo de 100 años, incluyendo la fase final del ciclo de vida del producto. Uno de los aspectos que lo diferencian del PAS2050 son los requisitos de inclusión de elementos al inventario del estudio: se incluyen las emisiones derivadas del transporte de los trabajadores hacia y desde su punto de trabajo, así como también aquellas derivadas del transporte trabajadores hacia y desde su punto de trabajo, así como también aquellas derivadas del transporte de los consumidores hacia y desde un punto de venta. También para la definición de los límites del sistema hay discrepancia entre ambas metodologías: el GHG Protocol excluye los procesos “insignificantes”, que son aquellos cuyas emisiones no superan el criterio de significación establecido por la empresa. En esta metodología, se puede cuantificar menos del 95% de las emisiones totales. El GHG Protocol presenta, en su página web, herramientas de cálculo de emisiones de GEI disponibles para distintos sectores, así como factores de emisión para algunos elementos (no todas estas herramientas incluyen factores de emisión, en algunas es el usuario el que tiene que incluirlos).



3. CASOS PRÁCTICOS

3.1. Análisis comparativo de envases²³

Definición de objetivos y alcance

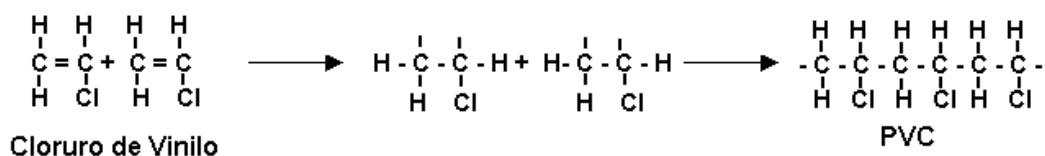
En este caso práctico el objetivo es evaluar los impactos ambientales asociados a dos tipos de envases para líquidos, con objeto de seleccionar aquel que globalmente posea un menor impacto. Los materiales a considerar son el cloruro de polivinilo (PVC) y el tereftalato de polietileno (PET).

En este caso, la función de los dos sistemas considerados es la obtención de un envase para contener líquido, además de garantizar el abastecimiento a los consumidores y la capacidad de transporte o distribución y mantenimiento. Dado que a la unidad funcional tendremos que referir todas las entradas y salidas, se ha escogido una unidad de tipo físico coincidente con una cantidad determinada de líquido:

Envase con capacidad para 1 L de líquido

Fabricación del PVC

El cloruro de polivinilo es un material termoplástico y se puede considerar como uno de los polímeros de uso moderno más antiguos (Figura 3.1)²⁴. El polímero se produce del monómero cloruro de vinilo mediante un proceso similar al emplearlo en la producción de polietileno, polipropileno y poliestireno. En este proceso, el enlace de las moléculas de cloruro de vinilo se abre, de forma que las moléculas vecinas se combinan unas con otras para producir la molécula de cadena larga.



²³ Más información sobre análisis comparativos (González-García, et al. 2011) o sobre envases ().

²⁴ Renault, en Francia, fue el primero en producir el monómero cloruro de vinilo en 1835 y Baumann el primero en proceder a su polimerización en 1872. Las primeras patentes para la producción de PVC fueron llevadas a cabo en los EEUU en el año 1912 y la producción en planta piloto de PVC comenzó en Alemania y en los EEUU durante la década de los años treinta del siglo XX

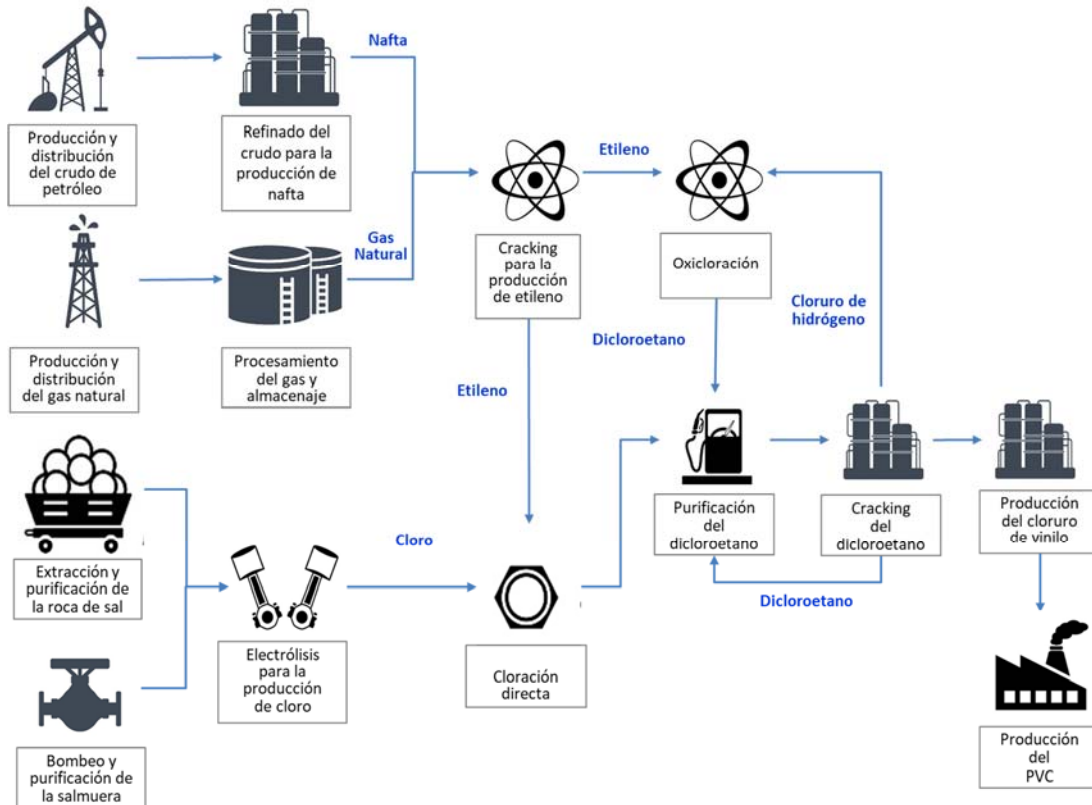
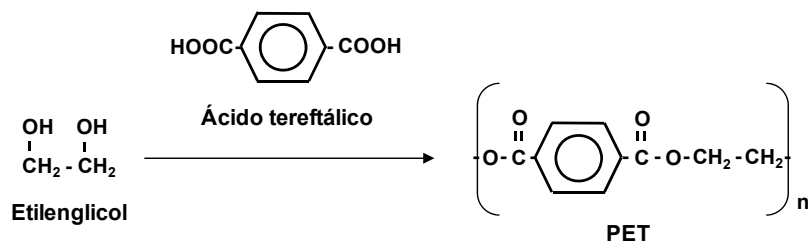


Figura 3.1. Diagrama de bloques para la obtención de la resina de PVC

Fabricación del PET

Los compuestos iniciales para la producción comercial de tereftalato de polietileno (PET)²⁵ son etileno para la producción de etilenglicol y el p-xileno para la producción de ácido tereftálico (Figura 3.2).



²⁵El PET es una resina plástica relativamente de nueva creación, sobre la década de los 70 del siglo XX. Es uno de los polímeros más versátiles, empleado en una variedad de productos, como fibras textiles, bidones y botellas, películas de audio y vídeo, películas para rayos X, productos termoformados, componentes obtenidos mediante moldeo por inyección, etc.

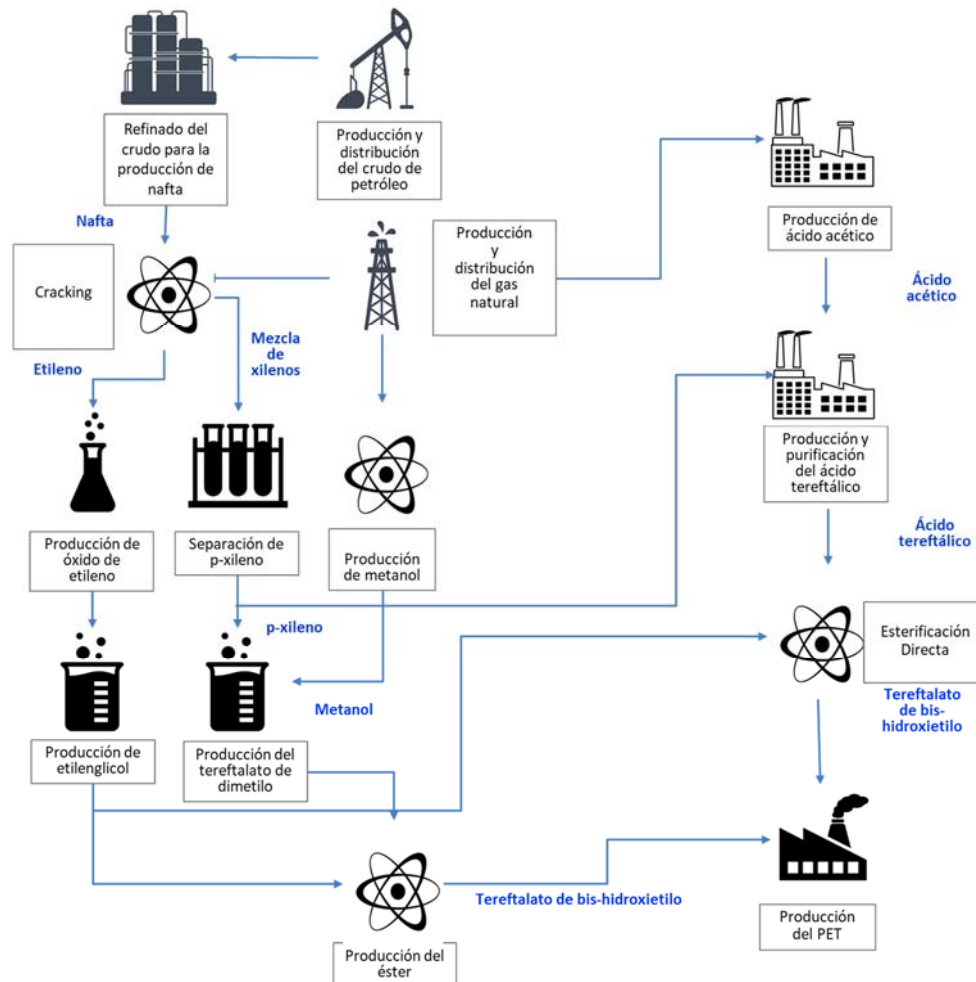


Figura 3.2. Diagrama de obtención del PET

Inventario de ciclo de vida

En la fase de inventario se cuantifican los flujos de materia y energía de los diferentes procesos de fabricación de los dos envases. El análisis comprende la recopilación de los datos y la realización de los cálculos adecuados para cuantificar las entradas y salidas de cada uno de los escenarios. Las entradas son las materias primas (incluidas las fuentes de energía) y las salidas son las emisiones (al aire, agua y suelo). Considerando la unidad funcional, se cuantifica el peso de cada uno de los componentes:

- Envase de PVC de 1 litro:
 - Cuerpo de plástico de 32 g.
 - Tapón de la botella de polietileno de 3 g de peso.
 - Lámina de papel 1,1 g de peso.
- Envase de PET de 1 litro:
 - Cuerpo de plástico de 25 g.
 - Tapón de la botella de polietileno de 3 g de peso.
 - Lámina de papel 1,1 g de peso.



