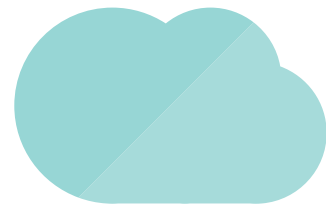




Metabioresor

Análisis de ciclo de vida de biodigestión de purines en Metabioresor

LIFE+08 ENV/ES/000113 METABIORESOR



Metabioresor

LIFE+8 ENV/ES/000113

**Dirección y Coordinación
de proyecto**
IMIDA

Edita
IMIDA

Todos los derechos de reproducción
y publicación reservados

SUMARIO

Análisis de ciclo de vida de biodigestión de purines en Metabioresor LIFE+08 ENV/ES/000113 METABIORESOR

04// Introducción

04// El Análisis del Ciclo de Vida,
ACV

06// Aplicación del Análisis del
Ciclo de Vida

10// Bibliografía

1. Introducción

Qué duda cabe que cualquier gestión de un subproducto, desde el punto de vista medioambiental, es siempre una opción beneficiosa y que debe perseguir la sostenibilidad del sistema. A este respecto una de las principales herramientas predictivas de gestión ambiental es el análisis de ciclo de vida. Del estudio de las alternativas posibles de producción, gestión y abandono de un producto mediante el ACV, se puede elegir la opción con mayor sostenibilidad y por tanto menor impacto ambiental de entre las planteadas. Numerosos trabajos pueden encontrarse relacionados con el ACV en productos, procesos, trazados, en distintos campos y localizaciones. Destacar, por su relevancia para este trabajo, los trabajos de ACV en tratamiento de purines de Lopez-Ridaura et al. (2009) y la revisión de trabajos de ACV en producción agraria y alimentaria hecha por Roy et al. (2009) y agropecuaria realizada por De Vries et al. (2010).

Es por ello que en este apartado se analizan las dos digestiones realizadas, pero de manera separada, por un lado la digestión inicial de purín bruto, y por otro la digestión de purín bruto junto con digestato de esa primera digestión e hidrolizados de diferentes despojos, en las siguientes cantidades y proporciones :

- **Primera Digestión de purín bruto:**
2400 L. Obtención de un digestato
- **Segunda Digestión de 2400 L de mezcla de:**
Digestato de digestión 1 (1100L) + purín bruto (1000L) + hidrolizado de cadáveres (100L) + hidrolizado de sangre (100 L) + hidrolizado de pelos y pezuñas (100 L)

2. El Analisis de Ciclo de Vida, ACV

2.1. Nociones sobre ACV

El ACV es un sistema que analiza “de la cuna a la tumba” (del inglés cradle-to-grave), es decir, hace el análisis partiendo de la adquisición de las materias primas y lo concluye en la gestión de residuos. Es un método sistemático y gradual que tiene tres componentes principales:

- **Ámbito y definición de objetivos:** define y describe el producto, proceso o actividad. Establece el contexto en el que se estudia e identifican los límites del sistema.
- **Análisis de inventario:** identifica y cuantifica la energía, agua y materiales usados y las emisiones al medio ambiente.
- **Evaluación de impacto e interpretación:** evaluar los resultados del análisis de inventario y las posibles consecuencias que van a tener tanto hacia los seres humanos como hacia el medio ambiente.

Las fases de **definición de objetivos y análisis de inventario**, son las que podríamos llamar las fases de trabajo interno en la que los analistas definen las entradas y salidas del sistema al medio, los límites de estudio, las unidades funcionales, etc... La validez del estudio depende de la calidad de los datos utilizados en el Inventario de Ciclo de Vida. Pero qué duda cabe que el mejor sistema de análisis de ciclo de vida es aquel que se realiza con los datos recopilados experimentalmente in situ, ya que el ACV presenta una componente local muy importante, pudiéndose tomar datos de las bases y de la bibliografía en el caso de no tenerlos experimentales. Es por ello que la elección de las bases de datos a utilizar cobra una gran relevancia. La base de datos Ecoinvent© (Frischknecht et al., 2007) contiene un Inventario del Ciclo de Vida resultado del trabajo conjunto de varios institutos suizos para actualizar e integrar bases de datos conocidas como ETH-ESU 96 (Frischknecht et al. 1996), BUWAL 250 (Buwal, 1998), entre otras.



