

Trabajo Fin de Máster
Máster en Ingeniería Ambiental

Análisis comparativo de la Huella Ambiental de
Producto de leche cruda en Europa bajo la
perspectiva de la Comisión Europea

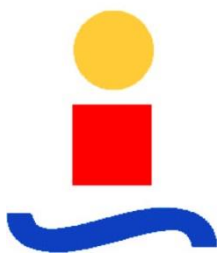
Autor: Manuel Amador Cervera

Tutor: Ricardo Arjona Antolín

Dpto. Ingeniería Química y Ambiental
Escuela Técnica Superior de Ingeniería
Universidad de Sevilla

Sevilla, 2018





Dpto. de Ingeniería Química y Ambiental

Escuela Técnica Superior de Ingeniería

Universidad de Sevilla

Análisis comparativo de la Huella Ambiental de Producto de leche cruda en Europa bajo la perspectiva de la Comisión Europea

Trabajo Fin de Máster
Máster en Ingeniería Ambiental

Autor: Manuel Amador Cervera

Tutor: Ricardo Arjona Antolín

Sevilla, 2018

ÍNDICE

Índice de figuras.....	1
Índice de tablas.....	1
Lista de abreviaturas.....	2
Resumen.....	3
Abstract.....	3
Introducción.....	4
Antecedentes.....	5
Calentamiento global.....	5
Huella de carbono y Huella Ambiental de Producto.....	6
Análisis de Ciclo de Vida.....	8
Impacto ambiental de las granjas lecheras.....	9
Alcance y límites del sistema.....	12
Objetivos.....	13
Unidad Funcional.....	13
Clasificación en sistemas de producción de leche.....	15
Clasificación en criterios de distribución.....	27
Conclusiones.....	36
Bibliografía.....	36

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de flujo para asegurar la calidad de la leche en la planta procesadora de lácteos.....	16
Figura 2. GWP (kg CO ₂ /kg ECM) de las distintas formas de producción de leche seleccionadas en los países estudiados.....	24
Figura 3. GWP (kg CO ₂ /kg ECM) de los distintos criterios de distribución seleccionados en los países estudiados.....	33
Figura 4. Emisiones de GEI de la producción de leche con diferentes criterios de asignación.....	35

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Coeficientes de Unidades de Ganado.....	11
Tabla 2. Clasificaciones medias que indican las emisiones relativas de sistemas de producción lácteos en Langhill.....	15
Tabla 3. Datos de granjas españolas.....	19
Tabla 4. Datos de granjas danesas.....	20
Tabla 5. Datos de granjas suecas.....	21
Tabla 6. Datos de granjas alemanas.....	22
Tabla 7. Datos de granjas holandesas.....	23
Tabla 8. GWP (kg CO ₂ /kg ECM) de las distintas formas de producción de leche seleccionadas en los países estudiados.....	24

Tabla 9. GWP (kg CO ₂ /kg ECM) de las distintas formas de producción de leche aplicando criterios económicos.....	25
Tabla 10. Datos de producción del sistema principal (de leche) y secundario (de carne) de una granja sueca.....	29
Tabla 11. GWP (kg CO ₂ /kg ECM) de los distintos criterios de distribución seleccionados en los países estudiados.....	32
Tabla 12. Resultados caracterizados de un sistema lácteo convencional holandés utilizando diferentes criterios.....	34
Tabla 13. Distribución porcentual de cargas ambientales asociadas a la leche con diferentes criterios de asignación.....	34

LISTA DE ABREVIATURAS

ACV	Análisis de Ciclo de Vida
ALCA	Análisis de Ciclo de Vida Atribucional
CE	Comisión Europea
CLCA	Análisis de Ciclo de Vida Consecuencial
ECM	Leche Corregida por Energía
EPD	Declaración Ambiental de Producto
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FPCM	Leche Corregida por Grasa y Proteína
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GWP	Potencial de Calentamiento Global
HAO	Huella Ambiental de Organización
HAP	Huella Ambiental de Producto
IDF	Federación Internacional de Lechería
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
ISO	Organización Internacional de Normalización
LU	Unidad de Ganado
NO _x	Óxidos de Nitrógeno

PCR	Regla de Categoría de Producto
RCHAP	Reglas de Categoría para la Huella Ambiental de Producto
UE	Unión Europea
UF	Unidad Funcional
UGM	Unidad de Ganado Mayor

RESUMEN

Como consecuencia de la ambigüedad y dispersión en el mercado de la Unión Europea a la hora de calificar el comportamiento ambiental de un producto, la Comisión Europea está evaluando la creación de unas Reglas de Categoría de Huella Ambiental de Producto (RCHAP). Estas establecerán la manera de ejecutar una Huella Ambiental de Producto (HAP) para cada producto concreto y obtener así resultados comparables en cada sector. Por ese motivo el presente estudio tiene como fin comparar el impacto de los posibles criterios de distribución en los distintos sistemas de producción de leche en Europa, evaluando su efecto en la HAP. Para ello se ha hecho una revisión de diversos estudios de ACV de leche y se han comparado clasificándolos según los criterios y los métodos de producción de leche empleados.

Los resultados han mostrado que bajo el criterio del autor de este proyecto se debe tomar como UF el kg ECM cuando se elabora un ACV sobre leche. Además, la gestión de la granja y su productividad tienen un impacto definitivo en los resultados de la misma. En cuanto a los sistemas productivos, la ganadería convencional extensiva es la que mejor rendimiento demuestra en términos de GWP. De los criterios de asignación valorados la expansión del sistema es el criterio que más reduce la huella de carbono, aunque el criterio biológico es el que debería utilizarse siguiendo un razonamiento lógico.

ABSTRACT

As a consequence of the ambiguity and dispersion in the European Union market when qualifying the environmental performance of a product, the European Commission is evaluating the establishment of the Product Environmental Footprint Category Rules

(PEFCR). These will determine how to develop an Product Environmental Footprint (PEF) for each specific product, obtaining comparable results for each sector. For this reason, the current study aims to compare the impact of possible distribution criteria (allocation) in different milk production systems in Europe, evaluating their effect on PEF. For this purpose, a review of several milk LCA studies has been conducted, comparing them according to the allocation and milk production system used.

The results have shown that, according to the criteria of the author of this project, kg ECM should be taken as FU when developing a milk LCA study. In addition, the management of the farm and its productivity have an actual impact on their results. In terms of production systems, conventional extensive farming shows the best performance in terms of GWP. Among the allocation criteria considered, system expansion is the one that obtains the lowest carbon footprint, although biological allocation is the one that should be used following a logical thinking.

INTRODUCCIÓN

La temática de este Trabajo Fin de Máster se ubica dentro de las necesidades de la Unión Europea (UE) de unificar y normalizar un mercado de productos verdes mediante el establecimiento de unas Reglas de Categoría de Huella Ambiental de Producto (RCHAP). Ante la multiplicidad y exceso de abundancia de las ecoetiquetas presentes en Europa y la confusión y desconfianza que generan en el consumidor, la UE ha propuesto esta iniciativa para propiciar un único mercado más homogéneo y estandarizado en cuanto a la manera de informar al consumidor sobre el comportamiento ambiental de los productos.

Esta iniciativa fue emprendida en 2013 cuando comenzó la experiencia piloto, la cual a su vez cuenta con una serie de plazos programados:

- Hasta el 26 de julio de 2013 se admitieron peticiones para participar.
- El 2 de octubre de 2013 se publica la lista de organizaciones que participarían en la fase piloto.
- En noviembre de 2013 se comienza a crear el primer grupo de RCHAP.
- En el segundo semestre de 2014 se empiezan a probar los métodos de verificación.
- En abril de 2015 se inicia la prueba en los medios de comunicación adecuados para la Huella Ambiental de Producto (HAP) y la Huella Ambiental de Organización (HAO).

Los sectores elegidos para esta fase piloto fueron:

- Baterías y acumuladores, Pinturas decorativas, Tuberías de suministro de agua caliente y fría, Detergentes para uso doméstico, Equipamientos IT (servidores, unidades de disco magnético, equipos de conmutación), Piel, Metales laminados, Zapatos no de piel, Generación eléctrica fotovoltaica, Papel, Aislamientos térmicos, Camisetas, y Sistemas de alimentación ininterrumpida.

A partir de esto la UE irá estableciendo unas RCHAP para cada producto en función de la experiencia piloto y los estudios que se hagan (Canga, 2013).

Por estas razones, el contenido de este Trabajo Fin de Máster se enmarca en la revisión crítica y evaluación desde la perspectiva del calentamiento global del comportamiento ambiental de un producto concreto: la leche cruda. Para lo cual se han revisado estudios de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de granjas lecheras de varios países pertenecientes a la UE.

El objetivo global del trabajo es el de evaluar cuáles son los criterios más adecuados para el fin que persigue la Comisión Europea. Uno de los condicionantes es el uso de criterios homogéneos de asignación, los cuales deben seleccionarse de forma que se pueda obtener un cálculo de huella ambiental representativo del producto a evaluar.

Así se lograrían establecer unas RCHAP adecuadas tratando de minimizar la masa de CO₂ equivalente emitida a la atmósfera por unidad funcional, a la vez que se podría mostrar qué tipo de sistemas de producción y de criterios le beneficiarían más a cada país estudiado a la hora de elaborar una HAP de leche cruda. Favoreciendo con ello que la producción de leche se haga de una forma más sostenible medioambientalmente.

ANTECEDENTES

- Calentamiento global

El calentamiento global es una de la mayores preocupaciones y problemas a resolver en materia medioambiental a nivel mundial. Las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) como consecuencia de la actividad antropogénica están aumentando la temperatura media del planeta y teniendo repercusiones negativas en el medioambiente y por consiguiente en nuestra salud.

A raíz de esto se ha detectado una creciente preocupación por disminuir la emisión a la

atmósfera de estos GEI, tanto por parte de empresas como por parte de los consumidores (Asselin-Balençon y col., 2012).

Por tanto medirlas y tratar de optimizar nuestras actividades reduciendo estas emisiones se ha convertido en uno de los principales objetivos medioambientales.

Los GEI más importantes se encuentran en la atmósfera de manera natural pero el ser humano aumenta sus concentraciones principalmente debido a la actividad industrial. Los principales son el vapor de agua, el metano, el CO₂, los NO_x, el ozono, y los CFC.

El impacto de estos GEI se mide en masa de CO₂ equivalente. A cada compuesto se le asigna un valor según el Potencial de Calentamiento Global (GWP) que tenga en comparación con el del CO₂. Representando así la cantidad de CO₂ que tendría el mismo GWP que el compuesto o la mezcla de compuestos que se está valorando.

- Huella de Carbono y Huella Ambiental de Producto

De esta manera nació el concepto de Huella de Carbono, que es la suma de todas las emisiones de GEI que produce un individuo, actividad, organización, o producto, de forma directa e indirecta (Canga, 2015).

Es decir, cuando medimos la masa de CO₂ equivalente de un individuo, actividad, organización o producto, estamos cuantificando su huella de carbono.

De cara al mercado el consumidor ha comenzado cada vez más a ver influenciada su elección en función del comportamiento ambiental del producto. Lo que ha hecho que las empresas se preocupen más todavía por ello y traten de hacer su producto más ecológico para competir mejor en el mercado.