Al hacer un análisis comparativo, la contribución del tapón de la botella y de la lámina de papel contribuirán en la misma medida, por lo tanto, se considera exclusivamente el cuerpo de plástico de PVC o PET. Las Tablas 3.1 y 3.2 presentan el inventario correspondiente a los procesos productivos del PVC y del PET, respectivamente.

Tabla 3.1. Inventario global de las entradas y salidas del PVC (base de cálculo 32 g)

ENTRADAS	CANTIDAD	SALIDAS	CANTIDAD
<i>Materias Primas</i>		<i>Emisiones al aire</i>	
Mena de hierro	0,0118 kg	CO ₂	57,60 g
Piedra calcárea	0,480 g	CH ₄	0,1820 g
Roca de sal	21,6 g	N ₂ O	0,0002 g
Arena	0,032 g	NO _x	0,3110 g
Agua proceso y refrigeración	640 g	SO _x	0,2950 g
		HCl	0,0075 g
		HF	0,0003 g
		HALON 1301	0,00118 mg
<i>Energía</i>		Pb	0,00384 mg
Carbón	0,0067 kg	Cd	0,0045 mg
Aceite crudo	0,0163 kg	Mn	0,0016 mg
Gas natural	0,022 m ³	Hg	0,00109 mg
		Benceno	1,58 mg
		PAH**	0,0015 mg
		C _x H _y aromáticos	0,387 mg
		<i>Emisiones al agua</i>	
		C _x H _y cloro	0,0003 g
		Cl ⁻	1,28 g
		DQO	0,0352 g
		DBO	0,0026 g
		Fosfato	0,0022 g
		Nitrato	0,00032 g
		Amonio	0,000544 g
		Ba	2,24 mg
		Pb	0,109 mg
		Cd	0,00134 mg
		Cr	0,208 mg
		Cu	0,102 mg
		Ni	0,102 mg
<i>Residuos sólidos</i>		Hg	0,0000544 mg
Sólidos	1,05 kg		



Tabla 3.2. Inventario global de las entradas y salidas del PET (producción de 25 g)

ENTRADAS	CANTIDAD	SALIDAS	CANTIDAD
<i>Materias primas</i>		<i>Emisiones al aire</i>	
Mena de hierro	13,75 g	CO ₂	53,0 g
Piedra calcárea	6,75 g	CH ₄	0,0925 g
Roca de sal	112,5 g	N ₂ O	0,00013 g
Arena y arcilla o lodo	0,50 g	NO _x	0,278 g
Agua proceso y refrigeración	437,5 g	SO _x	0,320 g
		HCl	0,0025 g
		HF	0,0013 g
		HALON 1301	0,00175 mg
<i>Energía</i>		Pb	0,00203 mg
Lignito*	0,0033 kg	Cd	0,0038 mg
Aceite crudo	0,0169 kg	Mn	0,00068 mg
Gas natural	0,019 m ³	Hg	0,0007 mg
Carbón	0,0035 kg	Benceno	0,085 mg
		PAH**	0,00092 mg
		C _x H _y aromático	0,3 mg
		<i>Emisiones al agua</i>	
		AOX**	0,00142 mg
		DQO	0,078 g
		DBO	0,025 g
		Fosfato	0,0022 g
		Nitrato	0,0003 g
		Amonio	0,0008 g
		Ba	1,25 mg
		Pb	0,0235 mg
		Cd	0,000625 mg
		Cr	0,0425 mg
		Cu	0,0205 mg
		Ni	0,021 mg
		Hg	0,00004 mg
		<i>Residuos sólidos</i>	
		Sólidos	1,03 kg

*Capacidades caloríficas: Lignito, 37,6 MJ/kg; Aceite, 42 MJ/kg; Gas natural 36,6 MJ/m³; Carbón 29,3 MJ/kg.

**AOX: compuestos organoclorados



Evaluación del inventario del ciclo de vida

Clasificación

Se considerará como método de evaluación del impacto ambiental una metodología de distancia al nivel objetivo (“Midpoint”), CML 2001 (CML-IA)²⁶. Para cada una de las categorías de impacto se establece una unidad de referencia, expresándose el impacto como la cantidad equivalente de cada uno de los compuestos (kg C_i) en función de los factores de caracterización (F_i) tal y como indica la ecuación siguiente:

$$(kg \text{ Sustancia Referencia})_{eq} = \sum_i \left(F_i \left[\frac{kg_{eq}}{kg_i} \right] \cdot kg C_i \right)$$

Las categorías que se seleccionan para el análisis son del CML 2001 son:

- **Ámbito Global**
 - Pérdida de los recursos abióticos (PDRA)²⁷
 - Destrucción de la capa de ozono (PDO)
 - Calentamiento global (PCG)
- **Ámbito Regional/Local**
 - Toxicidad humana (PTH)
 - Acidificación (PA)
 - Eutrofización (PE)

En cada categoría se describen los compuestos que potencialmente pueden tener efecto en la misma. La Tabla 3.3 muestra, a modo de ejemplo, algunos de los compuestos incluidos en la categoría de calentamiento global y, por tanto, que generarán impacto en esta categoría si aparecen en el compartimento del inventario que se señala para cada compuesto: materias primas, emisiones....

²⁶Institute of Environmental Science (CML) de la Universidad de Leiden. CML-IA_aug_2016

<https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>

²⁷ Desde el punto de vista del análisis de ciclo de vida la perspectiva de análisis corresponde al caso más desfavorable, definiéndose un efecto “potencial”, se incluye – P - en el acrónimo.



Tabla 3.3. Algunos compuestos incluidos en la categoría “Calentamiento Global”

Compartimento del Inventario	Compuesto	Número CAS ²⁸	Factor de Caracterización (kg CO ₂ /kg) ²⁹
Aire	Dióxido de carbono	0000124-38-9	1,00
Aire	Metano	000074-82-8	28,0
Aire	Trifluoruro de metano (HFC-23)	000075-46-7	12.400
Aire	Hexafluoruro de azufre	002551-62-4	23.500

Una vez definidas las categorías se procede a la clasificación o extracción de los datos de inventario que deben incluirse en cada una de las categorías ambientales objeto del análisis al cotejar el inventario y la lista de compuestos de cada categoría. La Figura 3.3 muestra el resultado de la clasificación para la categoría de calentamiento global.

	A	B	C	D
1	CLASIFICACIÓN PVC-PET		CML-IA	
23				
24	CALENTAMIENTO GLOBAL - PCG -			
25				
26	PVC		PET	
27	Componente	Cantidad (g)	Componente	Cantidad (g)
28	CO ₂	57.6	CO ₂	53.0
29	CH ₄	0.182	CH ₄	0.0925
30	N ₂ O	0.0002	N ₂ O	0.00013
31	HALON 1301	0.00000118	HALON 1301	0.00000175
32				

Figura 3.3. Clasificación para la categoría de calentamiento global

EJERCICIO 1: Realizar la clasificación para la categoría ambiental de eutrofización, utilizando las tablas I y II (inventario) y los datos de CML 2001 (CML-IA_aug_2016)

²⁸El número registrado CAS (Chemical Abstract Service) es una identificación numérica única para compuestos químicos.

²⁹Algunos factores de caracterización para la metodología CML-IA_aug_2016 pueden ser diferentes de los propuestos por el IPCC. GWP100



Caracterización

La caracterización se consigue al referir el impacto de todos los compuestos a la unidad equivalente de cada categoría, al multiplicar las cantidades de cada uno de los compuestos por sus respectivos factores de caracterización.

Para la categoría de calentamiento global, tanto para el PVC como el PET, se obtendría la caracterización al aplicar la ecuación previamente descrita para los cuatro compuestos obtenidos en la clasificación:

$$(kg CO_2)_{eq} = (kg CO_2) \cdot F_{CO_2} + (kg CH_4) \cdot F_{CH_4} + (kg N_2O) \cdot F_{N_2O} + (kg HALON) \cdot F_{HALON}$$

La Figura 3.4 indica el resultado que se obtiene tras aplicar la anterior ecuación en la categoría de calentamiento global. Los resultados obtenidos también se pueden asimilar a la huella de carbono, donde para la función definida, el PET tendría una menor huella de 55,64 g CO_{2eq}. Asimismo, la huella se debería fundamentalmente a la emisión de dióxido de carbono, que representa la contribución mayor en la categoría con un 91,78 y 95,26% para PCV y PET, respectivamente. En consecuencia, bajo la perspectiva de análisis de una única categoría ambiental, la selección adecuada sería el PET.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	CML-IA									
2										
3	CARACTERIZACIÓN									
29	CALENTAMIENTO GLOBAL - PCG -									
30										
31	PVC		PET			Caracterización (kg CO ₂)eq				
32	Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	PVC	%	PET	%
33	CO ₂	5.760E-02	1	CO ₂	5.300E-02	1	5.760E-02	91.78	5.300E-02	95.26
34	CH ₄	1.820E-04	28	CH ₄	9.250E-05	28	5.096E-03	8.12	2.590E-03	4.66
35	N ₂ O	2.000E-07	265	N ₂ O	1.300E-07	265	5.300E-05	0.08	3.445E-05	0.06
36	HALON 1301	1.180E-09	6290	HALON 1301	1.750E-09	6290	7.422E-06	0.01	1.101E-05	0.02
37						6.276E-02 100.00 5.564E-02 100.00				

Figura 3.4. Caracterización para la categoría de calentamiento global

Por el contrario, si la función fuese diferente tal que la unidad funcional correcta sería la misma cantidad de polímero, por ejemplo 1 g, el resultado correcto se obtendría al dividir los datos anteriores por 32 y 25 g, respectivamente:

- PVC: $62,76/32 = 1,961$ g CO_{2eq}/g polímero
- PET: $55,64/25 = 2,225$ g CO_{2eq}/g polímero

En este caso, la conclusión sería justo la opuesta, ya que el polímero con menor huella de carbono sería el PVC (Figura 3.5).