La siguiente fase es la **Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV)**. Las técnicas de evaluación de impacto ayudan a convertir el resultado del inventario en una lista de pocos datos interpretados según su capacidad de afectar al medio ambiente. La evaluación se realiza en toda una serie de categorías de impacto (que varían según el método elegido), como puede ser la reducción de la capa de ozono, la acidificación, la nitrificación de las aguas, la toxicidad o el agotamiento de recursos. Dentro de esta evaluación se engloban la caracterización y la normalización, que serán utilizadas en este estudio:

El objetivo de la **caracterización** es aplicar modelos a las categorías de impacto para obtener indicadores ambientales. Los indicadores ambientales según ISO 14.044:2006 son la representación cuantificable de una categoría de impacto. Una de las maneras de caracterizar los datos de inventario, es decir, de convertir los resultados asignados del ICV a la unidad común del indicador de categoría, es multiplicar cada una de las sustancias que contribuyen o forman parte de una categoría de impacto por su factor de caracterización, que expresa la contribución relativa de la sustancia a dicha categoría de impacto. Por ejemplo, el factor de caracterización para el CO₂ en la categoría de impacto Cambio Climático puede ser igual a 1, mientras que el factor de caracterización del metano puede ser 21. Esto significa que la emisión de 1 kg de metano causa la misma cantidad de cambio climático que 21 kg de CO₂. Estos factores deben ser científicamente justificables y aceptados internacionalmente. Los resultados de los indicadores de una categoría de impacto serán la suma de las contribuciones de todas las sustancias que forman parte de dicha categoría, obteniendo así un perfil ambiental del sistema, compuesto por el conjunto de los indicadores ambientales de todas las categorías de impacto consideradas.

Debido a la conciencia ecológica cada vez mayor entre el conjunto de la sociedad, métodos como este destinados a minimizar los impactos ambientales tienen mucha acogida. En los sectores industrial y empresarial ya están adaptándose estos mé-

todos, ya que, además de una mejora para el medio ambiente, les supone un mayor conocimiento de los flujos de materias y energías de su empresa, pudiendo ver los puntos críticos de su proceso. Como ejemplo, destacar que el Parlamento Europeo ha pedido a la Comisión Europea que desarrolle el marco básico de una política de productos orientada por el análisis de ciclo de vida.

2.2. Método de ACV

Existen numerosos métodos para la realización de análisis de ciclo de vida que varían entre países, tendencias, categorías de impacto y valores de caracterización dentro de esas categorías. Para este estudio hemos elegido el método CML-IA.

El método CML-IA orienta el problema desde un punto de vista intermedio. Las categorías de impacto incluidas en este método son las usadas en muchos ACV. Los indicadores baseline (estándar), están basados en el principio de la mejor práctica disponible o 'aproximación orientada al problema'. Son adecuados para estudios simplificados. El método proporciona una lista de categorías de evaluación de impacto agrupado en categorías de impacto obligatorias (indicadores de categorías utilizados en la mayoría de los ACV), categorías de impacto adicionales (indicadores operativos que sí existen, pero no suelen estar incluidos en los estudios de ACV) y otras categorías de impacto (no existen indicadores operativos disponibles, por lo tanto son imposibles de incluir cuantitativamente en el ACV). Las que se han utilizado en este estudio, por ser las más afectadas por este tipo de actividad son:

Abiotic depletion

This impact category is concerned with protection of human welfare, human health and ecosystem health. This impact category indicator is related to extraction of minerals and fossil fuels due to inputs in the system. The Abiotic Depletion Factor (ADF) is determined for each extraction of minerals and fossil fuels (kg antimony equivalents/kg extraction) based on concentration reserves and rate of de-accumulation. The geographic scope of this indicator is at global scale.