La manera de transmitir al consumidor esta información se hace mediante las ecoetiquetas, las cuales generan en el cliente un interés por estos productos verdes que lleva a un proceso de eco-innovación o innovación ecológica. Esto consiste en que la necesidad de los consumidores por comprar estos productos hace que las empresas se esfuercen por hacerlos más respetuosos con el medioambiente, así aumenta la competitividad entre productos y cuando el cliente va a tomar la decisión al comparar productos se vuelve a repetir el ciclo, haciendo que cada vez los productos deban ser más ecológicos para resultar más atractivos para el comprador y que acabe siendo la opción elegida. Con esto se consigue que las empresas estén cada vez más interesadas en vender este tipo de productos y por tanto el medioambiente se ve favorecido (Prieto-Sandoval y col., 2016).

En este contexto, la Comisión Europea (CE) propone la HAP como una metodología de ACV multicriterio que mide el comportamiento ambiental de un bien o servicio (Rec. 2013/179 de la Comisión, de 9 de abril de 2013).

Esta propuesta surge por el gran número de ecoetiquetas diferentes que existen en la UE que certifican el mismo comportamiento ambiental, cada una con su método de evaluación. Esta dispersión genera confusión en el consumidor, que acaba por perder la confianza en el producto y en las mismas ecoetiquetas.

Por ello la Comisión Europea busca instalar una forma de llevar a cabo esta metodología de ACV y ecoetiquetado que sea equitativa, coherente, y que unifique y normalice la manera de transmitir el comportamiento ambiental de un producto. Es decir, quiere definir cómo debe realizarse una HAP para cada grupo de productos, lo que se conoce como Reglas de Categoría de Huella Ambiental de Producto. Una vez definidas, las empresas podrán elaborar la HAP siguiendo estas reglas y consiguiendo así unos resultados totalmente comparables en cada sector (Canga, 2013).

Unas RCHAP deben contener la siguiente información:

- Definir objetivos y alcance del proyecto.
- Definir las categorías de impacto relevantes.
- Identificar los límites del sistema.
- Identificar los parámetros clave y las etapas del ciclo de vida.
- Proporcionar orientación sobre posibles fuentes de datos.
- Proporcionar los datos de uso de recursos y perfil de emisiones.
- Especificar cómo resolver los problemas de multifuncionalidad (European Commission, 2012).

Para implantar esta metodología la Comisión Europea ha creado una experiencia piloto con una serie de organizaciones seleccionadas abarcando distintos productos, a partir de la cual se valorarán las RCHAP resultantes que serán las normas que deberán utilizar las empresas en la UE y a nivel internacional para ejecutar la HAP y así evaluar el comportamiento ambiental del producto.

Los documentos finales de esta fase piloto actualmente se encuentran en discusión por el Comité Directivo y la Junta Asesora Técnica según los plazos fijados (Canga, 2013; European Commission, 2013).

Para llevar a cabo este procedimiento es necesario evaluar los impactos mediante ACV. Este es definido por la CE en base a la norma ISO 14040:2006 como la recopilación y

evaluación de las entradas y salidas y los impactos ambientales potenciales de un sistema de producto durante su ciclo de vida (European Commission, 2012; AENOR, 2006b).

Esta normalización era necesaria porque como venían indicando algunos autores, una clara caracterización de la producción del sistema, unidad funcional, límite del sistema (que indica los procesos incluidos y excluidos) y los procedimientos de asignación harían las comparaciones más fáciles en el futuro (Yan y col., 2011).

- Análisis de Ciclo de Vida

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es un procedimiento estructural, general, e internacionalmente estandarizado que se utiliza para evaluar las cargas ambientales asociadas a un producto, actividad o proceso durante su ciclo de vida. Es capaz de medir todas las emisiones, recursos consumidos e impactos relacionados con el medioambiente y nuestra salud de un bien o servicio. El ACV es una gran herramienta de apoyo que sirve de ayuda efectiva para que el consumo y la producción sean más sostenibles.

El ciclo de vida se divide en varias etapas: extracción de la materia prima, manufacturado, transporte, distribución, utilización, reutilización o reciclaje y gestión del residuo (Instituto Superior del Medio Ambiente, 2013; European Commission, 2010).

Hay cuatro fases en un estudio de ACV según ISO 14044:2006:

- Definición de objetivo y alcance: Donde se deben exponer las razones por las que se desarrolla el estudio en cuestión y se determinan los límites del sistema, el nivel de amplitud, profundidad y detalle que se alcanza. Este alcance dependerá del objetivo fijado.
- Análisis del inventario: Donde se colocan los datos de entradas y salidas del sistema. Se deben recopilar los datos necesarios para cumplir con los objetivos marcados.
- Evaluación de impacto del ciclo de vida: Donde se relacionan los datos de inventario con los potenciales impactos ambientales para clasificar, caracterizar, normalizar y evaluar los resultados del análisis de inventario.
- Interpretación de resultados: Donde se resumen y valoran los resultados del análisis de inventario y de la evaluación de impacto para llegar a unas conclusiones y recomendaciones que permitan elaborar una toma de decisiones. Esta debe ser acorde al objetivo y alcance fijados (AENOR, 2006a).

Dependiendo de los objetivos que tenga el ACV se seguirán unos criterios u otros, que permitirán llegar a una toma de decisiones que concuerde con estos objetivos.

Según qué tipo de criterios de asignación se elijan, se resolverá la multifuncionalidad dividiendo las cargas ambientales entre los coproductos de una manera u otra.

Tanto ISO como la IDF dan los mismos niveles de prioridad a los distintos criterios de distribución. La primera opción es evitar la asignación ya sea mediante la división del proceso en subprocesos cada uno de los cuales produzca un único producto, o mediante la expansión del sistema. Esta consiste en ampliar los límites del sistema fijado, incluyendo las funciones adicionales que corresponden a los coproductos (Baldini y col., 2017).

En caso de que no se pueda evitar la asignación, debe basarse en la relación física entre productos. Y de no ser posible, en una asignación basada en el valor económico o de masa de los diferentes productos.

Los estudios de ACV se han proclamado como un método mundialmente aceptado para evaluar los impactos ambientales de la producción agrícola. Las categorías de impacto más frecuentes que han sido estudiadas en estos ACV son: acidificación, eutrofización, calentamiento global, uso de agua, uso de tierra, y uso de energías no renovables (Rivera y col., 2014).

- Impacto ambiental de las granjas lecheras

Los sistemas bovinos han estado normalmente relacionados con la generación de una gran cantidad de Gases de Efecto Invernadero a la destrucción de recursos naturales y a tener unos bajos parámetros de producción. Por lo cual en los últimos años se han buscado alternativas en procesos de producción que puedan cubrir la demanda actual de productos lácteos de alta calidad que se requieren en el mercado a la vez que se alcance una buena productividad y se respete el medioambiente.

Diversos estudios apoyan que el primer paso es estudiar el impacto ambiental de estos sistemas en condiciones específicas, averiguar cuáles son los factores de emisión de GEI de cada uno y calcular su auténtico potencial de mitigación.

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) en uno de sus estudios ha querido hacer un llamamiento para resaltar la huella ambiental

producida por la industria ganadera. Considerando todo el proceso ganadero, desde el uso de la tierra y la producción de pienso hasta la gestión del residuo, procesamiento y transporte, se le asigna al sector lácteo sobre un 18% del total de emisiones de GEI antropogénicas (FAO, 2010).

En 2007 el sector lácteo generó 1.969 millones de toneladas de CO₂ equivalente a la atmósfera de los cuales 1.328 millones de toneladas fueron asignadas a la leche, 151 millones de toneladas a la carne de animales sacrificados y 490 millones de toneladas a carne proveniente de terneras engordadas.

La media global de emisiones de producción de leche contando con transporte y procesado es de 2,4 kg CO₂/kg FPCM hasta la puerta de la granja.

A lo largo de todo el ciclo de vida de la leche, las emisiones que se producen desde la cuna hasta la puerta de la granja son las mayores, suponiendo un 80% del total (FAO, 2010; Flysjö y col., 2011a). Esto es igual en todas las partes del mundo, aunque se acentúa en los países en vías de desarrollo, donde las emisiones de GEI en esta etapa se elevan hasta el 90-99% del total (FAO, 2010).

Luego mejorar la huella de carbono del sector lácteo es prioritario en la producción lechera actual. Para actuar conforme a ello, legisladores, productores y consumidores necesitan de información clara y objetiva al respecto. Sin embargo, revisando la bibliografía y las bases de datos referentes se puede observar que los estudios no están basados en unos métodos comparables entre sí, dificultando sacar una conclusión clara y global de ello (FAO, 2010).

Un rasgo importante de una granja a la hora de evaluar su impacto ambiental es la carga ganadera. Esta se define como la densidad del ganado, es decir, la relación existente entre el número de animales presentes o Unidades de Ganado Mayor (UGM) y la extensión de la superficie con la que cuenta la granja (Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera, 2014; RD 1131/2010, de 10 de septiembre). La carga ganadera puede definir la cantidad de nutrientes y energía utilizada por unidad de producto (Pirlo, 2012).

A la hora de calcular la cantidad de animales hay que tener en cuenta factores de ponderación como la raza del animal y la edad. Considerándose ganado bovino adulto aquel que supera los 2 años de edad (Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera, 2014; RD 1131/2010, de 10 de septiembre).

La UE define la unidad de ganado o Livestock Unit (LU) como una unidad de referencia que se emplea para poder valorar equitativamente ganado de diferentes especies y edades asignando unos coeficientes en función de las necesidades de alimentación de cada tipo de animal.

Esta unidad equivale a una vaca lechera adulta con una dieta carente de alimentos concentrados, que produce 3.000 kg leche/año (Eurostat Statistics Explained, 2013).

Para el ganado bovino, los coeficientes más utilizados son los mostrados en la Tabla 1.

Tabla 1. Coeficientes de Unidades de Ganado (Eurostat Statistics Explained, 2013).

Tipo de ganado bovino	Coeficientes de Unidades de Ganado
Menos de 1 año de edad	0,4
Entre 1-2 años de edad	0,7
Machos de 2 años de edad o más	1
Hembras de 2 años de edad o más	0,8
Vacas lecheras	1
Otras vacas de 2 años de edad o más	0,8

La diferencia entre un sistema ganadero extensivo y uno intensivo no está claramente definido en cuanto a la carga ganadera, y por tanto no hay un umbral máximo aceptado para diferenciar entre una y otra (Asociación Pastores por el Monte Mediterráneo y del Foro Europeo para la Conservación de la Naturaleza y el Pastoralismo, 2013). En el Real Decreto 2353/2004 aún vigente, se fijan primas por extensificación a aquellas actividades ganaderas vacunas cuya carga sea menor o igual a 1,4 UGM/ha (RD 2353/2004, de 23 de diciembre; Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera, 2014). Lo cual puede ser orientativo pero no determinante, y menos aún si se están estudiando también otros países además de España como es el caso.

Ante esa falta de delimitación y atendiendo a los datos de carga ganadera observados en la bibliografía, en los casos en los que no se define en el propio artículo científico la actividad ganadera convencional en cuestión como extensiva o intensiva, se ha tomado el criterio de considerarlas como tales tomando como referencia las cargas ganaderas. De esta forma las granjas convencionales con mayor carga ganadera dentro de las escogidas para un país serán consideradas intensivas, y las de menor, extensivas. Puesto que en una ganadería intensiva el ganado se encuentra acumulado viviendo en poco espacio y la carga ganadera suele ser mayor que en la extensiva, se ha tomado este criterio para clasificar los datos recogidos que no estén totalmente especificados.

