



Universidad de Valladolid

Escuela de Ingeniería de la Industria Forestal,
Agronómica y de la Bioenergía

Campus de Soria

MÁSTER EN INGENIERÍA DE LA BIOENERGÍA Y SOSTENIBILIDAD ENERGÉTICA

TRABAJO DE FIN DE MÁSTER

EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DE UN PROTOTIPO PARA CAPTURA DE AMONIACO EN GRANJAS CON LA TECNOLOGÍA DE MEMBRANAS PERMEABLES AL GAS (GPM) EMPLEANDO LA METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV)

AUTORA: Diana Alexandra Murcia Velasco

DEPARTAMENTO: Ingeniería Agrícola y Forestal

DIRECTORA: Adriana Corrêa Guimarães

Soria, septiembre de 2022

AUTORIZACIÓN de la DIRECTORA del TRABAJO FIN DE MÁSTER

Dña. Adriana Correa Guimarães, profesora del departamento de Ingeniería Agrícola y Forestal, como tutora del TFM titulado: Evaluación de la sostenibilidad de un prototipo para captura de amoníaco en granjas con la tecnología de membranas permeables al gas (GPM) empleando la metodología de Análisis de ciclo de vida (ACV), realizado por la estudiante Dña. Diana Alexandra Murcia Velasco, da el Vº. Bº. y autoriza la presentación del mismo, considerando que el trabajo realizado alcanza satisfactoriamente los objetivos esperados en un documento de sus características y que la estudiante ha adquirido sobradamente las competencias requeridas para acreditar el nivel académico de máster.

Soria, 14 de Septiembre de 2022

La Directora del TFM

Fdo.: Adriana Correa Guimarães

DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD

Dña. Diana Alexandra Murcia Velasco, estudiante del Máster en Ingeniería de la Bioenergía y Sostenibilidad Energética de la Escuela de la Industria Forestal, Agronómica y de la Bioenergía de Soria, de la Universidad de Valladolid,

DECLARO:

Que el Trabajo Fin de Máster (TFM) que presento para su exposición y defensa titulado “Evaluación de la sostenibilidad de un prototipo para captura de amoníaco en granjas con la tecnología de membranas permeables al gas (GPM) empleando la metodología de Análisis de ciclo de vida (ACV)”.

Es original y que todas las fuentes utilizadas para su realización han sido debidamente citadas en el mismo.

Soria, 14 de septiembre de 2022

Fdo. Diana Alexandra Murcia Velasco

RESUMEN

Este trabajo pretende analizar el impacto medioambiental provocado por la implementación de en alojamientos de producción ganadera, empleando la metodología de Análisis de Ciclo de Vida. Las emisiones de gases de efecto invernadero calculadas son derivadas del almacenamiento directo de los purines dentro de la explotación, además se tuvieron en cuenta los procesos e insumos empleados durante la operación del sistema de captura. Se plantearon dos escenarios, uno de referencia en el que no había reducción de NH_3 en el aire de las naves y uno de tratamiento que contaba con la tecnología GPM. Los resultados del ACV mediante el método ReCiPe v1.1 permitieron establecer que el rendimiento medioambiental del uso de la tecnología es beneficioso, ya que se presentaron mejoras en la mayoría de las categorías de impacto evaluadas. La acidificación terrestre TA presentó una reducción de 14.68 kg SO_2 eq, la toxicidad cancerígena en humanos HCT del 1.52 kg 1,4-DCB, la toxicidad no cancerígena en humanos HnCT 66.26 kg 1,4-DCB, y el uso del suelo LU 44.55 m^2a crop eq.

Palabras clave: ACV, recuperación de amoníaco, depuración de aire, emisiones en ganadería.

ABSTRACT

The aim of this work is to analyze the environmental impact produced by the implementation of an NH_3 ammonia capture technology with gas permeable membranes GPM, from the air ejected in livestock production housing, using the Life Cycle Analysis methodology. The greenhouse gas emissions calculated are derived from the direct storage of the slurry inside the farm, and the processes and inputs used during the operation of the capture system were also considered. Two scenarios were analyzed, a reference scenario in which there was no reduction of NH_3 in the air ejected from the sheds and a treatment scenario with GPM technology. The results of the LCA using the ReCiPe v1.1 method established that the environmental performance of the use of the technology is beneficial, as there were significant reductions in most of the impact categories evaluated. Terrestrial acidification TA showed a reduction of 14.68 kg SO_2 eq, human carcinogenic toxicity HCT of 1.52 kg 1,4-DCB, non-carcinogenic human toxicity HnCT 66.26 kg 1,4-DCB, and land use LU 44.55 m^2a crop eq.

Keywords: LCA, ammonia recovery, air scrubbing, livestock emissions.

ÍNDICE

	Pág.
RESUMEN	V
LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABLAS	IX
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1 Contextualización	3
1.2 Planteamiento del problema	6
1.3 Objetivos	8
2. METODOLOGÍA	9
2.1 Enfoque del ACV	9
2.1.1 Definición del objetivo y alcance del ACV	10
2.2 Inventario de datos de entradas y salidas	13
2.2.1 Implementación y seguimiento del prototipo para captura de amoniaco	13
2.2.2 Cálculo de emisiones en los alojamientos	14
3. RESULTADOS Y ANÁLISIS	19
3.1 Escenario de referencia	19
3.1.1 Categorización de los impactos en el escenario de referencia	19
3.1.2 Análisis de los impactos en el escenario de referencia	20
3.2 Escenario de tratamiento	22
3.2.1 Categorización de los impactos en el escenario de tratamiento	22
3.2.2 Análisis de los impactos en el escenario de tratamiento	24
3.3 Comparación de los escenarios	26
4. CONCLUSIONES	29

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Emisiones de gases de efecto invernadero en la UE por sector en 2019	3
Figura 2. Evolución temporal de las emisiones de NH ₃ desde 1990 hasta 2040 distribuida por sectores de actividad.....	7
Figura 3. Esquema de la metodología de ACV	10
Figura 4. Escenario de referencia - Aspectos evaluados	12
Figura 5. Escenario de referencia - Límites del sistema	12
Figura 6. Escenario de tratamiento - Aspectos evaluados	13
Figura 7. Escenario de tratamiento - Límites del sistema	13
Figura 8. Balance de entradas y salidas en el prototipo de captura de amoníaco.....	16
Figura 9. Categorización de los impactos para el Escenario de Referencia.....	19
Figura 10. Categoría de Impacto GW para el escenario de referencia	21
Figura 11. Categorización de los impactos para el escenario de tratamiento	23
Figura 12. Categoría de Impacto GW para el escenario de tratamiento	24
Figura 13. Categorización de los impactos para los dos escenarios.....	26