Global warming

Climate change can result in adverse affects upon ecosystem health, human health and material welfare. Climate change is related to emissions of greenhouse gases to air. The characterization model as developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) is selected for development of characterization factors. Factors are expressed as Global Warming Potential for time horizon 100 years (GWP100), in kg carbon dioxide/kg emission. The geographic scope of this indicator is at global scale.

Acidification

Acidifying substances cause a wide range of impacts on soil, groundwater, surface water, organisms, ecosystems and materials (buildings). Acidification Potential (AP) for emissions to air is calculated with the adapted RAINS 10 model, describing the fate and deposition of acidifying substances. AP is expressed as kg SO₂ equivalents/ kg emission. The time span is eternity and the geographical scale varies between local scale and continental scale.

Eutrophication (also known as nitrification)

Includes all impacts due to excessive levels of macro-nutrients in the environment caused by emissions of nutrients to air, water and soil. Nutrifaction potential (NP) is based on the stoichiometric procedure of Heijungs (1992), and expressed as kg PO₄ equivalents per kg emission. Fate and exposure is not included, time span is eternity, and the geographical scale varies between local and continental scale.

3. Aplicación del Análisis de Ciclo de Vida

3.1. Datos de partida

Para el análisis de ciclo de vida se ha establecido como unidad la digestión de 1 m³ de purín bruto en el caso de la Primera digestión, y de 1 m³ de la mezcla en el caso de la segunda digestión.

Los datos de la biodigestión no tomados analíticamente en el proyecto, han sido tomados de la bibliografía y bases de datos. Tanto la electricidad como el calor serán utilizadas en la misma explotación para abastecer el proceso de biodigestión y los consumos de la explotación en general. El esquema de producción, se presenta en la Figura 1.

3.2. Resultados del ACV.

Los análisis se han separado atendiendo a las entradas y salidas susceptibles de causar algún efecto negativo (salidas con valores positivos) o positivo (salidas con valores negativos) sobre el medio ambiente. Así nos encontramos en el análisis las siguientes subdivisiones:

- Biogas, from agricultural digestion, referido al impacto producido por el proceso
- Heat, at cogen with ignition biogas engine, referido al impacto producido por el calor que se produce en el proceso y es utilizado de nuevo.
- Electricity, at cogen with ignition biogas engine, referido al impacto producido por la electricidad que se produce en el proceso y es utilizada de nuevo.