ALCANCE Y LÍMITES DEL SISTEMA

El alcance del presente estudio irá desde la cuna a la puerta de la granja. Esta decisión está basada en la bibliografía consultada, donde se señala que más del 80% de las emisiones de Gases de Efecto Invernadero de todo el proceso de producción de leche se generan en esta etapa (Baldini y col., 2017; Flysjö y col., 2011a).

Adicionalmente, una vez la leche sale de la granja los métodos de procesamiento que se siguen para acondicionar el producto adecuadamente son los mismos, los cuales se citan más adelante en la Figura 1. Así que las cargas ambientales emitidas en esta etapa se consideran prácticamente similares.

Además, según la Regla de Categoría de Producto (PCR) de El Sistema Internacional EPD®, la leche cruda se considera un producto distinto de la leche procesada, teniendo esta una PCR diferente. En esta PCR referente a la leche cruda, se define esta como “la secreción de las glándulas mamarias de mamíferos destinadas a consumo humano” (El Sistema Internacional EPD, 2017).

La Comisión Europea establece que las Reglas de Categoría de Huella Ambiental de Producto deberían respetar las Reglas de Categoría de Producto internacionales existentes en la medida de lo posible y dependiendo del contexto (Rec. 2013/179 de la Comisión, de 9 de abril de 2013; European Commission, 2012). Al tomar las PCR como referencia se consigue que las comparaciones sean más fiables diferenciando con una mayor precisión entre productos que puedan parecer aparentemente similares.

En los productos animales suelen haber siempre coproductos asociados, lo cual dificulta los criterios de asignación. Según ISO la expansión del sistema es la primera opción que se debe manejar cuando se trata con coproductos. En nuestro caso se debería considerar la carne producida como coproducto en la producción de leche.

Dado que se estudiarán diferentes criterios, se utilizarán unos límites del sistema cuando se sigan criterios de expansión del sistema, y otros cuando se sigan criterios biológicos, de masa o económicos. Esto producirá una gran diferencia en los resultados ya que el hecho de que se consideren coproductos o no, incide directamente en la huella de carbono (Flysjö y col., 2011a; AENOR, 2006a).

Tampoco se considerará el secuestro de carbono como recomienda la IPCC. Esto requiere de una gran cantidad de datos y de alta precisión (O'Brien y col., 2014). Aunque como se mencionará posteriormente, el secuestro de carbono es un factor importante a tener en cuenta que puede decantar la balanza y que debería por tanto evaluarse de tener los medios suficientes para hacerlo de una forma precisa.

Los límites espaciales abarcarán la comunidad europea. Específicamente, se han tomado resultados de granjas ubicadas en los países de España, Dinamarca, Suecia, Alemania y Holanda.

OBJETIVOS

En esta situación se enmarca el presente proyecto, cuyo objetivo principal es el de comparar el impacto de los diversos criterios posibles en los distintos sistemas de producción de leche de Europa en base a su efecto en la Huella Ambiental de Producto.

Para su consecución se han establecido una serie de objetivos secundarios:

- Evaluar y seleccionar la Unidad Funcional (UF) óptima.
- Comparar los principales métodos de producción de leche utilizados en distintas partes de Europa en función de los criterios seleccionados para evaluar su efecto en la HAP.

UNIDAD FUNCIONAL

Para facilitar la comparación entre estudios de ACV de producción de leche es necesario que se acepte una Unidad Funcional específica como referencia común. En la bibliografía se utilizan UF muy distintas que van desde la hectárea de granja utilizada hasta el volumen o masa de leche producida. Sin embargo, las más utilizadas son dos UF que se basan en el kg de leche producida, pero corrigiendo este en función de la cantidad de grasas y proteínas presentes en la leche. Con esto se consigue representar la función nutricional de la leche según su contenido energético, lo cual permite una mejor comparación entre leches con diferente contenido en grasa y proteínas, producida por animales de diferentes razas o que han sido alimentados de manera distinta (Baldini y col., 2017).

Similar a la definición previa dada por su Regla de Categoría de Producto, el Código

Alimentario Español define leche natural como “el producto íntegro, no alterado ni adulterado y sin calostros, del ordeño higiénico, regular, completo e ininterrumpido de las hembras mamíferas domésticas sanas y bien alimentadas.”. Este especifica unos valores de materia grasa, lactosa, proteínas, cenizas, extracto seco magro, acidez, e impurezas que una leche natural de vaca debe cumplir en el momento de su venta (Decreto 2484/1967, de 21 de septiembre). Definiendo así que el producto en cuestión se rige por unas características nutricionales concretas. Esto es razonable ya que la función principal de los productos lácteos es proporcionar beneficios nutricionales y de salud (The European Dairy Association, 2016).

Teniendo en cuenta todo esto se asume que las UF de kg Energy Corrected Milk (ECM) y kg Fat and Protein Corrected Milk (FPCM) son las más apropiadas, cuyas correspondientes fórmulas se explican a continuación:

$$kg\ ECM = kg\ leche \cdot (0,25 + 0,122 \cdot \%grasa + 0,077 \cdot \%proteína) \text{ [Sjaunja y col., 1990]}$$

$$kg\ FPCM = kg\ leche \cdot (0,337 + 0,116 \cdot \%grasa + 0,06 \cdot \%proteína) \text{ [FAO, 2010]}$$

La diferencia radica básicamente en los coeficientes que se le da a cada término, lo cual influye ligeramente en los resultados.

La Federación Internacional de Lechería recomienda utilizar la fórmula de kg ECM mientras que lo nombra erróneamente como kg FPCM lo cual puede dar lugar a confusiones. Muchos de los artículos utilizados en el presente estudio se basaron en esta recomendación de la IDF así que a la hora de realizar los cálculos se ha asumido que han utilizado la fórmula del kg ECM como Unidad Funcional en lugar del kg FPCM (Baldini y col., 2017; IDF, 2010).

Según Ross y colaboradores (2017) el kg FPCM es la UF más utilizada en los estudios de ACV referentes a producción de leche. Sin embargo, el kg ECM ya incorpora el efecto de la diferencia entre sistemas de producción de leche cuando se estudia el GWP. Luego este estudio, que compara distintas UF, señala que el kg ECM es la más adecuada para comparar los impactos entre sistemas de producción lecheros como se muestra en la Tabla 2. Más aún cuando se evalúa la categoría de impacto de GWP, que es la que se estudiará en este proyecto.

Tabla 2. Clasificaciones medias que indican las emisiones relativas de sistemas de producción lácteos en Langhill (Ross y col., 2017).

Functional unit	Production system				P-value
	LFC	LFS	HFC	HFS	
LSU (<i>n</i>)	1 ^a	2 ^b	3 ^b	4 ^c	*
ECM (kg)	2 ^a	1 ^b	4 ^c	3 ^d	*
MS (kg)	2 ^a	1 ^b	4 ^c	3 ^a	*
Land _{farm} (ha)	3 ^a	4 ^a	1 ^b	2 ^b	*
Land _{total} (ha)	1 ^a	2 ^a	3 ^b	4 ^c	*
ECM/Land _{total} (t/ha)	2 ^a	1 ^b	4 ^c	3 ^c	*

LFC = low forage control; LFS = low forage select; HFC = high forage control; LFS = high forage select; LSU = livestock units; ECM = energy-corrected milk yield; MS = total milk solids; Land_{farm} = on-farm land use; Land_{total} = total land use; ECM/Land_{total} = milk yield per unit total land use.
^{a,b,c,d}Values within a row with different superscripts differ significantly at **P* < 0.05.

Además por defecto se considera que la UF en el caso de productos lácteos debe ser de masa o volumen (The European Dairy Association, 2016). Esto descarta las otras UF propuestas, lo cual se debe a que la función de los productos lácteos es cubrir una necesidad nutricional en el consumidor.

Teniendo en cuenta la recomendación de la IDF, los resultados obtenidos por Ross y colaboradores (2017), y las conclusiones expuestas por Yan y colaboradores (2011), en este proyecto se ha optado por tomar el kg ECM como la Unidad Funcional más adecuada para llevar a cabo un ACV de producción de leche y comparar resultados de varios estudios.

CLASIFICACIÓN EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE LECHE

La relevancia de la leche en la alimentación actual del ser humano ha hecho que sean necesarios avances tecnológicos para su producción industrial.

La leche es un producto fácil de degradar microbiológicamente por lo que su calidad nutricional puede verse afectada si no se trata de manera adecuada, luego la salud del ganado es de gran importancia. Debe controlarse la higiene durante todas las etapas: ordeño, transporte, procesamiento y manufactura.

Por consiguiente para elaborar productos lácteos se exigen unos requisitos de calidad e

inocuidad que permitan que el alimento sea apto para el consumo humano. Esto se consigue mediante operaciones previas al procesamiento, como son los análisis sensorial, físico, químico y bacteriológico (FAO, 2011).

Para garantizar estas condiciones según la FAO se debe seguir el diagrama de flujo que se define en la Figura 1.

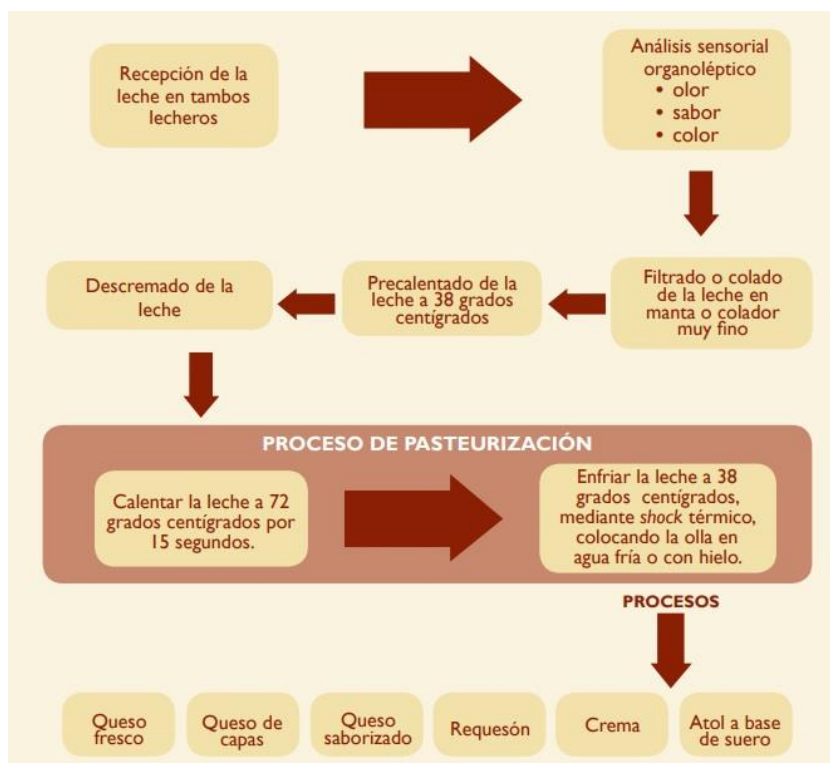


Figura 1. Diagrama de flujo para asegurar la calidad de la leche en la planta procesadora de lácteos (FAO, 2011).