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Caracterización química del purín crudo, datos experimentales	14
Tabla 2. Emisiones generadas en los alojamientos anualmente.....	16
Tabla 3. Entradas y Salidas en el prototipo	16
Tabla 4. Categorización de los impactos para el Escenario de Referencia.....	20
Tabla 5. Categorización de los impactos para el Escenario de tratamiento	23

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Contextualización

Actualmente, la lucha contra el cambio climático es una prioridad a nivel mundial. Es por ello por lo que la Unión Europea ha venido implementando estrategias que mitiguen y reduzcan las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), debido a que la UE ocupa el tercer lugar en emisiones después de China y Estados Unidos. Los principales países europeos emisores en 2019 fueron Alemania, Francia, Italia, Polonia y España (Parlamento Europeo, 2022). El principal responsable de las emisiones es el sector de la energía con aproximadamente el 77,01%, seguido por los sectores agricultura, industria y residuos con 10,55%, 9,10% y 3,32% respectivamente (Figura 1).

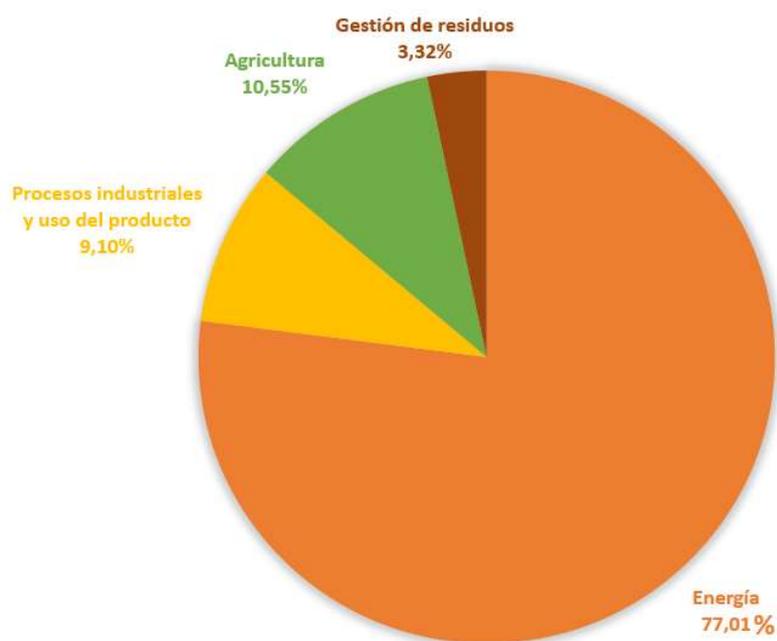


Figura 1. Emisiones de gases de efecto invernadero en la UE por sector en 2019

Fuente: Elaboración propia con base en los datos de la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA)

El fuerte impacto que tienen los GEI en el clima se ve representado principalmente en el incremento de la temperatura. A nivel mundial se ha registrado la década más cálida entre 2012 y 2021 con un aumento de la temperatura superficial ente 1,11 y 1,14 °C. Por otra parte, las temperaturas terrestres europeas han tenido un incremento aún más rápido en el

mismo periodo, con valores entre 1,94 y 1,99 °C (European Environment Agency, 2022). Los países miembros de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) se han comprometido en el Acuerdo de París a limitar el aumento de la temperatura global por debajo 2 °C buscando limitar dicho aumento a 1,5 °C (European Environment Agency, 2022).

El dióxido de carbono (CO_2) es el gas de efecto invernadero que se libera con más frecuencia a la atmósfera; sin embargo, hay otros gases que, aunque son emitidos en menor cantidad tienen efectos más nocivos en el ambiente (Parlamento Europeo, 2021). Por ejemplo, uno de los principales contaminantes ambientales son los denominados gases eutrofizantes que son en su mayoría óxidos de nitrógeno (NO_x) y amoníaco (NH_3), los cuales provocan un exceso de nutrientes en los ecosistemas ocasionando efectos adversos (MITECO, n.d.-b). El NH_3 a temperatura ambiente es un gas incoloro con un olor penetrante y altamente tóxico, su ion amonio (NH_4^+) es muy soluble y ambas formas se mantienen en el medio en un equilibrio dinámico; sin embargo, el equilibrio puede verse afectado por el cambio de algunas variables, entre las que se destacan: la temperatura (Rong, 2020) y el pH (Hansen et al., 2007). Morazán Nuñez (2014) sugiere que la conversión de amonio a amoníaco y su volatilización incrementará con la temperatura y el nivel de pH del medio en el que se encuentre. Por lo anterior y teniendo en cuenta la participación de la agricultura en las emisiones de amoníaco, se están adoptando prácticas sostenibles en relación con los compromisos adquiridos por España y la UE en el marco del Protocolo de Kioto, que busca reducir las emisiones de gases de efecto invernadero GEI (MITECO, n.d.-a).

Para realizar una medición de los impactos ambientales generados por la demanda de recursos en los ecosistemas se utilizan indicadores de sostenibilidad como la “huella ecológica”, en la que se asocia la capacidad ecológica del planeta para generar sus recursos (MITECO, 2020); éste indicador considera tanto los recursos necesarios como los residuos que se generan en el mantenimiento del modelo de producción y consumo de una comunidad (Rees y Wackernagel, 2000 citado por (Martínez Castillo, 2007). Su cálculo está basado en la estimación de la superficie necesaria para satisfacer la demanda asociada al consumo de productos forestales, gastos energéticos y ocupación directa del terreno, según señala Martínez Castillo (2007). Doménech Quesada (2010) sugiere que este indicador contribuye a la evaluación de los impactos que se generan durante los procesos de desarrollo en un producto, aunque se limita en la medición de variables, ya que en el cálculo

de la huella ecológica se enfatiza en el consumo energético de los materiales antes de su adquisición, así como en las etapas de fabricación, comercialización y transporte, pero no se tiene en cuenta la etapa de uso y consumo ni los desechos generados. Para abordar de una forma más integral los procesos existe una metodología que involucra más aspectos denominada Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (Comité Europeo de Normalización, 2006), su importancia radica en el análisis de diversas categorías de impacto, a lo largo de toda la vida del producto o proceso.