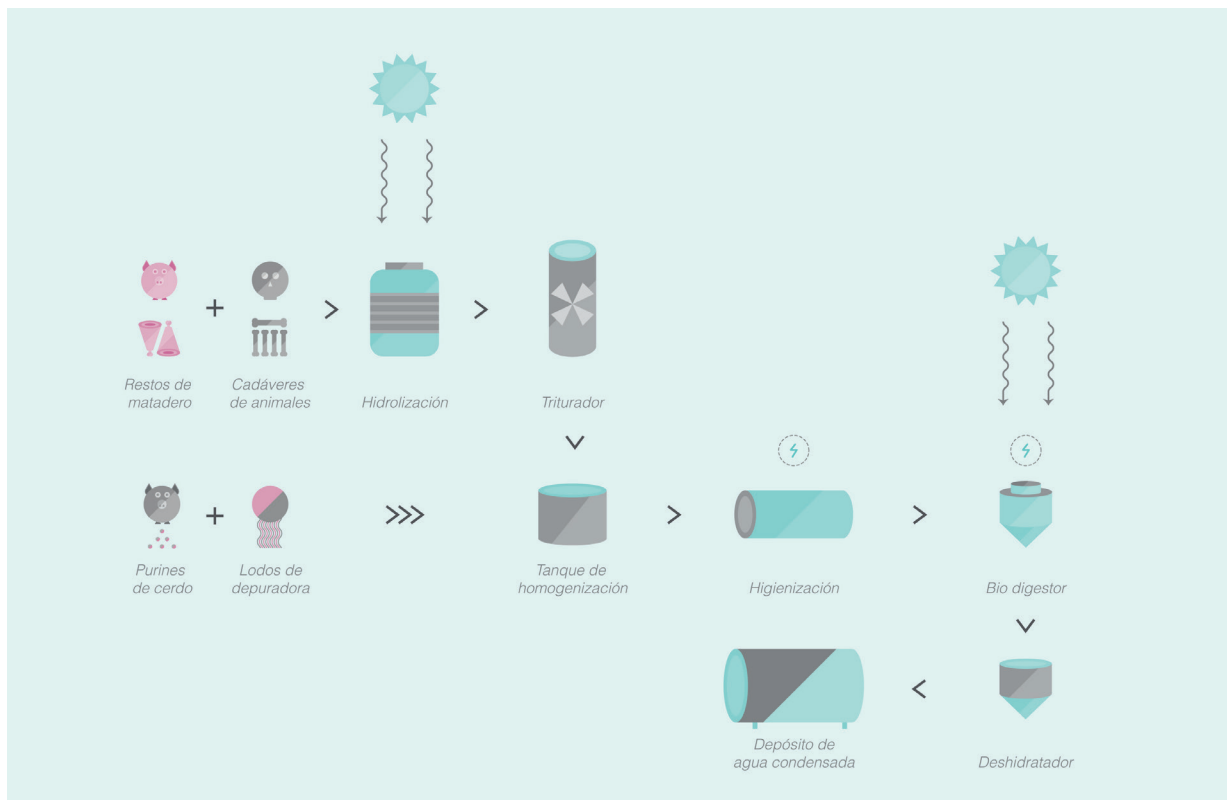


Figura 1. Límites del sistema para la elaboración del ACV del sistema de biogás con cogeneración. Fuente: elaboración propia.

- Anaerobic digestion plant, agriculture, considera el impacto causado por la construcción, vida útil y abandono de la planta
- Fertiliser (N) and Ammonium nitrate, as N, tiene en cuenta el fertilizante nitrogenado químico que se evita utilizar al poder utilizar el estabilizado en el proceso de biodigestión

Dada la mayor importancia de las categorías de “global warming, acidification and eutrophication”, han sido las elegidas para estudiar en detalle, junto con la categoría de “abiotic depletion” que presenta la ventaja de minimizar y evitar el consumo de recursos naturales. En la Figura 2 se presenta la contribución de todos los elementos que integran el sistema de la primera digestión:

o factor de equivalencia sobre la acidificación en el amonio (= 1.6) para Europa. A este respecto lo que sí que encontramos es una uniformidad de criterios entre autores al afirmar que esta acidificación se verá muy reducida cuando estos aniones son eliminados por la biomasa, que podrá producirse si es vertido al campo el digestato con un posterior aprovechamiento agronómico. Sí que es cierto que el N aportado no es totalmente aprovechado por la planta en su cómputo global, pero se asume que está disponible para la planta en un 60% (Langevin et al., 2010).

La eutrofización se entiende como la afección positiva que tienen macronutrientes como N y P sobre la biomasa producida en sistemas acuáticos, que