Antes de llegar a este proceso, dicha leche es producida en granjas en las cuales se podrán encontrar distintos sistemas de producción, cada uno de ellos con unas ventajas y unos inconvenientes asociados. Además se suelen encontrar variaciones geográficas, un ejemplo es la diferente producción del pienso para el ganado fuera de la granja en Suecia y Nueva Zelanda (Flysjö y col., 2011b).

Por pequeñas que sean las diferencias, estas pueden repercutir en el GWP de la granja de forma que en sistemas ganaderos aparentemente similares puede haber disparidad a la hora de gestionar la granja y ello puede estar influyendo en última instancia en los resultados finales.

En el sector ganadero se pueden emplear varios métodos de producción de leche. En el presente estudio se han valorado tres sistemas de producción de leche según su importancia

siendo los más utilizados conforme a lo consultado en la bibliografía utilizada. Estos son los siguientes:

- Ganadería convencional intensiva:

Es aquella donde los animales se encuentran confinados en establos en poco terreno, con una densidad alta de animales por hectárea. Están bajo condiciones artificiales (humedad, temperatura, luz...) y son alimentados con pienso enriquecido o preparado para que el animal se desarrolle más rápido. Luego para este tipo de ganadería se necesita una gran inversión pues requiere de más tecnología, alimentos más caros, más mano de obra, etc. Con este sistema los animales viven para producir los bienes que el ganadero quiere conseguir de ellos, el objetivo es explotarlos tratando de obtener el máximo rendimiento posible. Por tanto, este método genera más productividad acompañado normalmente de un mayor impacto ambiental (Concepto Definición, 2015).

- Ganadería convencional extensiva:

Es aquella donde los animales se encuentran en terrenos de gran extensión, con una baja densidad de animales por hectárea. Su vida se desarrolla bajo las condiciones ambientales del lugar, donde se alimentan de pasto que el ganadero tiene controlado para que pueda abastecerlos. Para este sistema de ganadería no se necesita una inversión tan grande como en el caso de la intensiva, pero la productividad también es menor generalmente. Por el contrario con un sistema de producción extensivo los animales viven más sanos y por tanto los productos son más naturales. Haciendo así que vivan de una forma más parecida a como lo harían en libertad y consiguiendo menores impactos ambientales (Concepto Definición, 2014).

- Ganadería orgánica:

Es aquella donde los animales son alimentados con pastos naturales y/o alimentos exentos de fertilizantes artificiales o pesticidas. Esta busca mantener una interdependencia entre el suelo, la planta y el animal, creando un sistema agroecológico sostenible. Con estos sistemas se consigue una mayor eficiencia alimenticia (kg materia seca consumida/kg ganancia de peso) que con los convencionales. Sin embargo, en general el nivel de alimentación es menor en sistemas ganaderos orgánicos y por tanto su producción de leche por vaca es también menor (Espinoza y col., 2009; Espinoza y col., 2007).

Con el fin de obtener unos resultados conclusivos se han buscado datos de cada grupo de granjas en cada uno de los países seleccionados.

En algunos estudios se emplean UF distintas al kg ECM. Para efectuar el cambio de unidad se han utilizado las fórmulas correspondientes citadas anteriormente y los valores medios de 4% de grasa y 3,3% de proteínas presentes en la leche como indica la IDF y una densidad promedio de 1,03 kg/l siempre que estos no se hayan especificado en los artículos originarios (IDF, 2010; Anton Paar, 2009). A continuación se hace una breve explicación de las características más relevantes de estas granjas y sus rendimientos en cuanto a GWP:

- España:

La granja intensiva estudiada por Noya y colaboradores (2017), está localizada en Osona, Cataluña. Cuenta con un área total de 74,7 ha, de las que 55,27 ha son usadas para el cultivo de cereales de los cuales una parte se emplean para alimentar al ganado. El resto del espacio está ocupado por instalaciones agrícolas (incluyendo establos de crías, salas de ordeño, y habitaciones para el equipamiento y la maquinaria). De un total de 1180 animales en la granja, hay 400 cabezas de ganado de vacas lecheras, 80 vacas secas (en periodo en el que no producen leche), 500 terneras y 200 terneros.

Siguiendo los coeficientes de unidades de ganado establecidos por la UE con estos, se estima una carga ganadera muy alta, aproximadamente de 14,24 LU/ha. Con una densidad tan alta se ha valorado esta granja como intensiva.

La construcción y el mantenimiento de las infraestructuras se consideraron despreciables.

En este caso las emisiones de la granja tuvieron una contribución mayor del 75% en cuanto a GWP. Las emisiones directas de metano y óxido nitroso representaron el 85% y 15% del GWP respectivamente. Se remarcaban la fermentación entérica y el manejo del estiércol como los mayores contribuyentes en el impacto ambiental del sistema de producción lácteo.

También hay que tener en cuenta las emisiones que se evitaron al no utilizar fertilizantes minerales. En su lugar se empleó el estiércol excretado por el ganado como fertilizante orgánico.

Por el otro lado, las dos granjas lecheras estudiadas por Hospido y colaboradores (2003), están localizadas en Galicia. Una de ellas cuenta con 23 vacas lecheras y 27 vacas nodrizas, y la otra con 38 vacas lecheras y 22 vacas nodrizas. En este estudio tampoco se especifica el área de las granjas, así que dada la diferencia entre el número de animales en estas y en el anterior estudio, estas granjas se tomaron como extensivas.

No se consideró como coproducto la crema producida por representar menos del 2,5% del total de producción anual siguiendo criterios económicos.

La producción de leche en las granjas fue responsable de más del 80% del GWP total, incluyendo emisiones al aire y al agua. El metano que emitieron las vacas de la granja supusieron más del 30% de los GEI emitidos.

En esta comparación las granjas extensivas fueron las que mostraron unas emisiones de GEI por UF más bajas.

Ambos estudios siguen criterios de distribución económicos.

En la Tabla 3 se muestra un resumen de los datos de las granjas españolas mencionadas:

Tabla 3. Datos de granjas españolas.

Tipo de granja	Nº granjas	UF	LU/ha	% grasa media	% proteína media	GWP (kg CO2 eq/kg ECM)	Fuente
Intensiva	1	kg ECM	-	4	3,3	1,320	Noya y col., 2017
Extensiva	2	litro leche	-	2,81	-	0,860	Hospido y col., 2003
Orgánica	-	-	-	-	-	1,097*	-

En ninguno de los estudios se especificó la carga ganadera de las granjas ni se aclaró qué área de todo el terreno se estaba teniendo en cuenta.

Sin embargo el sustituir el fertilizante por estiércol en el primer caso fue una buena medida para disminuir el GWP, lo cual no se hizo en el segundo caso.

Pero aún sin esta disminución en el segundo estudio se logró una menor huella de carbono, siendo además la media de 2 granjas y teniendo así más fiabilidad que el primero.

- Dinamarca:

Guerci y colaboradores (2013) evaluaron 5 granjas danesas diferentes: dos de ellas son granjas orgánicas con una densidad de 1,1 LU/ha, otras dos son granjas convencionales con una densidad de 1,2 LU/ha (extensivas), y la última es una granja convencional con una densidad de 2,1 LU/ha (intensiva).

Las emisiones totales de la granja incluyen la combustión del combustible, la fermentación entérica, el manejo del estiércol, el uso de fertilizante químico y la deposición de orina y materia fecal.

Las emisiones de metano en primer lugar y las del almacenamiento de estiércol en segundo son las mayores contribuyentes al GWP. Además de la producción de alimento comercial y de los cultivos. Estos últimos están relacionados con el uso de los fertilizantes y con las reservas de carbono del suelo.

El GWP fue calculado sin incluir las emisiones que provienen del cambio de usos del suelo. Sin embargo, en un análisis simplificado en el que sí se consideraron las emisiones directas de los cambios de usos del suelo, el impacto aumentó enormemente para las granjas

convencionales mientras que permaneció igual para las granjas orgánicas.

En esta comparación las granjas orgánicas fueron las que mostraron unas emisiones de GEI por UF más bajas.

Este estudio se hizo bajo criterios de distribución biológicos.

En la Tabla 4 se muestra un resumen de los datos de las granjas danesas mencionadas:

Tabla 4. Datos de granjas danesas.

Tipo de granja	Nº granjas	UF	LU/ha	% grasa media	% proteína media	GWP (kg CO2 eq/kg ECM)	Fuente
Intensiva	1	kg ECM	2,1	-	-	1,240	Guerci y col., 2013
Extensiva	2		1,2			1,193	
Orgánica	2		1,1			1,161	

Como bien se indica en este artículo los resultados de un ACV sobre granjas lecheras serían muy distintos si se considerasen las emisiones provenientes de los cambios de usos del suelo. Esto debería hacerse si se quiere representar fielmente la realidad de las granjas, pues es una modificación del terreno cuyo último fin es la producción de leche, luego forma parte del proceso.

La razón por la que en este caso las granjas orgánicas tuvieron menor GWP puede ser porque en una de ellas se le atribuyó el porcentaje de emisiones a la leche más bajo del estudio, de un 76,2%.

- Suecia:

Cederberg y colaboradores (2004) estudiaron tres grupos de granjas. Un primer grupo llamado convencional alto con una carga ganadera media de 1,2 LU/ha compuesto por 9 granjas, un segundo grupo llamado convencional medio con una carga ganadera media de 0,8 LU/ha compuesto por 8 granjas, y un tercer grupo de granjas orgánicas con una carga ganadera media de 0,9 LU/ha compuesto por 6 granjas. Según los criterios fijados se ha considerado al primer grupo ganadero como convencional intensivo y al segundo como convencional extensivo.

En cuanto a producción de leche las granjas intensivas tuvieron un mayor rendimiento mientras que las extensivas y orgánicas tuvieron un rendimiento menor que este pero similar entre ellas.

En las granjas convencionales se alimentó a los animales con grandes cantidades de alimento concentrado en proteínas siendo en ambas mayor del doble del usado en las orgánicas.

En las granjas orgánicas no se usó ningún pesticida mientras que en las intensivas y

extensivas se utilizaron un promedio de 200 y 236 gramos/ha respectivamente.

Las granjas orgánicas tuvieron los resultados de emisiones de CO₂ más bajos debido al poco uso de combustibles fósiles. Aunque en términos generales de GWP las intensivas fueron las granjas con menor impacto ambiental, produjeron menos metano y óxido nitroso pero hubo una gran variación entre las granjas por lo que no fue representativo. Esto puede deberse a que en el manejo de estiércol, la emisión de metano fue un 11-12% del total en las convencionales y un 9% en las orgánicas.

Se señala que las razones de esto pueden ser que las pérdidas de nitrógeno reactivo calculadas en la granjas convencionales se den por un aumento del nitrógeno del suelo, desnitrificación o cálculos subestimados. La fijación simbiótica de nitrógeno puede ser difícil de calcular, por lo que la entrada de nitrógeno en las granjas orgánicas podría haber sido subestimada y que los modelos utilizados no estén preparados para sistemas de producción orgánicos.

En esta comparación las granjas convencionales intensivas fueron las que ofrecieron unas emisiones de GEI por UF más bajas.

Este estudio se elaboró siguiendo criterios de distribución económicos.

En la Tabla 5 se muestra un resumen de los datos de las granjas suecas mencionadas:

Tabla 5. Datos de granjas suecas.