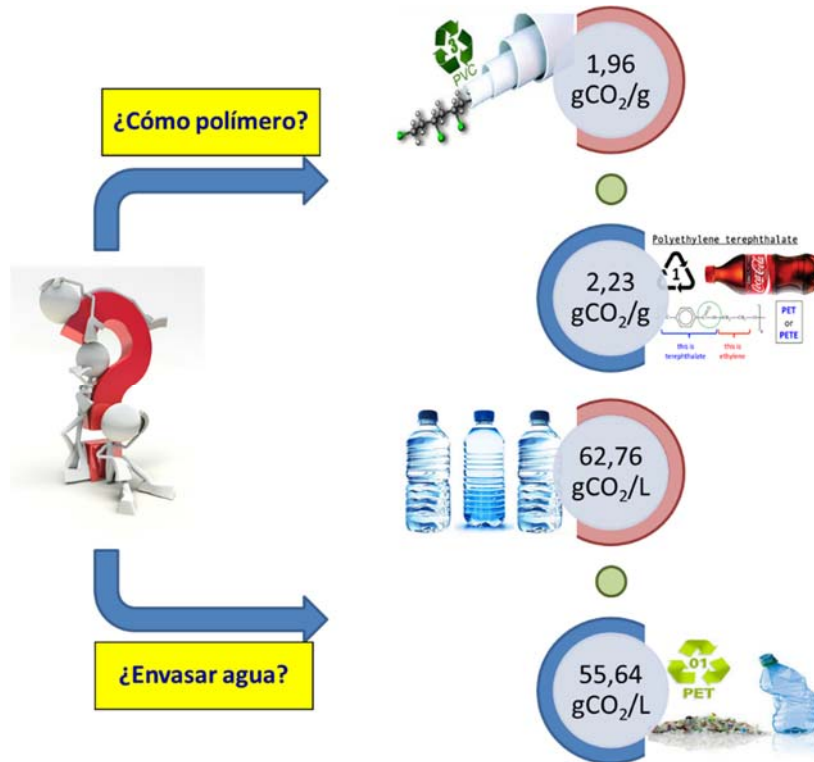


Figura 3.5. Efecto de la unidad funcional en el resultado final del análisis ambiental. La figura muestra el ejemplo para la huella de carbono para el caso del análisis comparativo de PVC y PET

Si se incrementan los vectores ambientales de evaluación, considerando ahora de forma adicional la categoría de destrucción de la capa de ozono (Figura 3.6), los resultados obtenidos para cada una de las categorías conducen a conclusiones contrapuestas. Así, para la categoría de destrucción de la capa de ozono el menor impacto corresponde al PVC, mientras que para el calentamiento global sería el PET donde se obtendría un impacto menor.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	CML-IA									
2										
3	CARACTERIZACIÓN									
22	DESTRUCCIÓN DE LA CAPA DE OZONO - PDO									
23										
24	PVC			PET			Caracterización (kg CFC)eq			
25	Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	PVC	%	PET	%
26	HALON 1301	1.180E-09	12	HALON 1301	1.750E-09	12	1.416E-08	100.00	2.100E-08	100.00
27							1.416E-08	100.00	2.100E-08	100.00
28										
29	CALENTAMIENTO GLOBAL - PCG -									
30										
31	PVC			PET			Caracterización (kg CO ₂)eq			
32	Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	PVC	%	PET	%
33	CO ₂	5.760E-02	1	CO ₂	5.300E-02	1	5.760E-02	91.78	5.300E-02	95.26
34	CH ₄	1.820E-04	28	CH ₄	9.250E-05	28	5.096E-03	8.12	2.590E-03	4.66
35	N ₂ O	2.000E-07	265	N ₂ O	1.300E-07	265	5.300E-05	0.08	3.445E-05	0.06
36	HALON 1301	1.180E-09	6290	HALON 1301	1.750E-09	6290	7.422E-06	0.01	1.101E-05	0.02
37							6.276E-02	100.00	5.564E-02	100.00

Figura 3.6. Caracterización de las categorías: destrucción de la capa de ozono y calentamiento global



EJERCICIO 2: Caracterización para la categoría ambiental de eutrofización, introduciendo los factores de caracterización del CML 2001 (CML-IA_aug16).

El resultado conjunto de los valores obtenidos para cada una de las categorías constituye el perfil ambiental (Figura 3.7).

	A	B	C	D	E
1	CML_IA				
2					
3	PERFIL AMBIENTAL				
4					
5					
6	Categoría	Unidad	PVC (32 g)	PET (25 g)	PVC/PET
7	PDRA-R	kg Sb	6.195E-10	7.219E-10	0.86
8	PDRA-CF	MJ	1.724E+00	1.589E+00	1.08
9	PDO	kg CFC11	1.416E-08	2.100E-08	0.67
10	PCG	kg CO ₂	6.276E-02	5.564E-02	1.13
11	PTH	kg 1,4-DB	7.228E-03	2.775E-03	2.60
12	PA	kg SO ₂	5.095E-04	5.230E-04	0.97
13	PE	kg PO ₄	4.368E-05	4.040E-05	1.08

Figura 3.7. Perfil ambiental

Las principales conclusiones del perfil ambiental son:

- En cuatro categorías: pérdida de recursos abióticos (combustibles fósiles), calentamiento global, toxicidad humana y eutrofización, el impacto del PVC es mayor que el del PET.
- En tres categorías: pérdida de recursos abióticos (recursos), destrucción de la capa de ozono y acidificación, el impacto del PVC es menor que el del PET.
- La mayor diferencia se encuentra en la categoría de toxicidad humana.

Normalización

Para poder comparar entre categorías es necesario la adimensionalización o normalización de los resultados, que se obtiene al multiplicar los valores caracterizados por los factores de normalización.

El CML-IA posee diferentes factores de normalización en función del área geográfica que se considere. Con los valores correspondientes a Europa Occidental, los indicadores ambientales normalizados son $9,23 \cdot 10^{-14}$ y $8,62 \cdot 10^{-14}$ para PVC y PET, respectivamente (Figura 3.8).



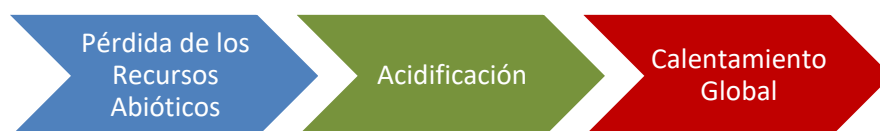
	A	B	C	D	E	F	G
1	CML-IA						
2							
3	NORMALIZACIÓN (Europa Occidental 1995)						
4							
5	Categoría	Unidad	Factor	PVC	%	PET	%
6	PDRA-R	kg Sb	8.23E+07	7.53E-18	0.01	8.77E-18	0.01
7	PDRA-CF	MJ	3.06E+13	5.63E-14	60.99	5.19E-14	60.22
8	PDO	kgCFC	8.69E+07	1.63E-16	0.18	2.42E-16	0.28
9	PCG	kgCO ₂	4.88E+12	1.29E-14	13.93	1.14E-14	13.23
10	PTH	kg 1,4 DB	7.57E+12	9.55E-16	1.03	3.67E-16	0.43
11	PA	kgSO ₂	2.74E+10	1.86E-14	20.18	1.91E-14	22.18
12	PE	kgPO ₄	1.28E+10	3.41E-15	3.69	3.15E-15	3.66
13				9.23E-14	100.00	8.62E-14	100.00

Figura 3.8. Perfil ambiental normalizado con los factores de Europa Occidental 1995

EJERCICIO 3: Realizar la normalización con los factores correspondientes al Mundo 1995

Interpretación de los resultados

- El perfil ambiental normalizado muestra que el envase de PVC tiene un mayor impacto que el envase de PET: un 6,64% superior
- Las categorías ambientales con mayor impacto son:



- La producción de polímeros son procesos de gran intensificación energética y con un consumo importante de recursos, por tanto, es consistente que la pérdida de los recursos abióticos sea la categoría más significativa, ya que supone aproximadamente un 60% del impacto global.
- Las emisiones de SO_x suponen 2/3 del impacto en la categoría de acidificación.
- La huella de carbono en estos sistemas es significativa, dado que supone aproximadamente un 15% del impacto.
- La mayor diferencia entre ambos sistemas corresponde a la categoría de toxicidad humana.



Anexo: Solución de los ejercicios

○ EJERCICIO 1: Clasificación de la categoría de eutrofización

	A	B	C	D
1	CLASIFICACIÓN PVC-PET		CML-IA	
64	EUTROFIZACIÓN - PE -			
65				
66	PVC		PET	
67	Componente	Cantidad (g)	Componente	Cantidad (g)
68	Agua			
69	DQO	0.0352	DQO	0.078
70	Nitrato	0.00032	Nitrato	0.0003
71	Amónio	0.000544	Amónio	0.0008
72	Fosfato	0.0022	Fosfato	0.0022
73	Aire			
74	N ₂ O	0.0002	N ₂ O	0.00013
75	NOx	0.311	NOx	0.278

○ EJERCICIO 2: Caracterización de la categoría de eutrofización

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	CML-IA									
2										
3	CARACTERIZACIÓN									
79	EUTROFIZACIÓN - PE -									
80										
81	PVC			PET		Caracterización (kg PO₄)_{eq}				
82	Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (g)	Factor	PVC	%	PET	%
83	Agua									
84	DQO	3.520E-05	0.022	DQO	7.800E-05	0.022	7.744E-07	1.77	1.716E-06	4.25
85	Nitrato	3.200E-07	0.1	Nitrato	3.000E-07	0.1	3.200E-08	0.07	3.000E-08	0.07
86	Amónio	5.440E-07	0.35	Amónio	8.000E-07	0.35	1.904E-07	0.44	2.800E-07	0.69
87	Fosfato	2.200E-06	1	Fosfato	2.200E-06	1	2.200E-06	5.04	2.200E-06	5.45
88	Aire									
89	N ₂ O	2.000E-07	0.27	N ₂ O	1.300E-07	0.27	5.400E-08	0.12	3.510E-08	0.09
90	NOx	3.110E-04	0.13	NOx	2.780E-04	0.13	4.043E-05	92.56	3.814E-05	89.45
91							4.368E-05	100.00	4.040E-05	100.00
92										

○ EJERCICIO 3: Normalización con los factores el Mundo 1995

	A	B	C	D	E	F	G
14							
15	NORMALIZACIÓN (World 1995)						
16							
17	Categoría	Unidad	Factor	PVC	%	PET	%
18	PDRA-R	kg Sb	3.59E+08	1.72E-18	0.02	2.01E-18	0.02
19	PDRA-CF	MJ	3.25E+14	5.31E-15	60.04	4.89E-15	59.59
20	PDO	kgCFC	5.76E+08	2.46E-17	0.28	3.64E-17	0.44
21	PCG	kgCO ₂	4.26E+13	1.47E-15	16.66	1.31E-15	15.91
22	PTH	kg 1,4 DB	5.71E+13	1.27E-16	1.43	4.86E-17	0.59
23	PA	kgSO ₂	3.22E+11	1.58E-15	17.92	1.63E-15	19.81
24	PE	kgPO ₄	1.35E+11	3.23E-16	3.65	2.99E-16	3.64
25				8.84E-15	100.00	8.21E-15	100.00
26							



3.2. Evaluación de escenarios de producción de biogás³⁰

Definición de objetivos y alcance

En este caso práctico el objetivo es evaluar los impactos ambientales asociados a la producción de energía eléctrica producida en una planta de cogeneración a partir de biogás obtenido mediante la digestión anaerobia de ensilado de maíz.

En este caso, la función del sistema bajo estudio es la producción de energía eléctrica para su posterior uso y/o suministro a la red. Como unidad funcional se ha considerado 1 kWh de energía eléctrica. Esta unidad funcional permite la comparación con la producción de energía eléctrica a partir de diferentes fuentes de energía.