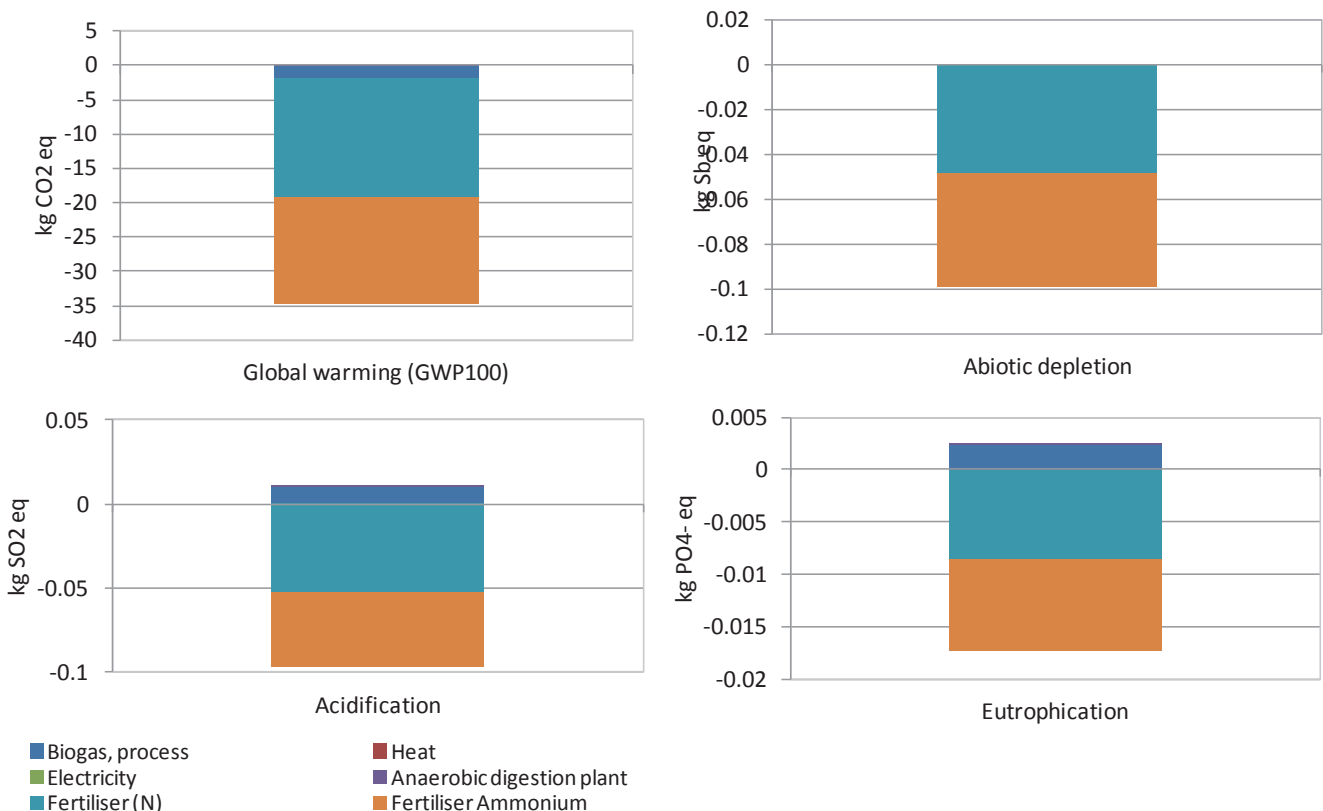


Figura 2. Contribución a las categorías de impacto de los distintos elementos del sistema mediante CML-IA, para la digestión 1, de purín bruto.

Como puede apreciarse en la Figura 2 el proceso en sí, es decir, las emisiones al aire y vertidos al agua y suelo producidos, es el que tiene una mayor participación sobre todo en acidificación y eutrofización. Este es un hecho lógico ya que si atendemos a los componentes que intervienen en el modelo que define la acidificación, este tiene en cuenta principalmente como causantes de la acidificación los óxidos de N, amonio y óxidos de S. Hay que destacar que hay numerosos trabajos como los de Huijbregts (2001) que abogan por la consideración de diferencias locales, llegando algunos autores a despreciar esta categoría en áreas no sensibles (Hogan et al., 1996). Atendiendo a estos factores locales Huijbregts (2001), establece un mayor peso,

redundará en una disminución de contenido de oxígeno por el crecimiento de las algas. A este respecto el mayor factor de equivalencia (TEAM, 1999) se le atribuye a los fosfatos (=3.06). Qué duda cabe que el aporte de fosfatos realizado por el purín es elevado, pero al igual que ocurre con el amonio de la acidificación, estos son absorbidos por la biomasa que crecerá en esos campos y que según Nguyen (2010), llega a tener un aprovechamiento del 100 % de lo aportado. Así que el impacto final puede verse muy reducido por el aprovechamiento agronómico posterior del digestato.