Tipo de granja	Nº granjas	UF	LU/ha	% grasa media	% proteína media	GWP (kg CO ₂ eq/kg ECM)	Fuente
Intensiva	9	kg ECM	1,2	-	-	0,896	Cederberg y col., 2004
Extensiva	8		0,8			1,037	
Orgánica	6		0,9			0,938	

Ya que los modelos utilizados parecen no ser válidos para las granjas orgánicas y hubo una gran varianza en los resultados de las intensivas, los rendimientos de las granjas citadas en este estudio no ofrecen tanta fiabilidad como los demás.

- Alemania:

Los datos de producción lechera en Alemania fueron consultados en el estudio elaborado por Haas y colaboradores (2000), donde se clasifican en tres grupos de 6 granjas cada uno: granjas intensivas, extensivas y orgánicas. Estas tienen una carga ganadera de 2,2, 1,9 y 1,9 LU/ha respectivamente.

En este caso de estudio no se utilizaron fertilizantes minerales de nitrógeno en las orgánicas ni en las extensivas, y la alimentación con pienso en las orgánicas fue limitado.

Las emisiones de CO₂ vienen marcadas por la manera de emplear los combustibles fósiles.

En relación con el área (ha) el GWP es de 9,4, 7 y 6,3 toneladas CO₂/ha para las intensivas, extensivas y orgánicas respectivamente.

Las bajas emisiones de CO₂ y N₂O de las granjas orgánicas son compensadas por unas altas emisiones de metano gracias a un menor rendimiento lechero.

En esta comparación las granjas convencionales extensivas fueron las que ofrecieron unas emisiones de GEI por UF más bajas.

En este estudio no se mencionan criterios de distribución por lo que se asume que no hubo repartición entre carne y leche y todas las emisiones se asignaron a esta última.

En la Tabla 6 se muestra un resumen de los datos de las granjas alemanas mencionadas:

Tabla 6. Datos de granjas alemanas.

Tipo de granja	Nº granjas	UF	LU/ha	% grasa media	% proteína media	GWP (kg CO ₂ eq/kg ECM)	Fuente
Intensiva	6	kg leche	2,2	-	-	1,300	Haas y col., 2000
Extensiva	6		1,9			1,000	
Orgánica	6		1,9			1,300	

Sin conocer qué criterios de asignación se usaron en este estudio se hace muy complicado clasificarlo correctamente, es un apartado básico en el ACV.

En cambio define perfectamente los tres grupos de granjas y sus cargas ganaderas como no hace ningún otro estudio de los consultados.

- Holanda:

Para recopilar los datos referentes a este país se tomaron dos artículos diferentes.

En el artículo escrito por Thomassen y colaboradores (2009), se encuentran resultados de un estudio acerca de 119 granjas lecheras con una carga ganadera promedio de 2 LU/ha.

Estas granjas eran más grandes que la media de una granja lechera holandesa, con más vacas y produciendo más leche en términos totales, pero similares en cuanto a leche producida por vaca o por hectárea.

El 40% del total del GWP referente a todo el proceso de producción de leche se atribuye a metano proveniente de los animales o a óxido nitroso proveniente del manejo del estiércol.

Por otro lado, Thomassen y colaboradores (2008b) efectuaron un estudio donde se valoran 10 granjas convencionales con 2,13 unidades ganaderas/ha, y 11 granjas orgánicas con 1,7 unidades ganaderas/ha.

También en este estudio se señala que el tamaño de estas granjas eran mayores a la media holandesa.

La emisión de metano se da principalmente en dos etapas: fermentación entérica y manejo del estiércol. Teniendo las granjas orgánicas unas mayores emisiones de metano relativas a fermentación entérica por el mayor consumo de fibra por parte de las vacas, y la menor cantidad de almidón presente en su pienso, lo cual hace que la velocidad de fermentación sea menor en la ingesta del animal.

En las emisiones de óxido nitroso se tuvo en cuenta el uso de fertilizante, la fijación del nitrógeno, los residuos de cultivo, la emisión de fondo, la lixiviación de nitratos y la deposición de nitrógeno. Para calcularlas se consideran tres fuentes de óxido nitroso: emisiones directas del suelo agrícola, emisiones del sistema de producción animal, y emisiones indirectas provocadas por la actividad agrícola (Mosier y col., 1998; IPCC, 2006).

En los resultados se concluye que se dan mayores emisiones de amoníaco, metano y óxido nitroso en una granja orgánica que en una convencional.

En esta comparación las granjas convencionales extensivas fueron las que ofrecieron unas emisiones de GEI por UF más bajas.

En ambos estudios se tomaron criterios de distribución económicos.

En la Tabla 7 se muestra un resumen de los datos de las granjas holandesas mencionadas:

Tabla 7. Datos de granjas holandesas.

Tipo de granja	Nº granjas	UF	LU/ha	% grasa media	% proteína media	GWP (kg CO ₂ eq/kg ECM)	Fuente
Intensiva	10	kg FPCM	2,13	4,43	3,44	0,755	Thomassen y col., 2008b
Extensiva	119		2	-	-	0,699	Thomassen y col., 2009
Orgánica	11		1,7	4,43	3,44	0,898	Thomassen y col., 2008b

En ambos estudios y sobre todo en el primero, se cuenta con un número elevado de granjas en comparación con los demás, por lo que el error disminuye significativamente.

El segundo llega a una conclusión interesante sobre el impacto de las granjas orgánicas y su mayor emisión de algunos GEI que las convencionales utilizando un método de cálculo de las emisiones de óxido nitroso bastante completo. En esta última publicación sí se informa del porcentaje en grasa y proteínas de la leche producida.

Para poder comparar con criterio el impacto ambiental producido por las granjas en los diferentes países estudiados, se ha hecho esta distinción y se han clasificado los resultados según el sistema de producción empleado como se puede ver en la Tabla 8 y en la Figura 2, dado que cada uno produce unos efectos en la huella ambiental.

Los datos señalados con asterisco que se hallen en las siguientes tablas son una estimación con una media ponderada de los resultados obtenidos para ese mismo sistema de producción en los demás países (columna) y para ese mismo país en los otros sistemas de producción (fila). Estos no serán tan afines a la realidad, pues se han calculado para mostrar un valor orientativo.

Tabla 8. GWP (kg CO2/kg ECM) de las distintas formas de producción de leche seleccionadas en los países estudiados.

País	Formas de producción de leche			Fuentes
	Intensiva	Extensiva	Orgánica	
España	1,320	0,860	1,097*	Noya y col., 2017; Hospido y col., 2003
Dinamarca	1,240	1,193	1,161	Guerci y col., 2013
Suecia	0,896	1,037	0,938	Cederberg y col., 2004
Alemania	1,300	1,000	1,300	Haas y col., 2000
Holanda	0,755	0,699	0,898	Thomassen y col., 2008b; Thomassen y col., 2009

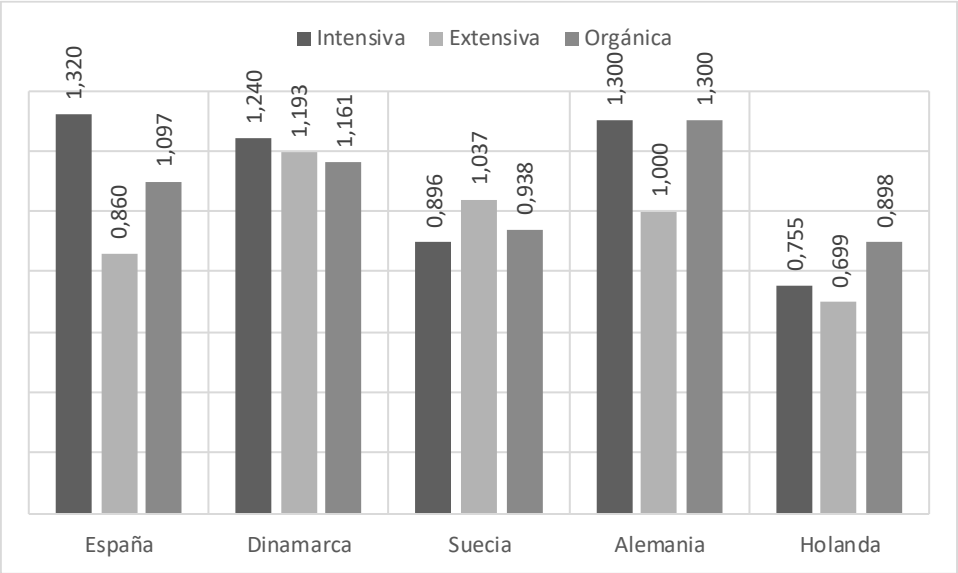


Figura 2. GWP (kg CO2/kg ECM) de las distintas formas de producción de leche seleccionadas en los países estudiados.

Como se puede observar no hay un patrón general claro que rij a el impacto ambiental producido por las granjas que esté relacionado únicamente con su sistema de producción. Condiciones como el clima, el tipo de alimento, la especie bovina, o la tecnología utilizada en cada país pueden influir en los resultados finales.

En España, Alemania y Holanda la ganadería convencional extensiva es la que ofrece un menor GWP.

Sin embargo, en Dinamarca la ganadería orgánica y en Suecia la convencional intensiva son las que generaron menor GWP respectivamente.

Lo ideal para comparar estos resultados de una manera más imparcial sería poder

clasificarlos en tablas administradas por un único criterio. Dado que la falta de datos ha hecho inviable hacerlo de los criterios de masa, biológicos y de expansión de sistema, de forma representativa, en la Tabla 9 se presentan los resultados siguiendo criterios económicos pues estos son los más utilizados en la bibliografía.

Tabla 9. GWP (kg CO₂/kg ECM) de las distintas formas de producción de leche aplicando criterios económicos.

País	Formas de producción de leche			Fuentes
	Intensiva	Extensiva	Orgánica	
España	1,320	0,860	1,023*	Noya y col., 2017; Hospido y col., 2003
Dinamarca	1,060	1,099*	1,100	Kristensen y col., 2011
Suecia	0,896	1,037	0,938	Cederberg y col., 2004
Alemania	1,771	1,839	1,309*	Kiefer y col., 2015
Holanda	0,755	0,699	0,898	Thomassen y col., 2008b; Thomassen y col., 2009

Analizando los resultados de este modo tampoco hay un sistema de producción que se imponga con claridad en términos de reducción de huella de carbono.

Un parámetro que tiene un significativo impacto negativo en la categoría de GWP es la eficiencia de alimentación. Siendo la eficiencia en cuanto a conversión del alimento por parte del animal una manera de reducir el impacto ambiental de la producción lechera. Por otra parte, se observa una relación positiva entre el GWP y la proporción de área de pastos de la granja. Esto es debido fundamentalmente al secuestro de carbono que se da en los pastos lo cual disminuye el GWP, por lo que el cambio de usos del suelo tiene una gran influencia en el comportamiento ambiental de las granjas lecheras en esta categoría de impacto (Guerci y col., 2013). Con esta afirmación se intuye que el secuestro de carbono juega un papel fundamental a la hora de cuantificar la huella de carbono de la granja, cuyo cálculo deberá incluirse en las RCHAP cuando se halle la manera de hacerlo rigurosamente.

A pesar de que la ganadería orgánica es considerada por algunos estudios como más ecológica, otros demuestran que en realidad emite más GEI que la convencional. En las granjas orgánicas se emiten menos GEI indirectamente gracias al menor uso de combustibles fósiles pero hay mayores emisiones directas de metano gracias a que la digestión del alimento es más lenta. Aunque en otros estudios se muestra que el sistema de producción orgánico sí es más ecológico si valoramos otras categorías de impacto (Pirlo, 2012).