1 kWh de energía eléctrica

Para realizar el estudio se analizó en detalle una planta localizada en Italia, considerada representativa del estado del arte. Aunque en la actualidad son pocas las plantas de digestión anaerobia que emplean cultivos energéticos como materia prima, es una alternativa de especial interés en países como Italia, puesto que los cultivos energéticos se consideran excelentes sustratos en la obtención de biogás. La selección del ensilado de maíz como materia prima está justificada porque éste es el cultivo energético más extendido en Europa debido a su alto rendimiento en materia seca (por hectárea) en su etapa de cultivo y su alto rendimiento en metano en la etapa de digestión anaerobia.

El sistema energético bajo estudio consta de 3 subsistemas: producción de maíz (S1), ensilado y suministro (S2) y conversión energética (S3). La Figura 3.9 recoge los diferentes subsistemas considerados bajo estudio junto con los procesos involucrados en los mismos.

Subsistema 1 - Producción de maíz. Este subsistema engloba todas las actividades agrícolas involucradas en la producción del maíz desde la preparación del terreno hasta el cosechado y corte del maíz (fertilización orgánica, arado, escarificación, control de malas hierbas, fertilización mineral, irrigación, etc.).

Subsistema 2 – Ensilado y suministro. Este subsistema engloba el transporte del maíz picado desde la plantación y hasta la planta de biogás en camiones, así como su posterior ensilado y almacenado.

Subsistema 3 – Conversión energética. Este subsistema considera todas las actividades que tienen lugar en la planta de cogeneración: carga de la materia prima al digestor, digestión anaerobia del ensilado y posterior tratamiento del biogás, así como la conversión del biogás en bioenergía en una CHP³¹.

³⁰ Para profundizar en el análisis de este tipo de escenarios donde la unidad funcional es un elemento energético se puede consultar Rivela et al. (2006); Lijo et al. (2014a); Lijó et al. (2014b).

³¹ Combined heat and power generation engine



El sistema bajo estudio se ha realizado desde la perspectiva de la cuna a la puerta y por tanto, la producción de las diferentes entradas a los tres subsistemas (combustibles fósiles, agroquímicos, maquinaria, etc.) ha sido tomada en cuenta.

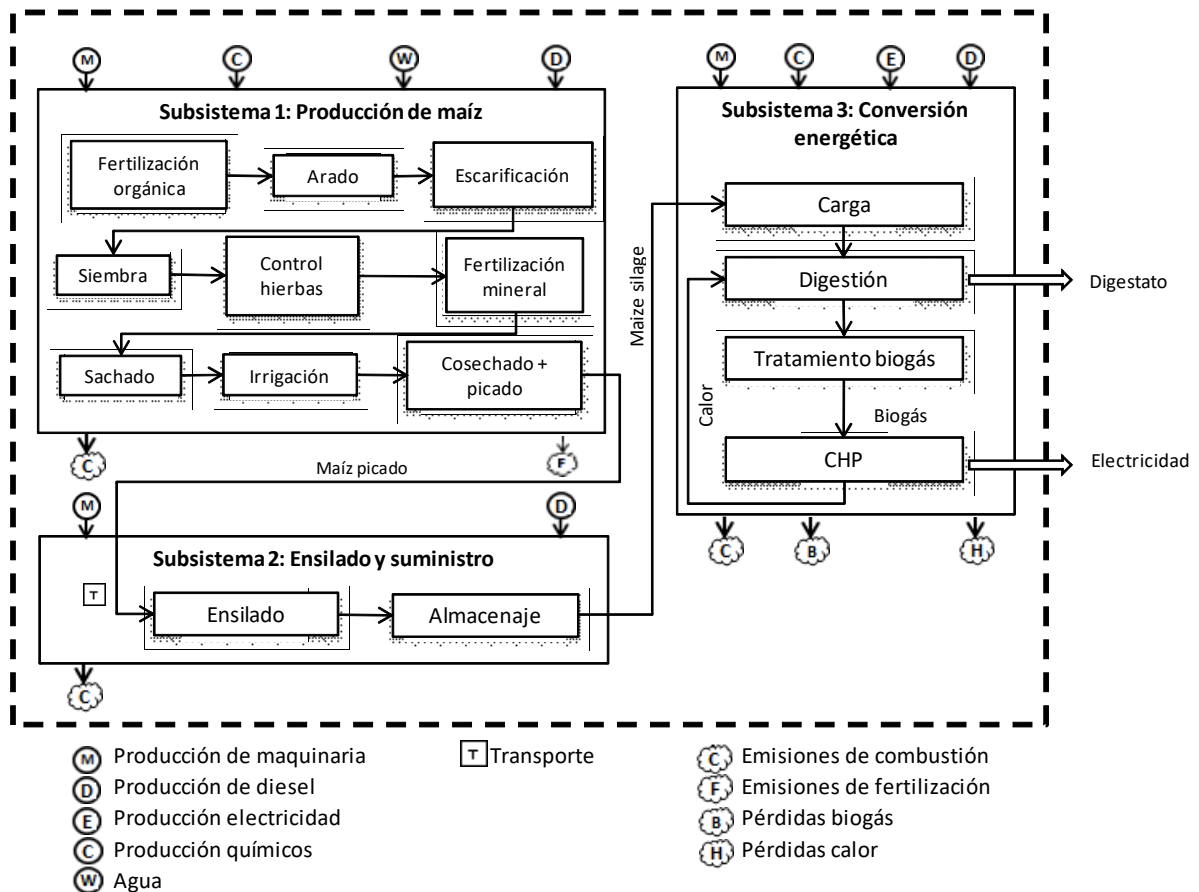


Figura 3.9. Diagrama del sistema de producción de electricidad a partir de ensilado de maíz.

Inventario de ciclo de vida

En la fase de inventario se identifican los flujos de entrada y salida en cada uno de los subsistemas que se consideran en el estudio. Esta identificación detallada para cada una de las etapas productivas permitirá identificar las contribuciones al perfil ambiental por subsistema, así como identificar los procesos responsables de la mayor carga ambiental ("hotspots"). El análisis comprende la recopilación de los datos y la realización de los balances adecuados para cuantificar las entradas (materiales y energía) y salidas (productos y emisiones al aire, al agua y al suelo) de cada uno de los escenarios.



- Subsistema 1:
 - Tractor: 0,60 g
 - Implementos agrícolas: 2,06 g
 - Diesel: 14,1 g
 - Urea: 4,23 g
- Subsistema 2:
 - Tractor: 32,7 mg
 - Implementos agrícolas: 32,7 mg
 - Diesel: 1,30 g
 - Camión: 8,89 kg·km
- Subsistema 3:
 - Electricidad: 65,1 Wh
 - Tractor: 0,22 g
 - Implementos agrícolas: 0,16 g
 - Diesel: 1,63 g
 - NaOH: 0,28 g

Las Tablas 3.4, 3.5 y 3.6 recopilan los datos de inventario globales correspondientes a cada uno de los subsistemas bajo estudio por unidad funcional (1 kWh de electricidad producida).

Tabla 3.4. Inventario global de las entradas y salidas del Subsistema 1 (S1)

ENTRADAS	CANTIDAD	SALIDAS	CANTIDAD
<i>Materias primas</i>		<i>Productos</i>	
Aceite crudo	17,8 g	Maíz picado a S2	2,98 kg
Carbón	5,62 g	<i>Emisiones al aire</i>	
		NH ₃	32,2 g
		N ₂ O	228 mg
		CO ₂	24,4 g
		N ₂	1,05 g
		SO ₂	98,4 mg
		Calor	447 kJ
		<i>Emisiones al agua</i>	
		PO ₄ ⁻³	21,7 mg
		DBO5	239 mg
		DQO	241 mg



Tabla 3.5. Inventario global de las entradas y salidas del Subsistema 2 (S2)

ENTRADAS	CANTIDAD	SALIDAS	CANTIDAD
<i>Materias primas</i>		<i>Productos</i>	
Agua	7,09 g	Ensilado de maíz a S3	2,98 kg
Aceite crudo	1,49 g	<i>Emisiones al aire</i>	
Carbón	272 mg	CO ₂	1,18 kg
		CH ₄	3,18 mg
		CO	3,54 mg
		NO _x	3,48 g
		NMVOC	3,23 mg
		SO ₂	6,46 mg

Tabla 3.6. Inventario global de las entradas y salidas del Subsistema 3 (S3)

ENTRADAS	CANTIDAD	SALIDAS	CANTIDAD
<i>Materias primas</i>		<i>Productos</i>	
Aceite crudo	2,17 g	Electricidad	1 kWh
Carbón	1,02 g	Digestato	2,08 kg
		<i>Emisiones al aire</i>	
		CO ₂	1,13 kg
		CH ₄	7,81 g
		CO	3,47 mg
		NO _x	2,28 g
		NMVOC	117 mg
		N ₂ O	17,5 mg
		Calor	2,15 MJ

Evaluación del inventario del ciclo de vida

Clasificación

Se considerará como método de evaluación del impacto ambiental una metodología de distancia al nivel objetivo (“Midpoint”), CML 2001 (CML-IA)³². Las categorías que se seleccionan para el análisis son:

- **Ámbito Global**
 - Pérdida de los recursos abióticos (PDRA)

³²Institute of Environmental Science (CML) de la Universidad de Leiden. CML-IA_aug_2016
<https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>



- Calentamiento global (PCG)
- **Ámbito Regional/Local**
 - Acidificación (PA)
 - Eutrofización (PE)
 - Formación de oxidantes fotoquímicos (FOF)

Una vez definidas las categorías se procede a la clasificación o extracción de los datos de inventario que deben incluirse en cada una de las categorías ambientales objeto del análisis al cotejar el inventario y la lista de compuestos de cada categoría.

EJERCICIO 4: Realizar la clasificación para las categorías seleccionadas para el análisis ambiental correspondiente a cada subsistema involucrado en el sistema bajo estudio, utilizando las tablas de inventario y los datos de CML 2001.

Caracterización

La caracterización se consigue al referir el impacto de todos los compuestos a la unidad equivalente de cada categoría, al multiplicar las cantidades de cada uno de los compuestos por sus respectivos factores de caracterización.

Así, para la categoría de cambio climático (Figura 3.10) se obtiene los kg CO₂ eq para cada uno de los subsistemas y, por tanto, la huella de carbono asociada a 1 kWh mediante este sistema de producción: 2,61 kg CO_{2eq}

CALENTAMIENTO GLOBAL -PCG														
S1			S2			S3			Caracterización (kg CO ₂) _{eq}					
Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	S1	%	S2	%	S3	%
N ₂ O	2.280E-04	2.65E+02	N ₂ O	1.750E-05	2.65E+02	N ₂ O	1.750E-05	2.65E+02	6.042E-02	71.23			4.638E-03	0.34
CO ₂	2.440E-02	1.00E+00	CO ₂	1.130E+00	1.00E+00	CO ₂	1.130E+00	1.00E+00	2.440E-02	28.77	1.180E+00	99.99	1.130E+00	83.50
			CH ₄	3.180E-06	2.80E+01	CH ₄	7.810E-03	2.80E+01			8.904E-05	0.01	2.187E-01	16.16
									8.482E-02	100.00	1.180E+00	100.00	1.353E+00	100.00

Figura 3.10. Caracterización para la categoría de calentamiento global

EJERCICIO 5: Caracterización para las diferentes categorías propuestas bajo estudio, introduciendo los factores de caracterización del CML 2001.