Análisis de Ciclo de Vida y su relación con la sostenibilidad en la ganadería y la agricultura

La Comisión Europea (2020) ha señalado que el ACV se está utilizando para evaluar las estrategias de gestión y manejo de residuos agrícolas y ganaderos, buscando así lograr la transición a la sostenibilidad. En la agricultura, se promueve el uso del ACV para evaluar los impactos generados por el uso de fertilizantes, los cuáles contribuyen con aproximadamente el 90% de las emisiones de GEI (A.Fernández-Coppel et al., 2018), además se emplea en la evaluación de la utilización de nuevas alternativas de aprovechamiento de especies con alto potencial energético, para su uso como biocombustibles con bajos niveles de emisiones (Barbosa-evaristo et al., 2018), teniendo en cuenta todos los aspectos asociados al ciclo productivo y los insumos utilizados. Por otra parte, D'Agaro et al. (2021) indican que uno de los principales causantes del agotamiento de los recursos naturales es el sector ganadero, además, la ganadería ocupa más de dos tercios de la superficie agrícola del mundo y un tercio de la superficie total del planeta.

El ACV se ha aplicado durante los procesos de producción porcina analizando principalmente tres ejes: la producción de piensos (Nguyen et al., 2011), el sistema de cría de ganado (Van Der Werf et al., 2005) y la gestión de residuos (Lopez-ridaura et al., 2009; Mcauliffe et al., 2016). Se ha buscado identificar el efecto de diferentes tecnologías de mejora mediante la cuantificación y comparación de las cargas ambientales. Así mismo, el ACV permite evidenciar los beneficios potenciales de estos sistemas y las limitaciones en su aplicación.

En general, en la agricultura, la utilización de fertilizantes, la mala gestión de estiércoles y residuos en la ganadería, las grandes instalaciones de combustión, la incineración y el transporte son las principales fuentes de emisión de gases de efecto invernadero (MITECO, n.d.-b). Se busca reducir los gases contaminantes emitidos a la atmósfera, no solamente durante las etapas de producción animal en los establos, también durante la producción de piensos, la fabricación de fertilizantes sintéticos, la disposición de fertilizantes en el suelo y en el uso de combustibles fósiles (Goglio et al., 2018), además un importante porcentaje se atribuye al transporte de productos (Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. & Tempio, 2013) y subproductos animales. Es por ello por lo que actualmente la mayoría de las actividades del sector agrícola buscan involucrar dentro de sus procesos estrategias de gestión más sostenibles, buscando mantener o aumentar la producción y a la vez reducir el impacto medioambiental asociado (EUROPEAN COMMISSION Directorate-General for Agriculture and Rural Development Direction C-Strategy, 2020). Por la gran variedad de fuentes de emisión en el sector agrícola deben tenerse en cuenta diferentes estrategias de mitigación que varían en función de los sistemas ganaderos y las características propias de cada uno (Grossi et al., 2019).

La producción ganadera tiene un impacto significativo en prácticamente todos los aspectos del medio ambiente (Steinfeld et al., 2006). Mcmichael et al. (2007) y Stern (2006) indican que gran parte del porcentaje estimado de emisiones de GEI son derivadas de la agricultura y del uso de la tierra en procesos de producción animal.

1.2 Planteamiento del problema

Las emisiones de NH_3 en la agricultura tienen un impacto ambiental significativo, puesto que no solo afectan los ecosistemas por la acidificación, además contribuyen en la formación de partículas que perjudican la salud humana y causan muerte prematura (European Commission, 2016). A pesar de las tendencias europeas de reducción de las emisiones, en España durante el periodo entre 1990 y 2015 se evidenció un incremento de emisiones de amoníaco procedentes de la agricultura en torno a un 7%. Además, en la mayoría de los Estados miembros de la UE la agricultura aporta más del 90% del total de emisiones de amoníaco (EUROSTAT, 2017; MITECO, 2021) (Figura 2) tanto en la gestión de estiércoles como en la aplicación de componentes nitrogenados (MITECO, 2021), además, se atribuye el aumento de emisiones de amoníaco en los últimos años a la

combinación del incremento de producción porcina y del uso de fertilizantes inorgánicos (MITECO, 2021). Para la reducción de éstas emisiones se han venido adoptando distintas estrategias para la captura de amoníaco del aire, entre las cuáles se encuentran el uso de catalizadores para la extracción de amoníaco con el fin de purificar sustancias o compuestos (Lucentini et al., 2021).