No hay por tanto menores impactos en la ganadería orgánica cuando la valoramos sobre una UF como es el kg ECM, sin embargo, estudios como el llevado a cabo por Flysjö y

colaboradores (2011a) afirman que cuando es la hectárea de terreno la UF utilizada, la ganadería orgánica sí disminuye los impactos ambientales. Esto ocurre porque una granja orgánica no explota tanto la hectárea de terreno como una convencional, pero en términos de kg de leche producido su desempeño ambiental es similar.

Igualmente dentro de un mismo sistema de producción se detectan grandes variaciones en los resultados, lo cual indica que la elección de un sistema u otro no tiene tanta influencia en su comportamiento ambiental como las elecciones de los ganaderos y la forma de gestionar la granja (Flysjö y col., 2011a).

Dentro de la ganadería convencional la intensidad de producción es una variable interesante a tener en cuenta. Algunos estudios determinaron que la emisión de masa de CO₂ equivalente/ha incrementaba con la carga ganadera, pero a menor escala cuando se habla de masa de CO₂ equivalente/kg ECM, siendo casi inapreciable.

Pirlo (2012) afirma que una reducción de la carga ganadera no influye en el GWP de 1 kg de leche cuando no hay diferencias en productividad animal, pero sí lo hace cuando se valora en función de la unidad de área empleada. De lo que se concluye que la productividad acaba siendo el factor determinante para disminuir las emisiones de GEI por UF. Y esta productividad depende de la salud del animal, de su bienestar (FAO, 2018). Además de esto, la presencia de pastos reduce el GWP debido al secuestro de carbono que induce (Guerci y col., 2013).

A causa de que una abundancia de nitrógeno se asocia con altas emisiones de GEI, algunos autores abogan por un control de los alimentos y fertilizantes ricos en nitrógeno para ofrecer un mejor manejo de los recursos químicos, energéticos y de alimentación (Pirlo, 2012). Teniendo el óxido nitroso un GWP tan alto estas medidas se hacen evidentes como método de prevención.

Luego en el presente proyecto se ha deducido que puesto que un sistema orgánico genera mayores emisiones directas de metano, un sistema convencional con una buena productividad y eficiencia de conversión del alimento sería el idóneo en cuanto a producción de leche con el menor impacto en el GWP posible. No obstante, teniendo en cuenta que normalmente no se calcula el secuestro de carbono de los pastos por la dificultad que presenta y que este se da en mayor medida en la ganadería extensiva, se concluye que en la práctica un sistema convencional extensivo produce realmente unas menores

emisiones de GEI. Y que por tanto es el sistema ganadero más virtuoso para los objetivos del proyecto.

CLASIFICACIÓN EN CRITERIOS DE DISTRIBUCIÓN

Los criterios de distribución o asignación definen cómo los inputs y outputs (entradas y salidas) son repartidos entre los distintos subproductos.

Existe una conexión entre la elección que se hace entre un ACV atribucional (ALCA) y un ACV consecuencial (CLCA) y la elección de cómo manejar los coproductos.

El problema de los criterios de asignación en los productos animales, como la leche, es que normalmente hay coproductos asociados. Se suelen valorar dos outputs en la producción de leche: leche y carne. Para ser un coproducto debe tener asignado un valor de mercado por definición.

La elección de los criterios que se haga influirá sobre los resultados de los análisis ambientales de los productos agrícolas, como es el caso. Por un lado tenemos el ALCA, que evalúa la carga ambiental de un producto en la situación en la que se encuentra en ese momento (sigue criterios de masa o económicos). Mientras que el objetivo de un CLCA es evaluar las consecuencias ambientales de un cambio en la demanda (sigue criterios de expansión de sistema) (Yan y col., 2011; Thomassen y col., 2008a).

Viendo los criterios más importantes utilizados en la bibliografía y la jerarquía recomendada por la IDF, se estudiarán cuatro tipos de criterios de distribución: de masa, biológicos, económicos, y de expansión de sistema (IDF, 2010; AENOR, 2006a).

- De masa:

La asignación másica repartirá las emisiones producidas entre los coproductos en función del peso total de la leche producida, y del de la carne animal que produce la granja por otra parte. Mayor sea la proporción de masa de leche que se produce en comparación con la de carne en una granja, mayor porcentaje de emisiones se le asignarán (Flysjö y col., 2011a).

- Biológicos:

La IDF recomienda usar este enfoque desarrollado por Thoma y colaboradores (2013)

cuando no pueda aplicarse la expansión del sistema para el reparto de emisiones, los cuales están basados en la relación que se establece entre la energía del alimento que consume la vaca y la producción de leche y carne.

Las emisiones totales se basan a su vez en el peso según la raza del animal, a partir de lo cual se calcula las que son atribuibles a la carne mediante la fórmula que la propia IDF muestra:

$$AF_{milk} = 1 - 6.04 \cdot BMR [IDF, 2010]$$

Donde AF_{milk} es el factor de distribución de leche, y BMR es el ratio de la cantidad de carne vendida por año (kg) entre la cantidad de leche producida por año (kg ECM) (Kiefer y col., 2015; IDF, 2010).

Una vez calculado el factor de distribución de la leche, el de la carne (AF_{meat}) será el porcentaje restante:

$$AF_{meat} = 1 - AF_{milk} [IDF, 2010]$$

Otros estudios como el de Cederberg y colaboradores (2003) la llaman distribución biológica o causa-efecto física.

- Económicos:

Como es lógico los criterios económicos estarán basados en la relación de precios que hay entre la carne y la leche. Es decir, con este enfoque las emisiones se atribuirán a la leche y a la carne en función de unos valores medios de sus precios encuestados en varios años.

Mayor precio tenga un producto, mayores emisiones se le asignarán (Kiefer y col., 2015).

- De expansión de sistema:

Con este enfoque se evita la asignación ampliando el sistema de la granja más allá de la producción de leche. Así se incluye la manera alternativa de generar los coproductos. En la industria láctea esto implica que la carne producida como coproducto sustituye otro producto que cumple las mismas necesidades en el consumidor (Baldini y col., 2017).

Según ISO y la IDF la expansión del sistema debe ser la primera opción para manejar los coproductos evitando dividir el proceso en subprocesos cuando sea posible, como es el caso de los estudios referentes a producción de leche (Flysjö y col., 2011a, Baldini y col., 2017).

Tomando como sistema principal el de producción de leche y como secundario el de producción de carne como se observa en el ejemplo de la Tabla 10 (Cederberg y col., 2003).

Tabla 10. Datos de producción del sistema principal (de leche) y secundario (de carne) de una granja sueca (Cederberg y col., 2003).

Production data	Dairy cow	Beef cow
Delivered milk, kg /year	7 127 ^a	0 (all consumed by the calf)
Calf production, no/year	1.07 ^b	1
Replacement rate, %	37	20
Calf for meat production	0.7 (1.07–0.37)	0.8 (1–0.2)
Meat ^c , kg total / culled cow	195	225
Meat ^c , kg /culled cow and year	72	45

^a Delivered milk at the farm gate. Production was approximately 500 kg higher but this amount was consumed by the calf during its first 8 weeks
^b The average calf production from dairy cows according to statistics from the Swedish Dairy Association
^c Bone-free meat

Para ello primero se calculan las cargas ambientales de todo el sistema completo, y luego se restan las correspondientes a la producción del coproducto (Grönroos y col., 2006). En el caso de la ganadería se le adjudicarían todas las cargas ambientales a la leche y se le restarían las asociadas a la producción de carne (Ruiz y col., 2012).

Buscando datos de estudios de ACV sobre granjas lecheras en los países seleccionados y en los que se evalúe el GWP con estos criterios se ha elaborado una tabla para poder compararlos y tratar de concluir qué criterios convienen más a según qué país a la hora de ejecutar una HAP.

Tratando de valorar los resultados de una misma granja o grupo de granjas con enfoques de criterios de distribución distintos, se han confeccionado los siguientes datos de cada país:

- España:

Dada la falta de artículos científicos en los cuales se trata la huella de carbono de granjas lecheras en España, sólo se han utilizado los datos pertenecientes al artículo escrito por Hospido y colaboradores (2003) donde el ACV se lleva a cabo mediante criterios económicos. Basado en los precios de mercado de la leche y la carne en Galicia de 2000 a 2002, se distribuyen las cargas ambientales en un 87% para la leche y un 13% para la carne. Como se señaló anteriormente, en este estudio la crema no se consideró al suponer menos del 2,5% de la producción total anual.

Luego de este país no se encontró ningún estudio científico en el que se evaluase la producción de leche de una granja con diferentes criterios.

Se eligió este estudio por alcanzar un GWP menor aun utilizando fertilizantes minerales, y gracias a que el efectuado por Noya y colaboradores (2017) se hizo sobre una única granja.

- Dinamarca:

En el trabajo realizado por Kristensen y colaboradores (2011), se elaboró un estudio basado

en 35 granjas convencionales con un promedio de 122 vacas en 127 ha, y 32 granjas orgánicas con un promedio de 115 vacas en 178 ha. Estas fueron seleccionadas porque cumplían con unos criterios: al menos el 90% de los ingresos venían de actividades lecheras, tenían registros anuales de animales, pienso, y estiércol en granja, y tenían datos consistentes sobre el uso y la producción de alimentos.

El ACV se supuso en una situación de status quo (atribucional) y se centró en la categoría de impacto de GWP.

Los criterios biológicos se aplicaron conforme a las indicaciones especificadas por la IDF.

Los criterios económicos se basaron en un precio medio de 0,13 €/kg ECM y 0,99 €/kg carne.

En los criterios de expansión de sistema se restaron las emisiones atribuidas a la carne del total de emisiones como anteriormente se indicó.

En esta comparación los criterios biológicos ofrecieron los mejores resultados en términos de emisión de GEI por UF.

Se siguen unos buenos criterios para filtrar y seleccionar unas granjas con unos requisitos mínimos para obtener unos buenos resultados, además de que se centra en la categoría de impacto que se evalúa en el presente proyecto. Aunque señala que es un ACV atribucional, pero también utiliza criterios de expansión de sistema considerando así un cambio en el mercado (consecuencial).

- Suecia:

El estudio de Flysjö y colaboradores (2011a) enfocado en el GWP, fue el único en evaluar los 4 criterios de asignación considerados, ofreciendo una mejor visión comparativa. En este se trabaja con cálculos promedios, estimando una media de 46 vacas por cada granja intensiva en Suecia.

La expansión del sistema se hizo de dos maneras diferentes en este estudio: o bien sustituyendo la carne de vacuno por toda la carne producida en el sistema ganadero, o bien haciendo que carnes de una determinada calidad sustituyan a otras de similar calidad. En este segundo camino se es más real en cuanto las necesidades del consumidor y por tanto es el que se ha valorado en el presente proyecto.

El criterio biológico se basó nuevamente en la fórmula ofrecida por la IDF, asignando un 85% a la leche en el caso de Suecia.

La distribución bajo criterios económicos se efectuó conforme a una media de precios de carne y leche entre los años 2003-2007, teniendo la leche un factor de asignación del 88%

en Suecia.

Los criterios de masa fueron aplicados según el peso de la leche y de los animales (vacas sacrificadas y terneros excedentes) siendo de un 98% el factor de asignación de la leche. En esta comparación la expansión del sistema ofreció los mejores resultados en términos de emisión de GEI por UF.