La Figura 3.11 muestra el perfil ambiental del sistema a evaluar con la contribución de cada uno de los subsistemas que los constituyen para cada una de las categorías ambientales consideradas.



	A	B	C	D	E	F
1	CML_IA					
2						
3	PERFIL AMBIENTAL					
4						
5						
6	Categoría	Unidad	S1	S2	S3	Total
7	PDRA-CF	MJ	9.021E-01	6.998E-02	1.193E-01	1.091E+00
8	FOF	kg C ₂ H ₄	4.723E-06	9.754E-05	6.393E-05	1.662E-04
9	PCG	kg CO ₂	8.482E-02	1.180E+00	1.353E+00	2.618E+00
10	PA	kg SO ₂	5.164E-02	1.748E-03	1.140E-03	5.453E-02
11	PE	kg PO ₄	1.180E-02	4.524E-04	3.011E-04	1.255E-02

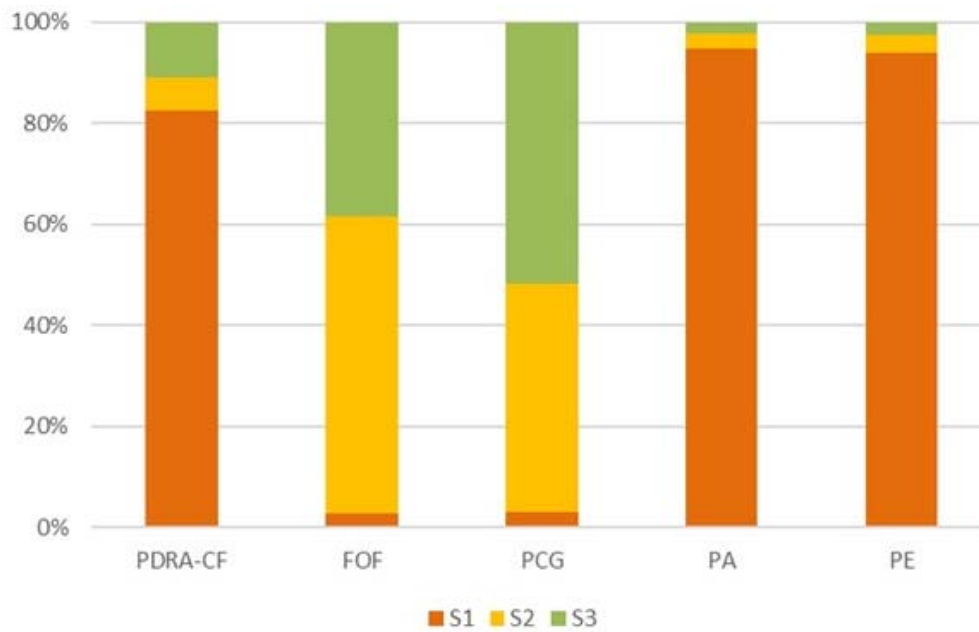


Figura 3.11. Perfil ambiental del sistema: (a) tabla con los datos en valores absolutos; (b) gráfica con la contribución relativa para cada uno de los subsistemas



De acuerdo con los resultados, el Subsistema 1 relacionado con la producción de la materia prima (maíz) es el principal responsable de las cargas ambientales en las categorías de PDRA, PA y PE, con contribuciones superiores al 80%. El subsistema relacionado con la etapa de ensilado (S2) resulta importante en dos categorías, FOF y PCG con contribuciones del 58,7% y 45,1% respectivamente. Finalmente, es importante el subsistema de conversión del ensilado en electricidad, con contribuciones entre el 10% y 52% en categorías como PDRA-CF, FOF y PCG.

Normalización

Para poder comparar entre categorías es necesaria la adimensionalización o normalización de los resultados, que se obtiene al multiplicar los valores caracterizados por los factores de normalización.

El CML 2001 posee diferentes factores de normalización en función del área geográfica que se considere. En este caso se considerará de nuevo los valores correspondientes a Europa Occidental (Figura 3.12).

	A	B	C	D	E
1	CML-IA				
2					
3	NORMALIZACIÓN (Europa Occidental 1995)				
4					
5	Categoría	Unidad	Factor	1 kWh	%
6	PDRA-CF	MJ	3.06E+13	3.56E-14	0.65
7	FOF	kg C ₂ H ₄	8.69E+07	1.91E-12	35.03
8	PCG	kgCO ₂	4.88E+12	5.37E-13	9.83
9	PA	kgSO ₂	2.74E+10	1.99E-12	36.53
10	PE	kgPO ₄	1.28E+10	9.79E-13	17.94
11				5.46E-12	100.00

Figura 3.12. Perfil ambiental normalizado con los factores de Europa Occidental 1995

Con respecto a la categoría más importante desde el punto de vista de la normalización, afectada por el sistema de producción de electricidad bajo estudio, ésta sería la acidificación seguida de formación de oxidantes fotoquímicos, con 1/3 de contribución en cada una.

EJERCICIO 6: Realizar la normalización con los factores correspondientes al Mundo 1995



Interpretación de los resultados

- El perfil ambiental normalizado muestra que la categoría de impacto ambiental más importante a tener en cuenta en el estudio ambiental asociado a la producción de electricidad a partir de ensilado de maíz es la acidificación.
- Las categorías ambientales con mayor impacto son:



- El subsistema relacionado con la producción de la principal materia prima, el maíz (S1), es el principal responsable de las cargas ambientales en tres categorías de impacto: PDRA, PA y PE.
- Las emisiones de NH_3 generadas en el S1 como consecuencia de la aplicación de fertilizantes minerales en el proceso de cultivo constituyen la principal emisión responsable de PA y PE.
- Los subsistemas de ensilado (S2) y conversión energética (S3) son los dos principales responsables de las contribuciones a las categorías de FOF y PCG.
- El subsistema conversión energética (S3) es el principal responsable para la categoría PDRA.
- Las emisiones de NO_x generadas en S2 y S3 son las principales emisiones responsables de la categoría FOF. Le sigue la emisión de CO generada en S3. Ambas emisiones derivan principalmente del uso de diesel en las distintas máquinas empleadas.



Anexo: Solución de los ejercicios

o EJERCICIO 4: Clasificación de las categorías a analizar

	A	B	C	D	E	F
1	CLASIFICACIÓN		CML-IA			
2						
3	PERDIDA DE LOS RECURSOS ABIOTICOS (COMBUSTIBLES FÓSILES) - PDRA-CF					
4						
5	\$1		\$2		\$3	
6	Componente	Cantidad (kg)	Componente	Cantidad (kg)	Componente	Cantidad (kg)
7	Aceite crudo	1.780E-02	Aceite crudo	1.430E-03	Aceite crudo	2.170E-03
8	Carbon	5.620E-03	Carbon	2.720E-04	Carbon	1.020E-03
9						
10	FORMACIÓN DE FOTOOXIDANTES (FOF)					
11						
12	\$1		\$2		\$3	
13	Componente	Cantidad (kg)	Componente	Cantidad (kg)	Componente	Cantidad (kg)
14	SO ₂	3.84E-05	SO ₂		SO ₂	
15	CO		CO	3.54E-06	CO	3.470E-06
16	NO _x		NO _x	3.48E-03	NO _x	2.280E-03
17						
18	CALENTAMIENTO GLOBAL - PCG -					
19						
20	\$1		\$2		\$3	
21	Componente	Cantidad (kg)	Componente	Cantidad (kg)	Componente	Cantidad (kg)
22	CO ₂	2.44E-02	CO ₂	1.18E+00	CO ₂	1.13E+00
23	CH ₄		CH ₄	3.18E-06	CH ₄	7.81E-03
24	N ₂ O	2.28E-04	N ₂ O		N ₂ O	1.75E-05
25	CO		CO	3.54E-06	CO	3.47E-06
26						
27						
28	ACIDIFICACIÓN - PA -					
29						
30	\$1		\$2		\$3	
31	Componente	Cantidad (g)	Componente	Cantidad (g)	Componente	Cantidad (g)
32	NH ₃	3.22E+01	NH ₃		NH ₃	
33	SO ₂	3.84E-02	SO ₂	6.46E-03	SO ₂	
34	NO _x		NO _x	3.48E+00	NO _x	2.28E+00
35						
36	EUTROFIZACIÓN - PE -					
37						
38	\$1		\$2		\$3	
39	Componente	Cantidad (g)	Componente	Cantidad (g)	Componente	Cantidad (g)
40	Agua					
41	DQO	2.41E-01	DQO		DQO	
42	Fosfato	2.17E-02	Fosfato		Fosfato	
43	Aire					
44	NH ₃	3.22E+01	NH ₃		NH ₃	
45	N ₂	1.05E+00	N ₂		N ₂	
46	N ₂ O	2.28E-01	N ₂ O		N ₂ O	1.75E-02
47	NO _x		NO _x	3.48E+00	NO _x	2.28E+00
48						



○ EJERCICIO 5: Caracterización de los subsistemas

CML-IA										CARACTERIZACIÓN																	
PERDIDA DE LOS RECURSOS ABIOTICOS (COMBUSTIBLES FÓSILES) - PDRA-CF -																											
S1										S2						S3						Caracterización (MJ)					
Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor		S1	%	S2	%	S3	%												
Acetate crudo	1.780E-02	4.19E+01	Acetate crudo	1.490E-03	4.19E+01	Acetate crudo	2.170E-03	4.19E+01		7.453E-01	82.61	6.239E-02	89.15	9.086E-02	76.14												
Carbon	5.620E-03	2.79E+01	Carbon	2.720E-04	2.79E+01	Carbon	1.020E-03	2.79E+01		1.569E-01	17.39	7.592E-03	10.85	2.847E-02	23.86												
										8.021E-01	100.00	6.998E-02	100.00	1.193E-01	100.00												
FORMACIÓN DE OXIDANTES FOTOQUÍMICOS - FOF-																											
S1										S2						S3						Caracterización (kg C ₂ H ₄) _{eq}					
Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor		S1	%	S2	%	S3	%												
SO ₂	9.840E-05	4.80E-02								4.723E-06	100.00																
			CO	3.540E-06	2.70E-02	CO	3.470E-06	2.70E-02				9.558E-08	0.10	9.369E-08	0.15												
			NOx	3.480E-03	2.80E-02	NOx	2.280E-03	2.80E-02				9.744E-05	99.90	6.384E-05	99.85												
										4.723E-06	100.00	9.744E-05	100.00	6.384E-05	100.00												
CALENTAMIENTO GLOBAL - PCG																											
S1										S2						S3						Caracterización (kg CO ₂) _{eq}					
Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor		S1	%	S2	%	S3	%												
N ₂ O	2.280E-04	2.65E+02	N ₂ O			N ₂ O	1.750E-05	2.65E+02		6.042E-02	71.23			4.638E-03	0.34												
CO ₂	2.440E-02	1.00E+00	CO ₂	1.180E+00	1.00E+00	CO ₂	1.130E+00	1.00E+00		2.440E-02	28.77	1.180E+00	99.99	1.130E+00	83.50												
			CH ₄	3.180E-06	2.80E+01	CH ₄	7.810E-03	2.80E+01				8.904E-05	0.01	2.187E-01	16.16												
										8.482E-02	100.00	1.180E+00	100.00	1.353E+00	100.00												
ACIDIFICACIÓN - PA -																											
S1										S2						S3						Caracterización (kg SO ₂) _{eq}					
Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor		S1	%	S2	%	S3	%												
NH ₃	3.220E-02	1.60E+00	NH ₃			NH ₃				5.152E-02	99.77																
SO ₂	9.840E-05	1.20E+00	SO ₂	6.460E-06	1.20E+00	SO ₂				1.181E-04	0.23	7.752E-06	0.44														
			NOx	3.480E-03	5.00E-01	NOx	2.280E-03	5.00E-01				1.740E-03	99.56	1.140E-03	100.00												
										5.164E-02	100.00	1.748E-03	100.00	1.140E-03	100.00												
EUTROFIZACIÓN - PE -																											
S1										S2						S3						Caracterización (kg PO ₄) _{eq}					
Componente	Cantidad	Factor	Componente	Cantidad	Factor	Componente	Cantidad	Factor		S1	%	S2	%	S3	%												
Agua																											
DQO	2.410E-04	2.20E-02	DQO			DQO				5.302E-06	0.04																
Fosfato	2.170E-05	1.00E+00	Fosfato			Fosfato				2.170E-05	0.18																
Aire																											
NH ₃	3.220E-02	3.50E-01	NH ₃			NH ₃				1.127E-02	95.51																
N ₂	1.050E-03	4.20E-01	N ₂			N ₂				4.410E-04	3.74																
N ₂ O	2.280E-04	2.70E-01	N ₂ O			N ₂ O	1.75E-05	2.70E-01		6.156E-05	0.52			4.725E-06	1.57												
			NOx	3.48E-03	1.30E-01	NOx	2.28E-03	1.30E-01				4.524E-04	100.00	2.964E-04	98.43												
										1.180E-02	100.00	4.524E-04	100.00	3.011E-04	100.00												