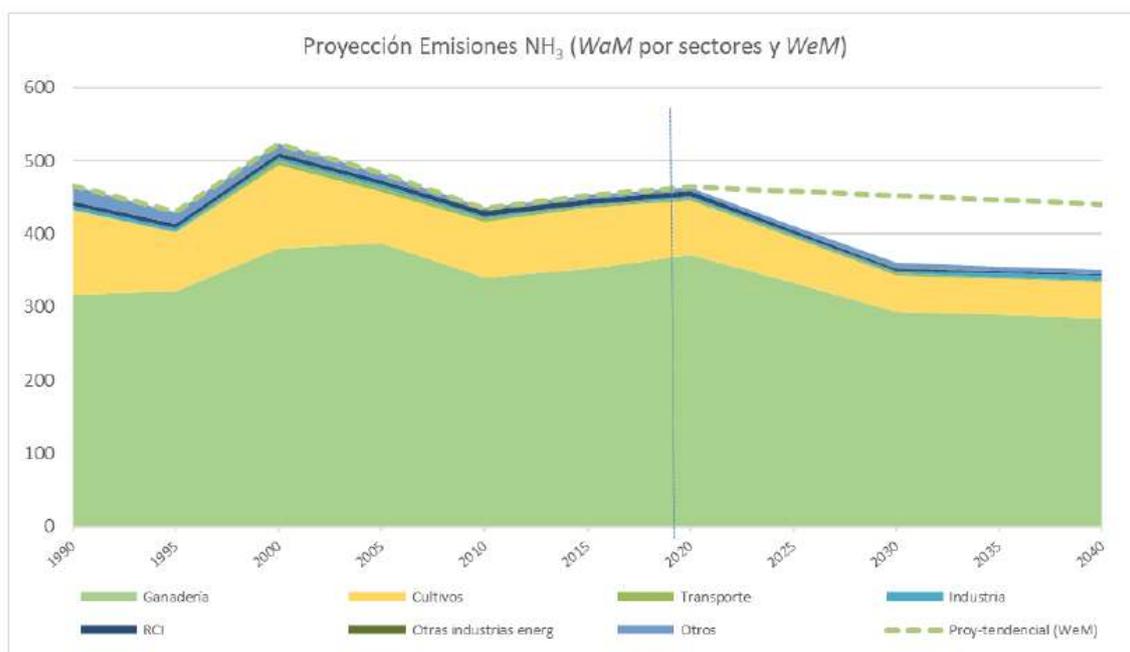


Figura 2. Evolución temporal de las emisiones de NH₃ desde 1990 hasta 2040 distribuida por sectores de actividad

Fuente: (MITECO, 2021)

En términos de normatividad, se tienen unos límites de emisión, la Directiva UE/2016/2284 establece la reducción de emisiones de NH₃ en un 3% en el periodo 2020-2029 respecto al año 2005.

Una tecnología innovadora que se está implementando, es la utilización de membrana permeable al gas GPM, en la cual el NH₃ presente en el aire expulsado de la naves de producción pasa a través de una membrana hidrófoba microporosa por difusión (González-García et al., 2022), lo cual es posible mediante un montaje que sostiene la membrana tubular a través de la cual se hace pasar una solución de ácido sulfúrico (H₂SO₄) que captura y recupera el amoníaco en forma de sulfato de amonio ((NH₄)₂SO₄). Esta solución se puede utilizar como nitrógeno (N) y azufre (S) para fertilizar suelos agrícolas (De Vries

& Melse, 2017), por lo que es considerado un producto de valor. Además, es importante señalar que el proceso de obtención de amoníaco a nivel industrial tiene gran dificultad; usualmente se utiliza el proceso químico Haber-Bosh para sintetizar el amoníaco atmosférico y crear fertilizantes sintéticos (Bertilsson & Kirchmann, 2021). En otros estudios como el realizado por Brockmann et al. (2014), se analizaron los impactos ambientales evitados de los nutrientes recuperados determinando el uso de los recursos y su eficiencia energética en relación con la de los fertilizantes industriales. Se analizaron la sustitución de fertilizantes minerales utilizando estiércol como fertilizante orgánico y subproductos en tratamientos de estiércol, obteniendo como resultado que el uso de los residuos del estiércol tratado tenía un buen comportamiento como sustitutos de los fertilizantes minerales en las tierras de cultivo; además, que el ACV permitió identificar que la cantidad de fertilizantes minerales evitados tienen un impacto significativo en los impactos ambientales.

Para analizar el impacto ambiental potencial mediante la identificación de las emisiones durante la cadena de producción, el ACV es considerado una herramienta eficaz (Wang et al., 2015). La aplicación de la metodología de ACV en fases del desarrollo tecnológico e innovación permite establecer los puntos críticos e implementar modificaciones de mejora.

1.3 Objetivos

General

- Evaluar la sostenibilidad de una alternativa tecnológica para captura de amoníaco en el aire de sistemas de producción ganadera mediante la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

Específicos

- Determinar el nivel de impacto ambiental de la implementación de la tecnología GPM para captura de $\text{NH}_3\text{-N}$ en el aire.
- Comparar el comportamiento ambiental que representa la implementación de un sistema de depuración de aire con un escenario de referencia sin tratamiento.

2. METODOLOGÍA

2.1 Enfoque del ACV

Se realizó una evaluación de la sostenibilidad ambiental de un prototipo para el tratamiento del aire expulsado de las naves de producción porcina con la implementación de la tecnología GPM y un escenario de manejo tradicional, utilizando la metodología ACV ISO 14040 y 14044 (Comité Europeo de Normalización, 2006).

Metodología de ACV

La metodología estandarizada de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) fue diseñada para la evaluación de las cargas ambientales asociadas al agotamiento de los recursos y a las consecuencias ambientales causadas por las emisiones (Comité Europeo de Normalización, 2006), tanto para determinar el impacto como para evaluar y establecer estrategias de mejora ambiental. El ACV se describe como una herramienta de apoyo en la toma de decisiones en materia de sostenibilidad; en la práctica, las aplicaciones del ACV se centran generalmente en consideraciones de ecoeficiencia (Pelletier et al., 2019); consiste en un proceso sistemático que permite de manera metódica y objetiva el análisis de los impactos asociados a un proceso/producto. El ACV incorpora cuatro etapas: objetivo y alcance, análisis de inventario del ciclo de vida, evaluación del impactos, e interpretación (Comité Europeo de Normalización, 2006; Wolf et al., 2012). En la primera etapa, debe definirse el objetivo del análisis de ciclo de vida, los límites del sistema, la unidad funcional, con base en la cual se van a hacer los cálculos de los impactos que se generen en los procesos, es un aspecto clave realizar una buena selección de la unidad de funcional para el análisis puesto que debe atribuirse la participación de las entradas y salidas del inventario del sistema de referencia; en ésta fase también se definen las reglas de asignación de cargas ambientales. En el análisis de inventario, se recopilan todos los datos necesarios para cuantificar las entradas y salidas del sistema durante cada una de las etapas del ciclo de vida, empleando fuentes de datos primarios y secundarios, determinando hipótesis de cálculo y estimación de parámetros. Por otra parte, en la etapa de evaluación de impactos se pretende conocer y evaluar la magnitud de los impactos ambientales del sistema y su relevancia; se consideran cuatro subetapas: clasificación de los datos de inventario, caracterización de los materiales y recursos, normalización de las categorías de impacto y valoración de las categorías de impacto. Finalmente, en la etapa de interpretación se

combina la información del inventario con la evaluación de impactos a fin de determinar propuestas de mejora y limitaciones del estudio, no obstante, a lo largo del análisis se realiza un proceso de interpretación de los datos que es transversal a cada una de las etapas (ver Figura 3).