La categoría de cambio climático está directamente afectada por las emisiones gaseosas, viniendo referida al calentamiento del planeta o al llamado

efecto invernadero. Los gases considerados en esta metodología para su cálculo son mayoritariamente CO₂, CH₄, y N₂O. Y se calcula en equivalentes de CO₂, para diferentes períodos de integración. Se ha considerado 100 años para este factor. Existe numerosa bibliografía al respecto de los efectos del cambio climático sobre nuestro entorno, siendo indiscutible su repercusión sobre la salud humana, la pérdida de cultivos y madera, de materiales y de hábitats, en definitiva del equilibrio ambiental (Udo de Haes et al., 1999). A diferencia de las categorías de impacto anteriores, en este caso las emisiones atmosféricas no son absorbidas por los cultivos, por lo que no se verán reducidas por este hecho.

Es interesante resaltar los valores de impacto negativo, o evitado, producido por la disponibilidad que se genera para la planta de macronutrientes como N, y amonio que de esta manera no son sintetizados artificialmente. En la metodología CML, este efecto se ve reflejado en las categorías de depleción abiótica, acidificación y cambio climático. En todas ellas es debido a que se evita el consumo y por tanto la síntesis de un fertilizante artificialmen-

te. En la depleción abiótica es debido a que favorece que no disminuya la disponibilidad de recursos naturales. Entre los factores de caracterización de elementos en esta categoría (TEAM, 1999), tenemos para las fuentes de N, petróleo y gas natural, 0,056 y 0,117, respectivamente. En las categorías de acidificación y cambio climático este hecho viene definido por los residuos generados en el proceso de fabricación y en su transporte.

En la Figura 3 se presenta la contribución de todos los elementos que integran el sistema de la segunda digestión, mezcla de diferentes hidrolizados, digestato y purín bruto, tal y como se ha descrito, sobre las categorías de impacto definidas como más importantes.

Tanto en la digestión 1 como en la 2, vemos que la eliminación de gases en el proceso de la cogeneración hace que los valores de calentamiento global y acidificación se vean profundamente afectados y no presenten valores positivos de impacto significativos, ya que no se pueden casi apreciar en la gráfica. En el caso del cambio climático la reducción de metano del proceso de cogeneración,