○ EJERCICIO 6: Normalización con factores El Mundo 1995

13 NORMALIZACIÓN (World 1995)					
14					
15	Categoría	Unidad	Factor	PVC	%
16	PDRA-CF	MJ	3.25E+14	3.36E-15	0.55
17	FOF	kgCFC	5.76E+08	2.88E-13	46.84
18	PCG	kgCO ₂	4.26E+13	6.15E-14	9.99
19	PA	kgSO ₂	3.22E+11	1.70E-13	27.55
20	PE	kgPO ₄	1.35E+11	9.28E-14	15.07
21				6.16E-13	100.00
22					



3.3. Huella de carbono y tasa de retorno energético en el cultivo de mejillón³³

En este caso práctico el objetivo es evaluar la Huella de Carbono (HC) asociada al cultivo de mejillón en la Ría de Arousa. Se han seleccionado dos escenarios de producción de mejillón: (i) miticultor promedio en la Ría de Arousa, y (ii) promedio de producción en la Ría de Arousa. El objetivo es realizar un análisis comparativo entre los dos escenarios, teniendo en cuenta tanto la HC como la energía acumulada, que permitirá el cálculo de la Tasa de Retorno Energético en forma de proteína comestible (TRE_{prot}).

La Tasa de Retorno Energético (TRE), referido comúnmente como EROI (*Energy Return on Investment*) en sus siglas en inglés, es un término que surge a comienzos de los años 70 y ganó importancia debido a las sucesivas crisis energéticas en los años 70 y 80 (Hall, 1972; Gupta y Hall, 2011). El uso más habitual de la TRE es en el sector energético con el fin de entender la cantidad de energía que se genera en los procesos de producción de energía en comparación con la cantidad de energía requerida para sostener dicho proceso (Gupta y Hall, 2011). Sin embargo, este uso inicial ligado al sector energético se fue ampliando a otros sectores. De hecho, en el sector alimentario se ha producido una ligera modificación del concepto de la TRE para adaptarlo a la cantidad de energía calórica (normalmente aquella disponible en forma proteica) que aporta un determinado alimento en comparación con la energía usada a través de actividades antropogénicas para su producción, procesado, distribución y consumo. Esta última perspectiva se denomina *edible protein Energy Return on Investment* (ep-EROI) en su nomenclatura inglés y fue definida por Tyedmers (2000). En castellano nos referimos a este término como Tasa de Retorno Energético en forma de proteína comestible (TRE_{prot})

La función de los sistemas considerados es la de producción de un alimento específico, el mejillón de talla comercial, que posteriormente entrará en diferentes sistemas de procesado en función del destino final del mismo: consumo fresco, congelado, conserva, etc. La unidad funcional seleccionada, a la cual se refieren las entradas y salidas al sistema^{34,35}, es de tipo físico para ambos sistemas.

1 tonelada de mejillón de talla comercial

³³ Más información en Iribarren et al. (2010b); Vázquez-Rowe et al. (2012); Vázquez-Rowe et al. (2014).

³⁴ Organization, International Standards. ISO 14040 -- Life Cycle Assessment -- Principles and Framework. N. p., 2006.

³⁵ Organization, International Standards. ISO 14044 -- Life Cycle Assessment -- Requirements and Guidelines. N. p., 2006.



Cultivo de mejillón

El cultivo de mejillón en las Rías Gallegas se lleva a cabo en unas estructuras flotantes denominadas bateas. El proceso de cultivo consiste en colocar la semilla de mejillón (mejilla) en las cuerdas suspendidas de las bateas. Tras un engorde preliminar de esta semilla fijada a cuerda, se realiza el desdoble, es decir, la separación de una parte del mejillón de las cuerdas para ser fijado a nuevas cuerdas, permitiendo de este modo crear más espacio para un correcto engorde y que el mejillón alcance la talla comercial (Figura 3.13).

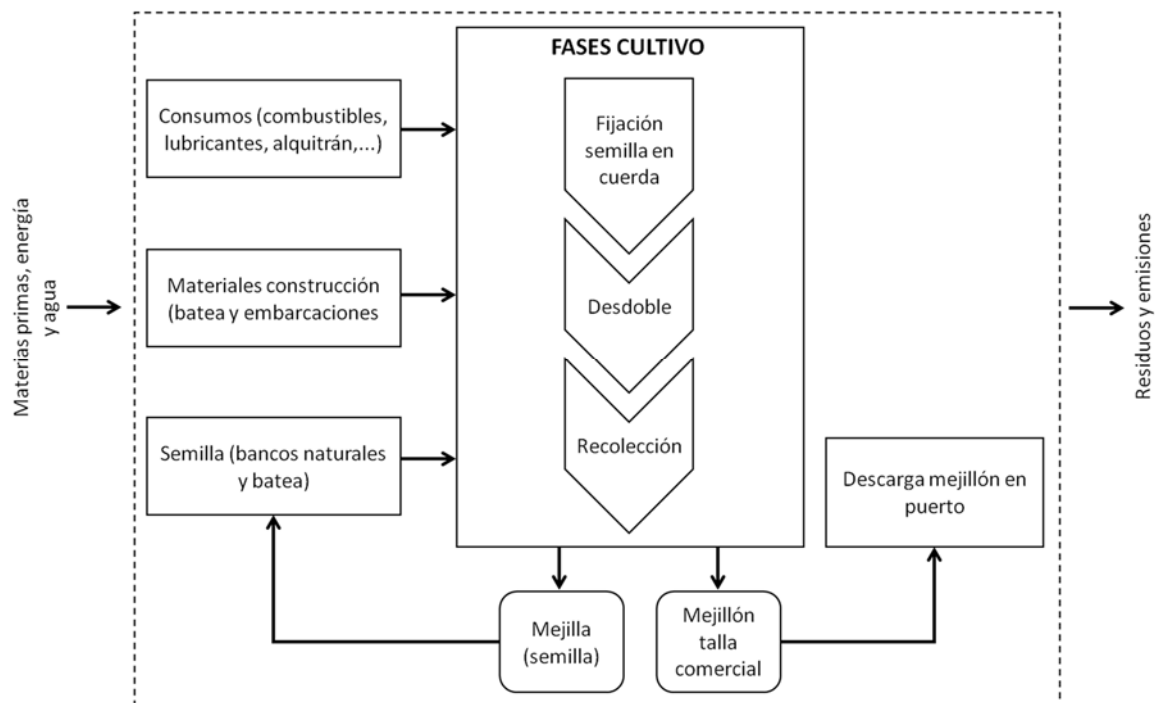


Figura 3.13. Diagrama de bloques para la producción de mejillón

Inventario de ciclo de vida

En la fase de inventario se cuantifican los flujos de materia y energía durante el cultivo de mejillón. El análisis comprende la recopilación de los datos y la realización de los cálculos adecuados para cuantificar las entradas y salidas de cada uno de los escenarios a analizar (ISO 14044:2006). Las entradas son las materias primas (incluidas las fuentes de energía) y las salidas son las emisiones (al aire, agua y suelo) y el producto que se obtiene. Teniendo en cuenta la unidad funcional seleccionada: 1 tonelada de mejillón talla comercial, cada uno de los escenarios comprende:

- Miticultor promedio Ría de Arousa:
 - 80 miticultores representativos del sistema de producción en la Ría.



- Promedio producción Ría de Arousa:

Total de la producción en la Ría Arousa: 2.292 bateas.

Un análisis comparativo de los dos escenarios seleccionados permitirá observar las diferencias y similitudes en cuanto a impacto derivado de los diferentes manejos y rendimientos de producción para ambos escenarios. Las Tablas 3.7 y 3.8 presentan los inventarios de datos de los escenarios de producción propuestos.

Tabla 3.7. Inventario global de las entradas y salidas del cultivo mejillón para el escenario miticultor promedio Ría de Arousa (base de cálculo 1t de mejillón talla comercial)

ENTRADAS	CANTIDAD	SALIDAS	CANTIDAD
<i>Materiales</i>		<i>Emisiones al aire</i>	
Madera	3,88E+01 kg	CO ₂	4,50E+01 kg
Hierro fundido	3,69E+01 kg	CH ₄	7,00E-01 kg
Hormigón	1,08E+01 kg	N ₂ O	1,10E+00 kg
Polietileno	3,20E-01 kg		
Tereftalato de polietileno	2,00E-02 kg		
Acero	2,03E-01 kg		
Acerinox.	8,53E-02 kg		
Hilo algodón	7,20E-02 kg		
Lubricante marino	2,35E-01 kg		
Xileno	1,31E-02 kg		
Cobalto	4,07E-05 kg		
Solvente	6,26E-02 kg		
4-Metil-2-Pentanona	8,20E-04 kg		
Etilbenceno	1,91E-03 kg		
Etanol	8,20E-04 kg		
Óxido de cobre	1,91E-02 kg		
Alquitrán	1,47E+00 kg		
Óxido de zinc	9,56E-03 kg		
<i>Energía y combustibles</i>			
Diesel	1,42E+01 kg		



Tabla 3.8. Inventario global de las entradas y salidas del cultivo mejillón para el escenario promedio producción Ría de Arousa (base de cálculo 1 t de mejillón talla comercial)