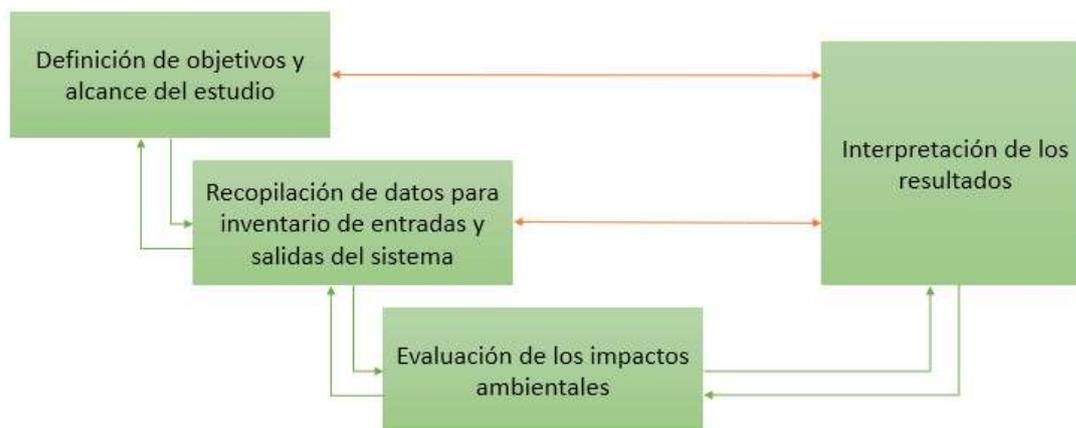


Figura 3. Esquema de la metodología de ACV
Fuente: Elaboración propia

El estudio siguió el enfoque atribucional, que proporciona información sobre los impactos asociados a los procesos de producción de materias primas, operación, transporte y uso de los subproductos obtenidos del sistema en estudio. Existen diferentes softwares para desarrollar el ACV con amplias bases de datos que cuantifican el uso de recursos y emisiones que se generan en procesos y productos, en este caso se empleó el software SimaPro® para realizar el modelado.

El método que se utilizó para evaluar los impactos del ciclo de vida fue ReCiPe 2016, el cual tiene como objetivo principal la transformación de los datos del inventario en un número limitado de puntuaciones para diferentes categorías de impacto (de alcance global), para este caso indicadores “mid-point” con un enfoque jerárquico.

A continuación, se describen las etapas de la evaluación:

2.1.1 Definición del objetivo y alcance del ACV

El objetivo de este estudio fue evaluar los impactos ambientales durante la implementación de la tecnología GPM utilizada para la captura de NH_3 presente en el aire producido en

naves de producción porcina y la recuperación del N como solución de sulfato de amonio (escenario de tratamiento). Se comparó el “escenario de tratamiento” en el que se captura amoníaco con un “escenario de referencia” donde no se utilizan las membranas para captura del amoníaco y se aplica fertilizantes sintéticos.

Los datos empleados en este estudio se obtuvieron en una planta piloto donde se utilizó la tecnología GPM para recuperación de amoníaco del aire, en una granja de cerdos.

Unidad funcional

Teniendo en cuenta que el objetivo del prototipo es capturar el NH_3 del aire de salida de las naves de producción porcina, se determinó que una unidad funcional (UF) de 1 kg $[\text{NH}_3\text{-N}]$ del aire para relacionarlo con la captura en la solución de Sulfato amónico obtenido del prototipo, se considera apropiada para realizar la valoración de los impactos, puesto que es un valor que se pudo cuantificar al inicio y al final del proceso. Inicialmente se planteó seleccionar 1 m^3 de aire procesado, sin embargo, para esto era necesario contar con datos de la cantidad de aire que procesaba el equipo, así como la concentración de amoníaco en el mismo y/o su rendimiento durante el proceso de captura. La importancia de la selección de la unidad funcional radica en que es la unidad de medida con la que se relacionan todos los datos de entrada y salida.

Descripción y límites del sistema de los escenarios a evaluar

Escenario de referencia

Las prácticas actuales que se consideran en la producción estabulada de animales en el “escenario de referencia” del estudio consisten en las emisiones que se liberan sin ningún tipo de tratamiento a la atmósfera, principalmente por el almacenamiento de purines. Se tiene en cuenta también, la producción y el uso de fertilizantes sintéticos los cuales además de implicar procesos de fabricación costosos representan una considerable carga ambiental, así como el transporte necesario para llevarlos a las granjas y a los puntos de aplicación en campo (Figura 4 y Figura 5).



Figura 4. Escenario de referencia - Aspectos evaluados
Fuente: Elaboración propia

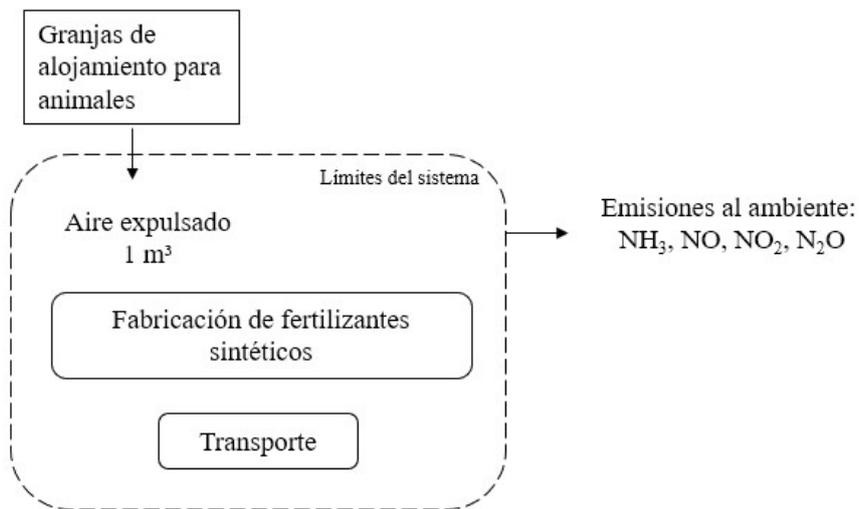


Figura 5. Escenario de referencia - Límites del sistema
Fuente: Elaboración propia

Escenario de tratamiento

En este escenario se implementó un prototipo con tecnología de GPM, en una granja de producción porcina ubicada en el Guardo (Palencia). Para el análisis se contemplan los recursos empleados en las etapas de: (1) producción de ácido sulfúrico (H_2SO_4), (2) fabricación de la membrana tubular de politetrafluoroetileno expandido (e-PTFE), (3) energía empleada en la operación del prototipo, que absorbe el aire de la nave y en su interior lo procesa capturando un porcentaje de amoníaco (NH_3) el cual es recuperado en

forma de solución de sulfato de amonio, el cual se almacena, (4) transporte del sulfato de amonio y aplicación como fertilizante (Figura 6 y Figura 7).