Esta publicación considera los cuatro criterios de distribución de interés, proporcionando así una perspectiva más objetiva sobre el impacto de las granjas. Se centra totalmente en GWP y explica detalladamente cómo aplica cada criterio y en base a qué referencias. Los resultados muestran que habría que aprender de los métodos de producción lácteos de Nueva Zelanda, con los cuales se compara y se aprecia que brindan un mejor comportamiento ambiental para todos los criterios valorados.

- Alemania:

113 granjas lecheras fueron estudiadas por Kiefer y colaboradores (2015) de las cuales un 33% eran orgánicas, con una media de 60 hectáreas por granja y un mínimo de 25 vacas. Divide los resultados en 5 sistemas distintos, 3 extensivos y 2 intensivos.

Adicionalmente utiliza un nuevo enfoque de criterio económico en el cual se intentan valorar también los costes de los servicios de los ecosistemas, y no sólo los monetarios. En el presente proyecto se calculó la media de cada grupo, y en este apartado se tomaron los datos referentes a los sistemas convencionales extensivos por valorar un mayor número de granjas y por las deducciones expuestas en el apartado anterior.

Una vez más para aplicar los criterios biológicos se siguen las directrices de la IDF.

En cuanto a los criterios económicos se adjudicaron con arreglo a una media encuestada de los precios de leche y carne entre los años 2009-2011.

En la expansión del sistema se asume que la carne proveniente de vacas sacrificadas y terneros engordados sustituye la producción de carne de vacas nodrizas.

En esta comparación la expansión del sistema ofreció los mejores resultados en términos de emisión de GEI por UF.

Este artículo diferencia bien entre los sistemas productivos, pero el nuevo criterio económico que se aplica es un poco impreciso. Si bien es cierto que los sistemas económicos producen otros costes, estos no son fáciles de medir y hacerlo a través de una compensación económica no parece totalmente objetivo. Se requeriría una forma normalizada de hacerlo para sustituir el antiguo criterio económico por este, el cual estaría más completo.

- Holanda:

Trabajando con datos promedios de 286 granjas convencionales holandesas se estudió el impacto ambiental de estas bajo tres criterios diferentes en el proyecto realizado por Thomassen y colaboradores (2008a).

Con los datos de ganado y de terreno que proporciona se han estimado unas 2,37 LU/ha. Cuando se aplicó expansión del sistema se consideró la carne de vacuno como sustituyente de carne de vacuno y de cerdo.

La asignación másica fue determinada por la cantidad de los productos, y la asignación económica según la contribución del producto a los procesos teniendo en cuenta su precio y su cantidad.

En esta comparación la expansión del sistema ofreció los mejores resultados en términos de emisión de GEI por UF.

En esta publicación no se especifican si son granjas intensivas o extensivas ni sus cargas ganaderas aunque es un estudio que abarca un gran número de granjas. Pero sí especifica el porcentaje de grasa y proteínas en la leche y explica con detalle mediante figuras los modelos ALCA y CLCA utilizados.

Confeccionando los impactos producidos en el calentamiento global bajo cada criterio se diseñó la Tabla 11 y la Figura 3, que permiten comparar fácilmente la influencia de la elección de los criterios de asignación.

Tabla 11. GWP (kg CO₂/kg ECM) de los distintos criterios de distribución seleccionados en los países estudiados.

País	Criterios de distribución				Fuentes
	Masa	Biológicos	Económicos	Expansión de sistema	
España			0,860		Hospido y col., 2003
Dinamarca		0,910	1,060	0,940	Kristensen y col., 2011
Suecia	1,140	0,990	1,020	0,850	Flysjö y col., 2011a
Alemania		1,663	1,839	0,637	Kiefer y col., 2015
Holanda	1,558		1,608	0,900	Thomassen y col., 2008a

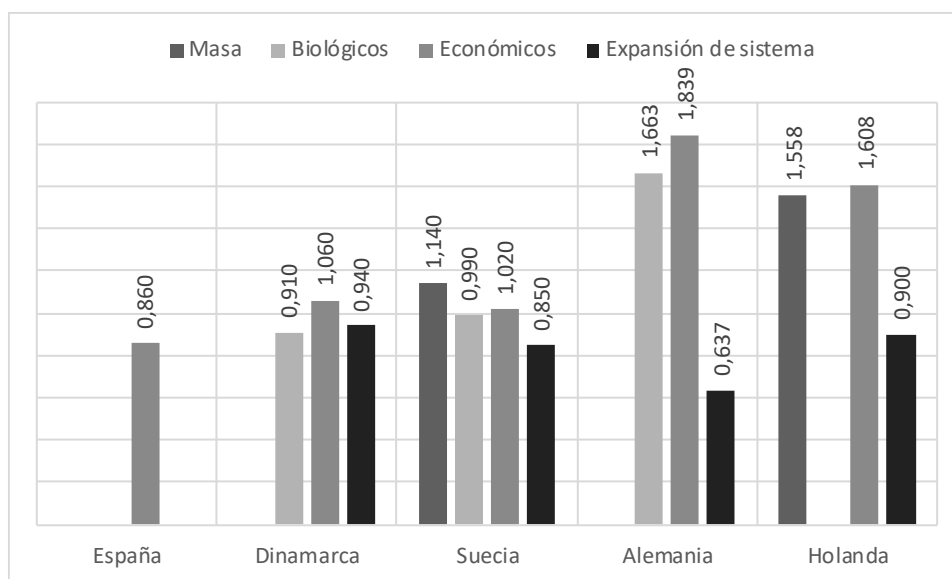


Figura 3. GWP (kg CO₂/kg ECM) de los distintos criterios de distribución seleccionados en los países estudiados.

En términos generales se puede ver que en los casos donde se ha usado la expansión del sistema como criterio, se han obtenido resultados más positivos en la categoría de impacto en cuestión.

En las granjas danesas estudiadas sin embargo, se dio un menor impacto cuando se emplearon criterios biológicos. Según Kristensen y colaboradores (2011) su estudio es comparable con el método propuesto por la IDF que se basa en datos empíricos, mientras que en otros estudios se asigna un porcentaje menor de emisiones a la carne basándose en estándares de necesidades de alimentación, lo cual atribuye mayores emisiones a la leche explicando el aumento del GWP.

De esta forma señala que según sus resultados el criterio biológico sería el ideal pero en la práctica muestra carencias a la hora de calcular la demanda de alimentos para sistemas donde las bases del mismo producto (como es el caso de la carne) están formadas por diferentes tipos de animales.

Al considerar otros coproductos y por tanto repartir las cargas ambientales entre más unidades, en general la expansión del sistema es el criterio más favorable para disminuir el impacto ambiental del kg ECM. Esto puede percibirse en la Tabla 12, donde en todas las categorías de impacto la expansión del sistema es la que ofrece resultados más reducidos (Thomassen y col., 2008a).

Tabla 12. Resultados caracterizados de un sistema lácteo convencional holandés utilizando diferentes criterios (Thomassen y col., 2008a).

Methodology Handling co-products impact category	Unit/kg FPCM	Attributional mass allocation	Attributional economic allocation	Consequential system expansion
Land use ^a	m ²	1.18	1.16	0.90
Fossil energy use ^b	MJ	5.77	6.91	2.55
Eutrophication ^a	g NO ₃ -eq	163	170	113
Acidification ^a	g SO ₂ -eq	10.9	11.2	4.78
Climate change ^a	g CO ₂ -eq	1,560	1,610	901

^a EDIP97 updated version 2.3

^b Cumulative energy demand; non-renewable fossil energy

Cederberg y colaboradores (2003) concluyeron que la expansión del sistema es el método que debería emplearse cuando se están valorando las consecuencias ambientales de cambios en la producción de leche.

En este estudio en el cual se valoran distintas categorías de impacto ambiental de granjas lecheras suecas, enfocadas bajo criterios biológicos, económicos y de expansión de sistema, se observa que para la categoría de calentamiento global o cambio climático, la expansión del sistema es la que atribuye un porcentaje menor de las cargas ambientales a la leche como se aprecia en la Tabla 13.

Tabla 13. Distribución porcentual de cargas ambientales asociadas a la leche con diferentes criterios de asignación (Cederberg y col., 2003).

Burdens	No allocation = 100	Economic allocation	'Biological' allocation	System expansion
Energy	100	92	85	87
Land use	100	92	85	66
Pesticide use	100	92	85	100
Climate change	100	92	85	63
Acidification	100	92	85	60
Eutrophication	100	92	85	60

Más específicamente, las emisiones tanto de metano como de CO₂ y de óxido nitroso que conforman el GWP medido, son disminuidas significativamente con el criterio de expansión del sistema más que con ningún otro como se observa en la Figura 4 (Cederberg y col., 2003).

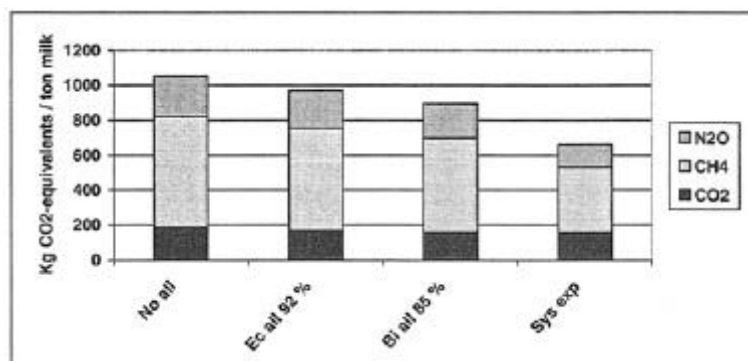


Figura 4. Emisiones de GEI de la producción de leche con diferentes criterios de asignación (Cederberg y col., 2003).

Es evidente que de cualquier manera, si se quieren comparar estudios de ACV sobre leche, es esencial que la metodología de manejo de los coproductos sea exactamente la misma (Flysjö y col., 2011a).

Sin embargo, enfocando los criterios desde un punto de vista lógico, para este producto en concreto los biológicos parecen los más acordes en la teoría como también apoya El Sistema Internacional EPD® (2017) y el estudio de Kristensen y colaboradores (2011). Estos criterios guardan más afinidad con el comportamiento ambiental de la granja pues relacionan la energía que el animal consume en forma de alimentos con la cantidad de productos (carne y leche) que es capaz de generar. O sea, están cuantificando indirectamente la eficiencia alimenticia del animal.

Y como se señaló previamente, la eficiencia de conversión del alimento del animal incide claramente en el GWP (Guerci y col., 2013). Por lo que aplicando criterios biológicos se estaría obteniendo a su vez un indicador de la manera en que se está gestionando la granja, ya que la eficiencia de las vacas es consecuencia de ello.

Cuanto mayor sea la eficiencia alimenticia mayor será también la eficiencia energética del animal, pues está gastando la misma energía para producir más. De esta forma se relacionan los criterios biológicos de una manera más racional con la UF seleccionada la cual está basada en las características energéticas de la leche producida. Es decir, por un lado siguiendo estos criterios se está teniendo en cuenta la eficiencia energética del animal a la hora de convertir el alimento en producto, y por otro, teniendo el kg ECM como UF, se está valorando la calidad nutricional del producto, de manera que si en un caso se está consiguiendo aumentar la eficiencia alimenticia a coste de una leche de menor calidad, esto se reflejaría en los números. Y como se citó anteriormente, los parámetros nutricionales y por tanto energéticos de la leche son los que la definen como tal según el Código

Alimentario Español.