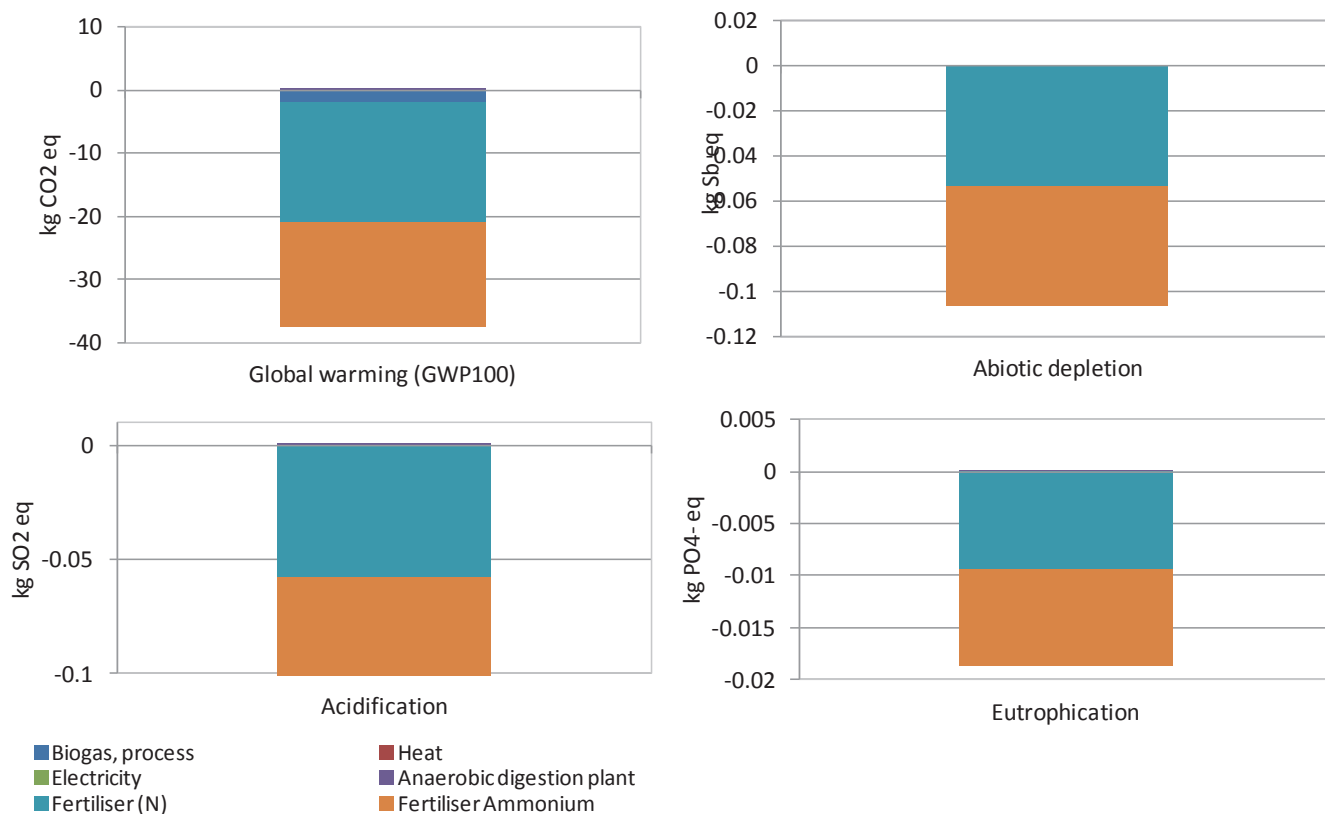


Figura 3. Contribución a las categorías de impacto de los distintos elementos del sistema mediante CML-IA, para la digestión 2, de mezcla de sustratos.

compensa el pequeño aumento que existe en producción de CO_2 , ya que como hemos comentado la contribución del metano sobre esta categoría es mucho mayor (21 sobre 1) que el CO_2 .

El caso de la acidificación como se ha comentado anteriormente su incidencia es mínima y discutida y en cualquier caso absorbida por la planta posteriormente. Al igual que en la primera digestión los gases y vertidos generados por el sistema hacen que el proceso sea el que mayor participación tiene sobre el impacto global en esta categoría.

Si presentamos los datos globales para cada digestión y categoría de impacto (Figura 4), podemos ver que el realizar la segunda digestión presenta más ventajas ambientales, siendo mayor la diferencia para la categoría de acidificación y cambio climático, hecho que se apoya en la disminución en la producción de metano que se produce en la segunda digestión, y en la mayor presencia de N en el digestato final, hecho que hace que se posibilite una disminución en el uso y fabricación de abonos inorgánicos.