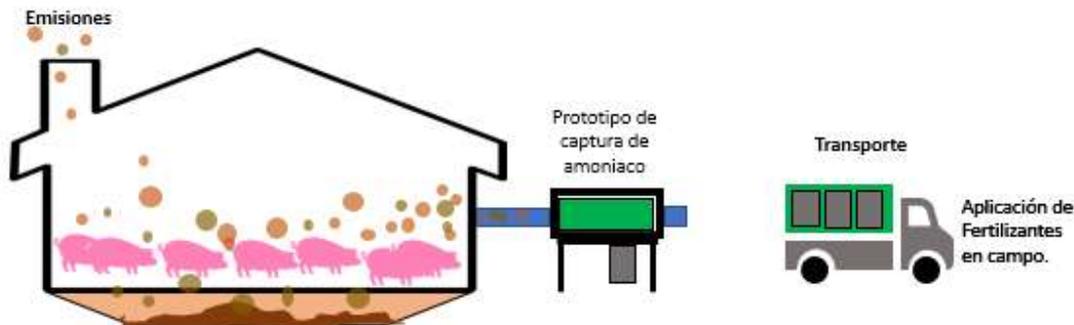


Figura 6. Escenario de tratamiento - Aspectos evaluados
Fuente: Elaboración propia

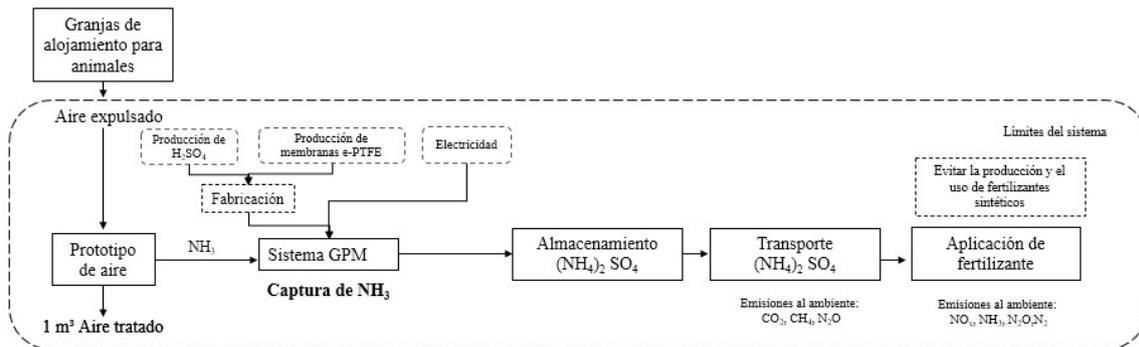


Figura 7. Escenario de tratamiento - Límites del sistema
Fuente: Elaboración propia

2.2 Inventario de datos de entradas y salidas

2.2.1 Implementación y seguimiento del prototipo para captura de amoníaco

Se realizó el seguimiento a la concentración de amoníaco, durante la operación de un prototipo para tratar el aire expulsado en una granja de producción de cerdos en ciclo cerrado ubicada en Guardo, Palencia. La información primaria que se utilizó en el ACV se obtuvo directamente de la granja. A partir de la producción de purín se calcularon las emisiones de GEI a la atmósfera, otros datos se obtuvieron de las bases de datos Ecoinvent 3.6 (Association Ecoinvent & ETH Domain and by Agroscoop, 2019) y ELCD (European Commission & Joint Research Centre (JRC), 2018).

La nave en la que se instaló el prototipo tenía aproximadamente 920 animales, en una superficie de 1200 m². Se calculó que la producción de NH₃-N generado en la nave era de 5277,9 kg anualmente. Los alojamientos contaban con ventilación natural. La producción anual de purín era de 17136 m³/año aproximadamente (ver Tabla 1). Con base en los datos de ocupación y operación de la nave se calculó la producción de GEI.

Tabla 1. Caracterización química del purín crudo, datos experimentales
Fuente: Elaboración propia

Parámetro	Valor	Unidades
pH	7,6	kg/m ³
Sólidos Totales (TS)	41,7	kg/m ³
Sólidos Volátiles (VS)	31,3	kg/m ³
Nitrógeno Amoniacal Total (TAN)	2,8	kg/m ³
Nitrógeno total Kjeldahl (TKN)	3,6	kg/m ³

2.2.2 Cálculo de emisiones en los alojamientos

Es importante señalar que, durante el almacenamiento de los purines en los alojamientos, las emisiones gaseosas más importantes son el amoníaco (NH₃), el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O) (Lopez-ridaura et al., 2009) y óxidos de nitrógeno (NO_x). Se estimaron las emisiones generadas por la ocupación de los alojamientos en los que se implementó el sistema de captura de amoníaco. La fermentación entérica no se tuvo en cuenta debido a que en comparación con las emisiones generadas por el almacenamiento de los purines no tiene un aporte significativo.