ENTRADAS	CANTIDAD	SALIDAS	CANTIDAD
<i>Materiales</i>		<i>Emisiones al aire</i>	
Madera	5,55E+01 kg	CO ₂	6,44E+01 kg
Hierro fundido	1,86E+01 kg	CH ₄	1,00E+00 kg
Hormigón	1,54E+01 kg	N ₂ O	1,57E+00 kg
Polietileno	4,57E-01 kg		
Tereftalato de polietileno	2,86E-02 kg		
Acero	2,90E-01 kg		
Aceroinox.	1,22E-01 kg		
Hilo algodón	4,11E-01 kg		
Lubricante marino	3,36E-01 kg		
Xileno	1,87E-02 kg		
Cobalto	5,81E-05 kg		
Solvente	8,95E-02 kg		
4-Metil-2-Pentanona	1,17E-03 kg		
Etilbenceno	2,73E-03 kg		
Etanol	1,17E-03 kg		
Óxido de cobre	2,73E-02 kg		
Alquitrán	2,10E+00 kg		
Óxido de zinc	1,37E-02 kg		
<i>Energía y combustibles</i>			
Diesel	2,03E+01 kg		



Evaluación del inventario del ciclo de vida

Clasificación

Se considerará como método de evaluación del impacto ambiental una metodología de distancia al nivel objetivo (denominada *midpoint* en su nomenclatura en inglés): CML 2001³⁶. Para cada una de las categorías de impacto se establece una unidad de referencia, expresándose el impacto como la cantidad equivalente de cada uno de los compuestos (kg C_i) en función de los factores de caracterización (F_i) tal y como indica la siguiente ecuación:

$$(kg \text{ Sustancia Referencia})_{eq} = \sum_i \left(F_i \left[\frac{kg_{eq}}{kg_i} \right] \cdot kg C_i \right)$$

Las categorías de impacto que se seleccionan para el análisis son:

- Huella de Carbono (HC)
- Demanda de energía acumulada (CED)
- Tasa de retorno energético en forma de proteína comestible (TRE_{prot})

En cada categoría se describen los compuestos que potencialmente pueden tener efecto en la misma. La Tabla 3.9 muestra, a modo de ejemplo, algunos de los factores de caracterización propuestos por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC)³⁷ por tanto, que generarán impacto para la HC.

Tabla 3.9. Factores de caracterización, para algunos compuestos, propuestos por IPCC 2007

Compuesto	Factor de Caracterización (kg CO ₂ eq/kg)
Dióxido de carbono	1
Monóxido de carbono	1,5
Metano	25
Óxido de dinitrógeno	298
Hexafluoruro de etano (HFC-116)	11.900
Trifluoruro de metano (HFC-23)	12.000
Hexafluoruro de azufre	22.200

³⁶Institute of Environmental Science (CML)

³⁷IPCC (2007) Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri RK y Reisinger A (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza



Una vez definidas las categorías de impacto, se procede a la clasificación o extracción de los datos de inventario que deben incluirse en cada una de ellas al cotejar el inventario y la lista de compuestos de cada categoría. La Figura 3.14 muestra el resultado de la clasificación para la HC y la Demanda de Energía Acumulada.

	A	B	C	D	E
1	CLASIFICACIÓN CULTIVO DE MEJILLÓN			CML 2 2001/IPCC 100 años	
2					
3	HUELLA DE CARBONO - HdeC - 1 tonelada mejillón				
4					
5	MITICULTOR PROMEDIO		PROMEDIO RÍA DE AROUSA		
6	Componente	Cantidad (kg)	Componente		Cantidad (kg)
7	CO ₂	4.50E+01	CO ₂		6.44E+01
8	CH ₄	7.00E-01	CH ₄		1.00E+00
9	N ₂ O	1.10E+00	N ₂ O		1.57E+00
10					
11					
12	DEMANDA DE ENERGÍA ACUMULADA - CED - 1 tonelada mejillón				
13					
14	MITICULTOR PROMEDIO		PROMEDIO RÍA DE AROUSA		
15	Componente	Cantidad (kg)	Componente		Cantidad (kg)
16	Madera	3.88E+01	Madera		5.55E+01
17	Hierro fundido	3.69E+01	Hierro fundido		1.86E+01
18	Hormigón	1.08E+01	Hormigón		1.54E+01
19	Polietileno	3.20E-01	Polietileno		4.57E-01
20	Tereftalato de polietileno	2.00E-02	Tereftalato de polietileno		2.86E-02
21	Acero	2.03E-01	Acero		2.90E-01
22	Acero inox.	8.53E-02	Acero inox.		1.22E-01
23	Hilo algodón	7.20E-02	Hilo algodón		4.11E-01
24	Lubricante marino	2.35E-01	Lubricante marino		3.36E-01
25	Xileno	1.31E-02	Xileno		1.87E-02
26	Cobalto	4.07E-05	Cobalto		5.81E-05
27	Solvente	6.26E-02	Solvente		8.95E-02
28	4-Metil-2-Pentanona	8.20E-04	4-Metil-2-Pentanona		1.17E-03
29	Etilbenceno	1.91E-03	Etilbenceno		2.73E-03
30	Etanol	8.20E-04	Etanol		1.17E-03
31	Óxido de cobre	1.91E-02	Óxido de cobre		2.73E-02
32	Alquitrán	1.47E+00	Alquitrán		2.10E+00
33	Óxido de zinc	9.56E-03	Óxido de zinc		1.37E-02
34	Diesel	1.42E+01	Diesel		2.03E+01
35					

Figura 3.14. Clasificación para la Huella de Carbono

Caracterización

La caracterización se consigue al referir el impacto de todos los compuestos a la unidad equivalente de cada categoría, multiplicando las cantidades de cada uno de los compuestos por sus respectivos factores de caracterización.

Para la categoría HC se obtendrá la caracterización al aplicar la ecuación previamente descrita para los cuatro compuestos obtenidos en la clasificación:

$$(kg CO_2)_{eq} = (kg CO_2) \cdot F_{CO_2} + (kg CH_4) \cdot F_{CH_4} + (kg N_2O) \cdot F_{N_2O}$$

La Figura 3.15 indica el resultado que se obtiene tras aplicar la ecuación descrita anteriormente. Para el caso del escenario "miticultor promedio" la HC para la unidad funcional



seleccionada, 1 tonelada de mejillón talla comercial, es de **390 kg CO₂eq**. La CED es de 2.507 MJ/t mejillón talla comercial.

CML 2 Baseline 2000 V2.03 IPCC 100 años										
CARACTERIZACIÓN										
HUELLA DE CARBONO – HdeC – 1 tonelada mejillón										
MITICULTOR PROMEDIO			PROMEDIO RÍA DE AROUSA			Caracterización (kg CO ₂) ^{..}				
Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	MITICULTOR PROMEDIO	%	PROMEDIO RÍA DE AROUSA	%	
CO ₂	4.500E+01	1.00E+00	CO ₂	6.435E+01	1.00E+00	4.500E+01	11.53	6.435E+01	11.53	
CH ₄	7.000E-01	2.50E+01	CH ₄	1.001E+00	2.50E+01	1.750E+01	4.48	2.503E+01	4.48	
N ₂ O	1.100E+00	2.98E+02	N ₂ O	1.573E+00	2.98E+02	3.278E+02	83.99	4.688E+02	83.99	
						3.903E+02	100.00	5.581E+02	100.00	
DEMANDA DE ENERGÍA ACUMULADA – CED – 1 tonelada mejillón										
MITICULTOR PROMEDIO			PROMEDIO RÍA DE AROUSA			Caracterización (MJ)				
Componente	Cantidad (kg)	Factor	Componente	Cantidad (kg)	Factor	MITICULTOR PROMEDIO	%	PROMEDIO RÍA DE AROUSA	%	
Madera	38.827	1.67E+01	Madera	5.55E+01	1.67E+01	6.49E+02	25.89	9.27E+02	33.28	
Hierro fundido	36.866	2.50E+01	Hierro fundido	1.86E+01	2.50E+01	9.21E+02	36.73	4.65E+02	16.69	
Hormigón	10.809	8.31E-01	Hormigón	1.54E+01	8.31E-01	8.98E+00	0.36	1.28E+01	0.46	
Polietileno	0.320	7.73E+01	Polietileno	4.57E-01	7.73E+01	2.47E+01	0.99	3.53E+01	1.27	
Tereftalato de polietileno	2.00E-02	8.22E+01	Tereftalato de polietileno	2.86E-02	8.22E+01	1.64E+00	0.07	2.35E+00	0.08	
Acero	2.03E-01	7.39E+01	Acero	2.90E-01	7.39E+01	1.50E+01	0.60	2.14E+01	0.77	
Acero inox.	8.53E-02	2.46E+01	Acero inox.	1.22E-01	2.46E+01	2.10E+00	0.08	3.01E+00	0.11	
Hilo algodón	7.20E-02	1.80E+02	Hilo algodón	4.11E-01	1.80E+02	1.29E+01	0.52	7.38E+01	2.65	
Lubricante marino	2.35E-01	5.65E+01	Lubricante marino	3.36E-01	5.65E+01	1.33E+01	0.53	1.90E+01	0.68	
Xileno	1.31E-02	6.58E+01	Xileno	1.87E-02	6.58E+01	8.61E-01	0.03	1.23E+00	0.04	
Cobalto	4.07E-05	1.28E+02	Cobalto	5.81E-05	1.28E+02	5.22E-03	0.00	7.45E-03	0.00	
Solvente	6.26E-02	7.77E+01	Solvente	8.95E-02	7.77E+01	4.87E+00	0.19	6.95E+00	0.25	
4-Metil-2-Pentanona	8.20E-04	1.15E+02	4-Metil-2-Pentanona	1.17E-03	1.15E+02	9.39E-02	0.00	1.34E-01	0.00	
Etilbenceno	1.91E-03	7.74E+01	Etilbenceno	2.73E-03	7.74E+01	1.48E-01	0.01	2.11E-01	0.01	
Etanol	8.20E-04	4.78E+01	Etanol	1.17E-03	4.78E+01	3.92E-02	0.00	5.60E-02	0.00	
Óxido de cobre	1.91E-02	3.55E+01	Óxido de cobre	2.73E-02	3.55E+01	6.79E-01	0.03	9.69E-01	0.03	
Alquitrán	1.47E+00	5.19E+01	Alquitrán	2.10E+00	5.19E+01	7.63E+01	3.05	1.09E+02	3.91	
Óxido de zinc	9.56E-03	5.14E+01	Óxido de zinc	1.37E-02	5.14E+01	4.91E-01	0.02	7.02E-01	0.03	
Diesel	1.42E+01	5.46E+01	Diesel	2.03E+01	5.46E+01	7.75E+02	30.90	1.11E+03	39.72	
						2.507E+03	100.00	2.785E+03	100.00	

Figura 3.15. Caracterización para la Huella de Carbono

Tasa de retorno energético

Para poder comparar ambos escenarios desde la perspectiva de la TRE_{prot} es necesario haber calculado previamente la CED. Además, también es preciso conocer el contenido proteico de la especie que se está analizando, así como la fracción comestible de dicha especie. La Tabla 3.10 muestra el contenido proteico y la fracción comestible para diferentes especies.



Tabla 3.10. Contenido proteico y fracción comestible para varias especies marinas.