Asimismo, como ya se ha citado, la expansión del sistema se utiliza para calcular cambios en la demanda del producto y tras esta opción la ISO y la IDF recomiendan emplear los criterios biológicos como enfoque prioritario.

CONCLUSIONES

Conforme a los objetivos planteados, los resultados obtenidos y las discusiones realizadas, en este apartado se enumeran las conclusiones finales del estudio.

1. La Unidad Funcional más adecuada para realizar estudios de ACV sobre leche es el kg de leche corregido por energía (kg ECM).
2. La intensidad ganadera no es el factor decisivo que determina el rendimiento en GWP, sino la gestión de la granja, su productividad y eficiencia alimenticia.
3. La ganadería convencional extensiva es la más adecuada para disminuir el GWP si se tiene en cuenta el secuestro de carbono.
4. La expansión del sistema es el criterio de asignación que manifiesta una mejor huella de carbono. Sin embargo, los criterios biológicos serían los más razonables atendiendo a la importancia de los factores energéticos y nutricionales que definen a la leche y a la UF seleccionada.

BIBLIOGRAFÍA

- AENOR (2006a). Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Requisitos y directrices. ISO 14044:2006.
- AENOR (2006b). Gestión ambiental. Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia. ISO 14040:2006.
- Anton Paar (2009). Density Measurement in Dairy Industry. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de http://www.mep.net.au/foodlab/FL_5/MEP_DMA35_dairy.pdf
- Asociación Pastores por el Monte Mediterráneo y del Foro Europeo para la Conservación de la Naturaleza y el Pastoralismo (2013). Ganadería Extensiva y

- PAC en Andalucía, Un análisis con propuestas para el futuro. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de <http://www.pastoresmonte.org/dl94>
- Asselin-Balençon, A. C., Popp, J., Henderson, A., Heller, M., Thoma, G. & Jolliet, O. (2012). Dairy farm greenhouse impacts: A parsimonious model for a farmer's decision support tool. *International Dairy Journal* 31, S65-S77.
 - Baldini, C., Gardoni, D. & Guarino, M. (2017). A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. *Journal of Cleaner Production* 140, 421-435.
 - Canga, J. (2013). ¿Qué es la Huella Ambiental de la Unión Europea? Comunidad Instituto Superior del Medio Ambiente. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de <http://www.comunidadism.es/blogs/%C2%BFque-es-la-huella-ambiental-de-la-union-europea>
 - Canga, J. (2015). Huella de Carbono, Huella de Agua, Huella Ambiental de la Unión Europea. ¡Qué lío! ¿Por cuál me decido? Comunidad Instituto Superior del Medio Ambiente. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de <http://www.comunidadism.es/blogs/huella-de-carbono-huella-de-agua-huella-ambiental-de-la-union-europea-%C2%BFque-lío-%C2%BFpor-cual-me-decido-%C2%BFlo-aclaremos-un-poco>
 - Cederberg, C. & Flysjö, A. (2004). Life Cycle Inventory of 23 Dairy Farms in South-Western Sweden. SIK Report Nr 728. The Swedish Institute for Food and Biotechnology, Göteborg, Sweden.
 - Cederberg, C. & Stadig, M. (2003). System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8, 350-356.
 - Centro Nacional de Información de la Calidad (2011). La huella de carbono. Recuperado el día 12 de Febrero de 2018, de https://www.aec.es/c/document_library/get_file?uuid=bf01ec8e-7513-46e1-8d1a-46a4c6f7784b&groupId=10128
 - Concepto Definición (2014). Definición de Ganadería Extensiva. Recuperado el día 12 de Febrero de 2018, de <http://conceptodefinicion.de/ganaderia-extensiva/>
 - Concepto Definición (2015). Definición de Ganadería Intensiva. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de <http://conceptodefinicion.de/ganaderia-intensiva/>

- Decreto 2484/1967, de 21 de septiembre, por el que se aprueba el texto del Código Alimentario Español. Boletín Oficial del Estado, 17 de octubre de 1976, núm. 248.
- El Sistema Internacional EPD® (2017). Product Category Rules according to ISO 14025. Raw milk. Product category classification: UN CPC 022. Date 2017-05-29.
- Espinoza, J. L., Palacios, A., Ávila, N., Guillén, A., de Luna, R., Ortega, R. y Murillo, B. (2007). La ganadería orgánica, una alternativa de desarrollo pecuario para algunas regiones de México: una revisión. *Interciencia* 32, 385-390.
- Espinoza, J. L., Palacios, A., Guerra, D. y González-Peña, D. (2009). La ganadería orgánica: Aspectos generales. *Ciencia y Tecnología Ganadera* 3, 51-59.
- European Commission (2010). Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Luxembourg.
- European Commission (2012). Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: Product Environmental Footprint (PEF) Guide. Italy.
- European Commission (2013). The Environmental Footprint Pilots. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/ef_pilots.htm
- Eurostat Statistics Explained (2013). Glossary: Livestock unit (LSU). Recuperado el día 12 de Febrero de 2018, de [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Glossary:Livestock_unit_\(LSU\)](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Glossary:Livestock_unit_(LSU))
- FAO (2010). Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector: a Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO (2011). Procesos para la elaboración de productos lácteos. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de <http://www.fao.org/3/a-bo954s.pdf>
- FAO (2018). Prácticas lecheras. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de <http://www.fao.org/dairy-production-products/production/farm-practices/es/>
- Flysjö, A., Cederberg, C., Henriksson, M. & Ledgard, S. (2011a). How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 420-430.

- Flysjö, A., Henriksson, M., Cederberg, C., Ledgard, S. & Englund, J. (2011b). The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agricultural Systems* 104, 459-469.
- Grönroos, J., Seppälä, J., Voutilainen, P., Seuri, P. & Koikkalainen, K. (2006). Energy use in conventional and organic milk and rye bread production in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117, 109-118.
- Guerçi, M., Trydeman, M., Bava, L., Zucali, M., Schönbach, P. & Kristensen, T. (2013). Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production* 54, 133-141.
- Haas, G., Wetterich, F. & Köpke, U. (2000). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, 43-53.
- Hospido, A., Moreira, M. & Feijoo, G. (2003). Simplified life cycle assessment of galician milk production. *International Dairy Journal* 13, 783-796.
- IDF (2010). A Common Carbon Footprint Approach for Dairy – the IDF Guide to Standard Life Cycle Assessment Methodology for Dairy Sector. International Dairy Federation.
- Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (2014). Carga ganadera en sistemas productivos de rumiantes. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de <http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/-/action/90004fc0-93fe-11df-8d8b-f26108bf46ad/e5747030-1bb8-11df-b7e2-35c8dbbe5a83/es/02f9e190-faff-11e0-929f-f77205134944/alfrescoDocument?i3pn=contenidoAlf&i3pt=S&i3l=es&i3d=e5747030-1bb8-11df-b7e2-35c8dbbe5a83&contentId=796fe517-3563-4378-a58a-a55be500465f>
- Instituto Superior del Medio Ambiente (2013). La huella ambiental de producto y organización empieza su desarrollo con paso firme. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de <http://www.ismedioambiente.com/agenda/la-huella-ambiental-de-producto-y-organizacion-empieza-su-desarrollo-con-paso-firme>
- IPCC (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental panel on climate change. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual, vol. 4.

- Kiefer, L., Menzel, F. & Bahrs, E. (2015). Integration of ecosystem services into the carbon footprint of milk of South German dairy farms. *Journal of Environmental Management* 152, 11-18.
- Kristensen, T., Mogensen, L., Trydeman, M. & Hermansen, J. (2011). Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science* 140, 136-148.
- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Setizinger, S., Van Cleemput, O. (1998). Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 225-248.
- Noya, I., González-García, S., Berzosa, J., Baucells, F., Feijoo, G. & Moreira, M. (2017). Environmental and water sustainability of milk production in Northeast Spain. *Science of the Total Environment* 616-617, 1317-1329.
- O'Brien, D., Capper, J. L., Garnsworthy, P. C., Grainger, C. & Shalloo, L. (2014). A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *Journal of Dairy Science* 97, 1835-1851.
- Pirlo, G. (2012). Cradle-to-farm gate analysis of milk carbon footprint: a descriptive review. *Italian Journal of Animal Science* 11, 108-118.
- Prieto-Sandoval, V., Alfaro, J. A., Mejía-Villa, A. & Ormazabal, M. (2016). ECO-labels as a multidimensional research topic: Trends and opportunities. *Journal of Cleaner Production* 135, 806-818.
- Real Decreto 2353/2004, de 23 de diciembre, sobre determinados regímenes de ayuda comunitarios a la agricultura para la campaña 2005/2006, y a la ganadería para el año 2005. *Boletín Oficial del Estado*, 24 de diciembre de 2004, núm. 309, 41699-41764.
- Real Decreto 1131/2010, de 10 de septiembre, por el que se establecen los criterios para el establecimiento de las zonas remotas a efectos de eliminación de ciertos subproductos animales no destinados a consumo humano generados en las explotaciones ganaderas. *Boletín Oficial del Estado*, 2 de octubre de 2010, núm. 239, 83996-83999.
- Rivera, J., Arenas, F., Rivera, R., Benavides, L., Sánchez, J. y Barahona, R. (2014). Análisis de ciclo de vida en la producción de leche: comparación de dos hatos de lechería especializada. *Livestock Research for Rural Development* 26.

- Ross, S., Topp, C., Ennos, R. & Chagunda, M. (2017). Relative emissions intensity of dairy production systems: employing different functional units in life-cycle assessment. *Animal* 11:8, 1381-1388.
- Ruiz, D. y Zúñiga, I. (2012). *Análisis de Ciclo de Vida y Huella de Carbono*. UNED.
- Sjaunja, L., Baevre, L., Junkkarinen, L., Pedersen, J. & Setälä, J. (1990). A Nordic proposal for an energy corrected milk (ECM) formula. In: In the 27th Session of the International Commission for Breeding and Productivity of Milk Animals, Paris.
- The European Dairy Association (2016). Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) for Dairy Products. Recuperado el 12 de Febrero de 2018, de http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/PEFCR_dairy_products_stakeholder_consultation.pdf
- Thoma, G., Jolliet, O. & Wang, Y. (2013). A biophysical approach to allocation of life cycle environmental burdens for fluid milk supply chain analysis. *International Dairy Journal* 31, S41-S49.
- Thomassen, M., Dalgaard, R., Heijungs, R. & de Boer, I. (2008a). Attributional and consequential LCA of milk production. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 339-349.
- Thomassen, M., Dolman, M., van Calster, K. & de Boer, I. (2009). Relating life cycle assessment indicators to gross value added for dutch dairy farms. *Ecological economics* 68, 2278-2284.
- Thomassen, M., van Calster, K., Smits, M., Iepema, G. & de Boer, I. (2008b). Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural systems* 96, 95-107.
- Unión Europea. Recomendación (UE) 2013/179 de la Comisión, de 9 de abril de 2013, sobre el uso de métodos comunes para medir y comunicar el comportamiento ambiental de los productos y las organizaciones a lo largo de su ciclo de vida. *Diario Oficial de la Unión Europea* L124, 4 de mayo de 2013.
- Yan, M., Humphreys, J. & Holden, N. (2011). An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *Journal of Environmental Management* 92, 372-379.