- *Emisión de amoníaco NH₃ por el almacenamiento del purín en los alojamientos*

Teniendo en cuenta que la nave de cubrición de cerdas presenta sistemas de fosa profunda combinadas con técnicas de gestión nutricional y lavado a presión (MTD 30.a4).(UE) 2017/302 (Diario Oficial de la Unión Europea, 2017). Se empleó el método de Tier -Nivel 2 propuesto en la Guía de Inventario de la EMEP/EEA (2019) (Amon et al., 2019):

$$\text{NH}_3 - N = EF_{\text{NH}_3} \times \text{TAN}$$

Dónde:

NH₃ - N: Amoníaco producido en los alojamientos, kg NH₃ - N

EF_{NH₃}: Factor de emisión, 0.11 $\frac{\text{kgNH}_3 - \text{N}}{\text{kgTAN}}$ (Tabla 3.10; Capítulo 3B)

Para obtener la cantidad de NH_3 se multiplica por el factor 17/14.

$$\text{NH}_3 = \text{NH}_3 - N \times \frac{17}{14}$$

- *Emisiones de metano CH_4 por el almacenamiento del purín en los alojamientos*

Para calcular las emisiones de CH_4 se tuvieron en cuenta las Directrices del IPCC (IPCC, 2019):

$$\text{CH}_4 = \text{VS} \times B_0 \times 0.67 \times \text{MCF}$$

Dónde:

CH_4 : Emisiones de metano, kg CH_4

VS: Sólidos volátiles excretados, kg

B_0 : Capacidad máxima de metano producida por el purín, $\text{m}^3 \text{CH}_4 / \text{kg VS}$

0.67: Densidad de metano, $\text{m}^3 \text{CH}_4 / \text{kg CH}_4$

MCF: Factor de conversión de metano

- *Emisión de nitrógeno N por el almacenamiento del purín en los alojamientos*

De la muestra de purín en el interior de los alojamientos se obtuvo una concentración de 6446.82 mg N/l, que equivale a 119.79 g N/plaza/día.

Así,

$$N = 0.11979 \times N^\circ \text{plazas} \times 365$$

Dónde:

N: Nitrógeno producido en los alojamientos, kg N

- *Emisión de dinitrógeno N_2 por el almacenamiento del purín en los alojamientos*

Las emisiones de N_2 fueron calculadas mediante la metodología Tier 2 propuesta por el EMEP/EEA (Amon et al., 2019):

$$\text{N}_2 = \text{EF}_{\text{N}_2} \times \text{TAN}$$

Dónde:

N_2 : Emisiones de dinitrógeno, kg N_2

EF_{N_2} : Factor de emisión, $0.003 \frac{\text{kg N}_2}{\text{kg TAN}}$ (Tabla 3.10; Capítulo 3B)

TAN: Nitrogeno amoniacal total, kg TAN

En la

Tabla 2. se presentan los resultados de las emisiones en los alojamientos.

Tabla 2. Emisiones generadas en los alojamientos anualmente
Fuente: Elaboración propia

Etapa	Tipo de residuo / GEI	Cantidad	Unidades	Fuente de datos
Emisiones de GEI en los alojamientos	N	40225,5	kg/año	Datos experimentales
	CH ₄	4851,3	kg/año	IPCC (2019)
	NH ₃ -N	5277,8	kg/año	EMEP/EEA Inventory Guidebook (2019)
	NH ₃	6408,9	kg/año	EMEP/EEA Inventory Guidebook (2019)
	N ₂	143,9	kg/año	EMEP/EEA Inventory Guidebook (2019)

Con base en los datos de emisiones totales se determinaron las emisiones por kg NH₃-N capturado. Por otra parte, se tuvieron en cuenta los consumos para la operación del prototipo durante el proceso de captura de amoníaco. En el Anexo 1 se presenta un esquema de su configuración y funcionamiento. En la Figura 8 se presenta el balance de entradas y salidas en el prototipo:

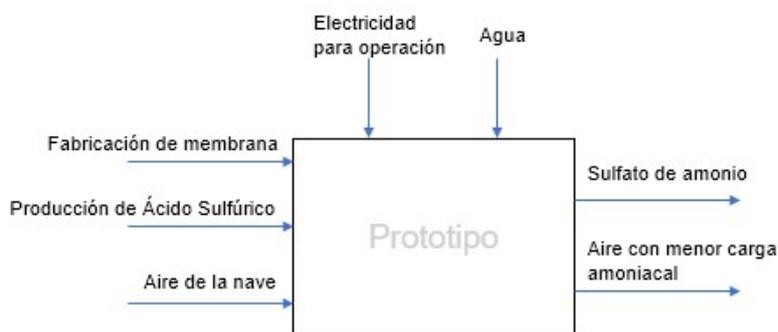


Figura 8. Balance de entradas y salidas en el prototipo de captura de amoníaco
Fuente: Elaboración propia

Tabla 3. Entradas y Salidas en el prototipo
Fuente: Elaboración propia

Entradas	UF	1 kg N-NH ₃
Ácido sulfúrico	37,96	kg
Consumo de electricidad en los motores	855,00	kWh
Consumo de agua	438,41	kg
Fabricación de membrana		
Tetrafluoroethylene {GLO} market for APOS, S	0,59	kg
Extrusion, plastic pipes {RoW} extrusion, plastic pipes APOS, S	0,59	kg
Salidas		
(NH ₄) ₂ SO ₄ Sulfato de amonio	62,72	kg
NH ₃ (Amoníaco capturado)	1,21	kg

En el caso del escenario de referencia se tuvo en cuenta la compra de un fertilizante sintético utilizando los datos de las bases de datos en SimaPro, referenciado a partir de la cantidad a reemplazar con el subproducto obtenido del prototipo. En la modelación de los dos escenarios se despreciaron los impactos asociados al transporte del sulfato amónico como fertilizante a campo debido a que representarían una carga equivalente en cada escenario.

3. RESULTADOS Y ANÁLISIS

A continuación, se presentan los resultados del comportamiento ambiental del prototipo utilizando la tecnología GPM para tratamiento del aire en granjas y el provocado por el escenario de referencia, así como la comparación entre los dos, utilizando la metodología del Análisis de Ciclo de Vida.

3.1 Escenario de referencia

3.1.1 Categorización de los impactos en el escenario de referencia

Para el escenario de referencia se obtuvieron los resultados mostrados en la Figura 9.