Especie		Contenido de proteína (%)	Fracción comestible (%)
Nombre en castellano	Nombre científico		
Abadejo	<i>Pollachius pollachius</i>	18,4	52,5
Bacalao	<i>Gadus morhua</i>	17,8	50
Jurel	<i>Trachurus strachurus</i>	19,8	52
Mejillón	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	11	13

La tasa de retorno energético en forma de proteína comestible es el cociente entre la energía obtenida en forma de proteína y la energía invertida expresada en forma porcentual:

$$\frac{\text{Energía obtenida}}{\text{Energía invertida (CED)}} \times 100$$

Aplicando los valores de la CED previamente calculada y los valores de la Tabla 3.10 se puede obtener la TRE_{prot} (Figura 3.16).

	A	B	C	D	E	F	G	
1	CML 2 Baseline 2000 V2.03							
2								
3	TASA DE RETORNO ENERGÉTICO EN FORMA DE PROTEÍNA COMESTIBLE (TRE_{prot})							
4								
5	Categoría	Unidad	MITICULTOR PROMEDIO	PROMEDIO RÍA DE AROUSA	MITICULTOR PROMEDIO/PROMEDIO RÍA DE AROUSA			
6	CED	MJ	2.507E+03	2.785E+03	0.90			
7								
8								
9	Cantidad proteína en la parte comestible del mejillón				11%			
10	Fracción comestible mejillón				13%			
11								
12	Equivalente energético proteína				16.73 MJ/kg proteína			
13					239.24 MJ/t mejillón			
14								
15								
16	Categoría	Unidad	MITICULTOR PROMEDIO	PROMEDIO RÍA DE AROUSA	MITICULTOR PROMEDIO/PROMEDIO RÍA DE AROUSA			
17	TRE_{prot}	%	9.54	8.59	1.11			
18								

Figura 3.16. Cálculo de la TRE_{prot} .



4. REFERENCIAS

1. Baumann H., Tillman A.M. (2004). The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application. Lund (Sweden). Studentlitteratur
2. Bello Ould-Amer, S., Rios Leon, C.A., Feijoo, G., Moreira, M.T. (2018). Comparative evaluation of lignocellulosic biorefinery scenarios under a life-cycle assessment approach. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining* 12(6): 1047-1064
3. Braungart M., McDonough W. (2005). Cradle to cradle (De la cuna a la cuna). Rediseñando la forma en que hacemos las cosas. McGraw-Hill, Madrid
4. BSI (2011). PAS 2050:2011 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards Institution, London
5. BSI (2012). PAS 2050-2:2012 Assessment of life cycle greenhouse emissions. Supplementary requirements for the application of PAS 2050:2011 to seafood and other aquatic food products. British Standards Institution, London
6. Carson R. (1994). Silent Spring. Mariner Books, Boston
7. Clements RB (1997). Guía completa de las ISO 14000. Gestión 2000, Barcelona
8. Conesa-Fernández V., Ros-Garro V., Conesa-Ripoll V., Conesa-Ripoll L.A. (2000). Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. Mundi-Prensa, Madrid
9. Curran, M.A. (1996). Environmental Life Cycle Assessment. McGraw-Hill, New York.
10. Doney S.C. (2006). La acidificación de los océanos. *Investigación y Ciencia*, mayo, 50-57
11. Ekvall T, Finnveden G (2001). Allocation in ISO 1041 - a critical review. *Journal of Cleaner Production* 9:197-208
12. Fava, J.A., Denison, R., Jones, B., Curran, M.A., Vigon, B., Selke, S., Barnum, J. (1991). A technical framework for life-cycle assessment. SETAC Foundation, Vermont
13. Feijoo, G., Hospido, A., Moreira, M.T. (2005). Reglas de asignación en procesos multifuncionales. En: *Análisis de ciclo de vida: Aspectos metodológicos y casos prácticos*. Clemente G, San Juan N, Vivancos JL, editores. Valencia. Editorial UPC, pp 37-46
14. Feijoo G., Hospido A., Gallego A., Rivela B., Moreira M.T. (2007). Análisis de ciclo de vida (II): Metodología y etapas. *Ingeniería Química* 444:114-125
15. Fleischer, G., Schmidt, W.P. (1996). Funcional unit for systems using natural raw materials. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1(1):23-27
16. Fullana P., Puig R. (1997). Análisis de ciclo de vida. Rubes, Barcelona
17. Fullana P., Puig R. (2002). Ecología Industrial. Conceptos básicos, discusión y aplicación en España. *Ingeniería Química* 391:75-79
18. González, S., Gallego, A., Hospido, A., Moreira, M.T., Feijoo, G. (2007). Análisis de ciclo de vida (III): ACV comparativo de envases. *Ingeniería Química* 445:96-102
19. González-García, S., Silva, F.J., Moreira, M.T., Castilla Pascual, R., García-Lozano, R., Gabarrell, X., Rieradevall i Pons, R., Feijoo, G. (2011). Combined application of LCA and Eco-design for the sustainable procurement of wood boxes for wine bottles storage. *International Journal of Life Cycle Assessment* 16(3):224-237



20. Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G. (2004). Economic allocation: Examples and derived decision tree. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9:23-33.
21. Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A. (2001). Life Cycle Assessment. An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden
22. Gupta AK, Hall CAS (2011). A review of the past and current state of EROI data. *Sustainability* 3:1796-1809
23. Hall CAS (2011). Introduction to special issue on new studies in EROI (energy return on investment). *Sustainability* 3:1773-1777
24. Hospido A., Moreira M.T., Feijoo G. (2007). Análisis de ciclo de vida (I): Desarrollo sostenible. *Ingeniería Química* 443:153-161
25. Hou, Q., Mao, G., Zhao, L., Du, H., Zuo, J. (2015). Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 20:541-555
26. Heijungs, R. (1992). Environmental life cycle assessment of products, Guide. NOH report 9266. Leiden (The Netherlands). CML
27. Huijbregts, M.A.J., Norris, G., Bretz, R., Citroth, A., Maurice, B., von Bahr, B., Weidema, B., de Beaufort, A.S.H. (2001). Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment* 6(3):127-132
28. IPCC (2007) Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri RK y Reisinger A (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra
29. Iribarren D., Hospido A., Moreira M.T. y Feijoo G. (2010a). Carbon footprint and canned mussels from a business-to-consumer approach. A starting point for mussel processors and policy makers. *Environmental Science & Policy* 13:509-521
30. Iribarren D, Moreira MT, Feijoo G (2010b). Revisiting the life cycle assessment of mussels from a sectorial perspective. *Journal of Cleaner Production* 18(2):101-111
31. ISO 14040:2006 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework
32. ISO 14044:2006 Environmental management – Life Cycle Assessment – Requirements and guidelines
33. Leonard A. (2010). La historia de las cosas: de cómo nuestra obsesión por las cosas está destruyendo el planeta, nuestras comunidades y nuestra salud. Y una visión del cambio. Fondo de Cultura Económica de España, Madrid
34. Leopold, L.B., Clarke, F.E., Hanshaw, B.B., Balsley, J.R. (1971). A Procedure for evaluating environmental impact. Geological Survey Circular 645. U.S. Geological Survey, Washington.
35. Lijó, L., González-García, S., Bacenetti, J., Fiala, M., Feijoo, G., Lema, J.M., Moreira, M.T. (2014a). Life cycle assessment of electricity production in Italy from anaerobic co-digestion of pig slurry and energy crops. *Renewable Energy* 68:625-635



36. Lijó, L., González-García, S., Bacenetti, J., Fiala, M., Feijoo, G., Moreira, M.T. (2014b). Assuring the sustainable production of biogas from anaerobic mono-digestion. *Journal of Cleaner Production* 72:23-34.
37. Lijó, L., González-García, S., Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., Feijoo, G., Moreira, M.T. (2015). Environmental assessment of farm-scaled anaerobic co-digestion for bioenergy production. *Waste Management* 41:50-59
38. Martínez-Bascarán G. (2003). La Directiva IPPC que viene. Prevención y control integrados de la contaminación. *Ingeniería Química* 403:159-165
39. Muñoz, I., Rieradevall, J., Domènech, X. (2005). Definición de la unidad funcional e implicaciones en el ACV. En: *Análisis de ciclo de vida: Aspectos metodológicos y casos prácticos*. Clemente, G., SanJuan, N., Vivancos, J.L. (Eds). Valencia. Editorial UPC, pp 29-36
40. Pereira, A., Villanueva-Rey-P., Vence, X., Moreira, M.T., Feijoo, G. (2018). Fresh milk supply through vending machines: consumption patterns and associated environmental impacts. *Sustainable Production and Consumption* 15:119-130
41. Rivela, B., Moreira, M.T., Bornhardt, C., Méndez, R., Feijoo, G. (2004). Life cycle assessment as a tool for the environmental improvement of the tannery industry in developing countries. *Environmental Science & Technology* 38(6):1901-1909
42. Rivela, B., Moreira, M.T., Muñoz, I., Rieradevall, J., Feijoo, G. (2006). Life Cycle Assessment of Wood Wastes: A Case Study of Ephemeral Architecture. *Science of the Total Environment* 357(1-3):1-11
43. Ruhland, A., Striegle, G., Kreisel, G. (2000). Functional equivalence of industrial metal cleaning processes. Comparison of metal cleaning processes within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 5(3):127-133
44. Stern N. (2007). El informe Stern: La verdad sobre el cambio climático. Editorial PAIDOS IBERICA, Madrid
45. Tyedmers PH (2000). Salmon and sustainability: The biophysical cost of producing salmon through the commercial salmon fishery and the intensive salmon culture industry. PhD Dissertation. University of British Columbia, Vancouver
46. UNEP (2003). Evaluation of Environmental Impacts in Life Cycle Assessment. Paris. United Nations Environment Programme (UNEP). Division of Technology, Industry and Economics (DTIE)
47. Vanclay J.K., Shortiss J., Aulsebrook S., Gillespie A.M., Howell B.C., Johanni R., Maher M.J., Mitchell K.M., Stewart, M.D., Yates J. (2011). Customer response to carbon labelling of Groceries. *Journal of Consumer Policy* 34(1):153-160
48. Vázquez-Rowe I, Hospido A, Moreira MT, Feijoo G (2012). Best practices in life cycle assessment implementation in fisheries. Improving and broadening environmental assessment for seafood production systems. *Trends in Food Science & Technology* 28:116-131



-
49. Vázquez-Rowe I, Villanueva-Rey P, Moreira MT, Feijoo G (2014). Edible Protein Energy Return on Investment Ratio (ep-EROI) for Spanish Seafood Products. *AMBIO* 43(3):381-394
 50. von Bahr, B. (2001). The relevance aspect of Life Cycle Inventory Data Quality. Chalmers University of Technology, Gotemburgo
 51. WCED (1987). Our common future: The World Commission on Environment and Development. Oxford University Press, Oxford.
 52. Weidema, B.P., Wesnaes, M.S. (1996). Data quality management for life cycle inventories – An example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production* 4(3-4):167-174
 53. Werner H.E. (2000). EMAS 2000. La herramienta dinámica para la protección medioambiental y para el desarrollo sostenible. <http://www.europa.eu.int/comm/environment/emas/>