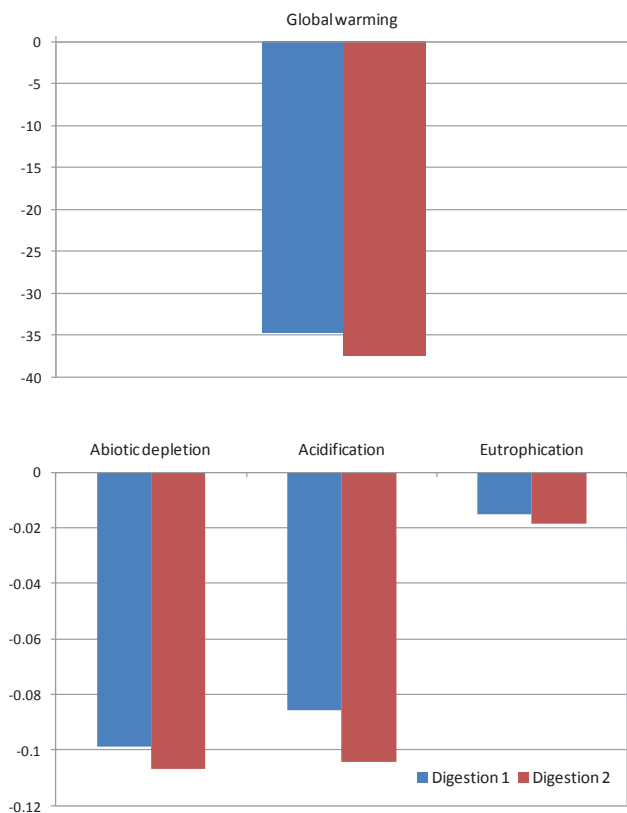


Figura 4. Comparación de la contribución a las categorías de impacto de los distintos elementos del sistema mediante CML-IA, para la digestión 1 y 2.

Bibliografía

Buwal, 1998. Environmental series Nº 250. Life Cycle inventories for packaging. Volume I and II. SAEFL APME Ecoprofiles of the European Plastics Industry, Series of reports issued by APME, Brussels, 1992-1999.

De Vries, M., De Boer I.J.M. 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128, 1-11.

Frischknecht, R., Bollens, U., Bosshart, S., Ciot, M., Ciseri, I., Doka, G., Dones, R., Gantner, U., Hirschier, R., Martin, A. 1996: Ökoinventare von Energiesystemen. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Auflage No. 3, Gruppe Energie - Stoffe - Umwelt (ESU), Eidgenössische Technische Hochschule Zürich und Sektion Ganzheitliche Systemanalysen, Paul Scherrer Institut, Villigen, www.energieforschung.ch, Bundesamt für Energie (Hrsg.), Bern.

Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Doka G., Dones R., Hirschier R., Hellweg S., Nemecek T., Rebitzer G. and Spielmann M. 2007. Overview and Methodology. Final reportecoinvent data v2.0, No. 1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

Hogan, L. M., R. T. Beal, and R. G. Hunt. 1996. Threshold inventory interpretation methodology. A case study of three juice container systems. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1(3): 159-167.

Holm-Nielsen J.B., Al Seadi T., Oleskowicz-Popiel P. 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology*, 100, 5478-5484.

Huijbregts, M.A.J y Sepp, J. 2001. Life Cycle Impact Assessment of Pollutants causing Aquatic Eutrophication.

Langevin, B., Basset-Mens, C. y Lardon, L. 2010. Inclusion of the variability of diffuse pollutions in LCA for agriculture: the case of slurry application techniques.

López-Ridaura, S., Van der Werf, H., Paillat, J.M., Le Bris, B. 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90, 1296-1304.

Nguyen, T.L.T., Hermanses, J.E. y Mogensen, L. 2010. Fossil energy and GHG saving potentials of pig farming in the EU.

Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., Shiina, T. 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering*, 90, 1-10.

Udo de Haes, A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Wolfram Krewitt, W. y Mfiller-Wenk, R. 1999. Best Available Practice Regarding Impact Categories And Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment

Metabioresor 
LIFE+8 ENV/ES/000113

www.metabioresor.eu