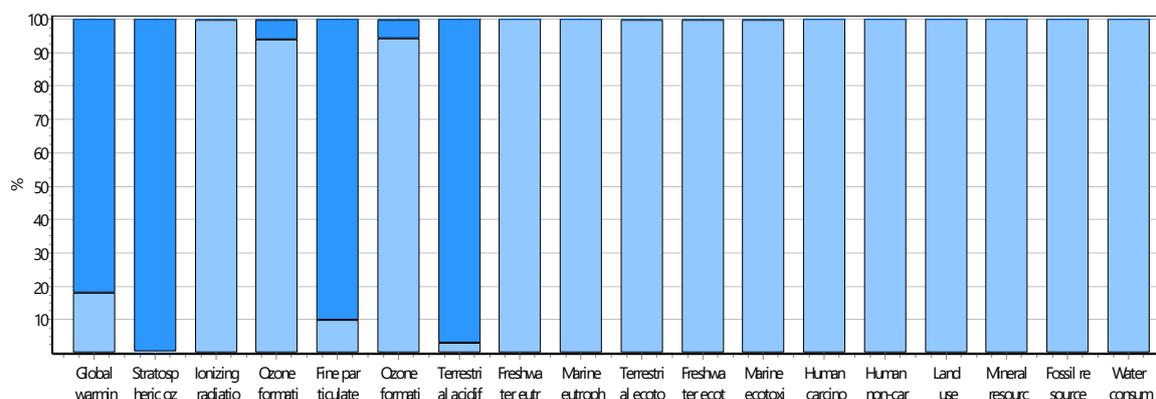


Figura 9. Categorización de los impactos para el Escenario de Referencia: Analizando "Referencia"; Método ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.04 / World (2010) H/ Caracterización /Excluyendo procesos de infraestructura/ Excluyendo emisiones a largo plazo
Fuente: Elaboración SimaPro

De los indicadores que arroja el método ReCiPe se seleccionaron aquellos que tienen mayor impacto: *Calentamiento Global (GW)*, *Formación de partículas finas (PMF)*, *Acidificación terrestre (TA)*, *Ecotoxicidad Terrestre (TEc)*, *Toxicidad cancerígena en humanos (HCT)*, *Toxicidad no cancerígena en humanos (HnCT)*, *Uso del suelo (LU)*, *Escasez de recursos fósiles (FRS)* y *Consumo de agua (WC)* (ver Tabla 4):

Tabla 4. Categorización de los impactos para el Escenario de Referencia
Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados obtenidos de SimaPro

Impact category	Unit	Total	Market fertilizer	Sow production	Transport
Global warming	kg CO ₂ eq	696	124	572	0,117
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	0,0135	4,4E-05	0,0134	5,43E-08
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	0,3014	0,3005	0	0,00088
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	0,2567	0,2408	0,0153	0,00062
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	2,13	0,2057	1,9217	0,00017
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	0,2652	0,2492	0,0153	0,00063
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	16,18	0,4920	15,69	0,00038
Freshwater eutrophication	kg P eq	0,0041	0,0041	0	1,1E-06
Marine eutrophication	kg N eq	0,0008	0,0008	0	3,1E-07
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	811	809	0	2,21
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	0,1020	0,1017	0	0,00034
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	0,5669	0,5652	0	0,00164
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	1,29	1,2938	0	0,00069
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	49,82	49,78	0	0,03959
Land use	m ² a crop eq	24,28	24,26	0	0,01429
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	0,9794	0,9790	0	0,00040
Fossil resource scarcity	kg oil eq	34,13	34,09	0	0,03985
Water consumption	m ³	0,3863	0,3861	0	0,00022

Se puede observar que, en general la fabricación del fertilizante sintético presenta una mayor participación en todas las categorías de impacto, respecto a las etapas de emisión en granja y el transporte, que no tienen una participación significativa.

3.1.2 Análisis de los impactos en el escenario de referencia

Calentamiento Global (GW)

El impacto neto total por GW del escenario de referencia se calculó en 696 kg CO₂ eq / kg de NH₃-N, en el que el principal aporte se dio por las emisiones generadas dentro de los alojamientos, con un 82.2% del impacto total en esta categoría. La compra del fertilizante en el mercado contribuyó en esta categoría con un 17.8%, debido al impacto que genera el proceso de producción industrial de este tipo de compuestos. La etapa de transporte tuvo un aporte insignificante en relación con los otros procesos (ver Figura 10).

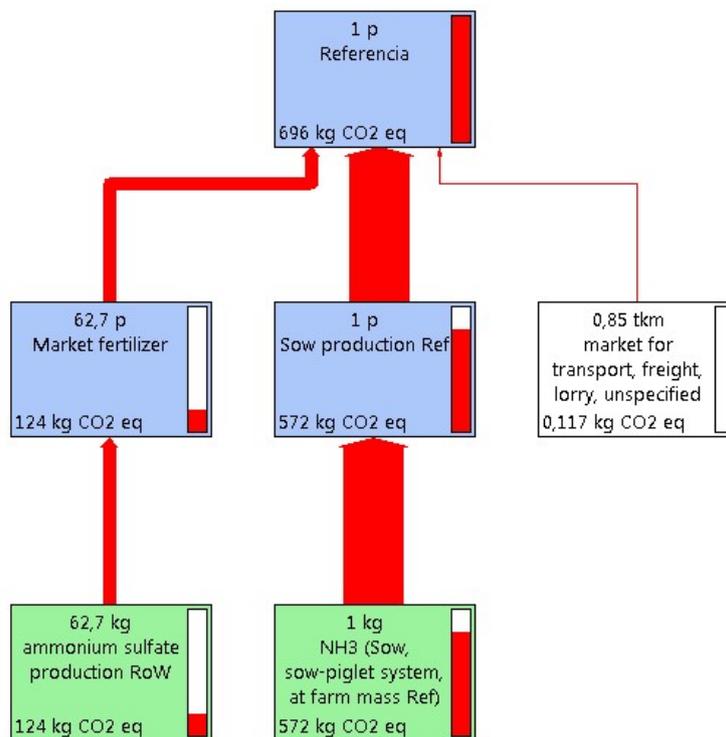


Figura 10. Categoría de Impacto GW para el escenario de referencia
Fuente: SimaPro

Formación de partículas finas (PMF)

Para la categoría de PMF, de los 2 kg PM2.5 eq/kg de NH₃-N el 90.3% se da por las emisiones de la nave, y el 9.7% restante al proceso de producción del fertilizante comprado.

Acidificación terrestre (TA)

El valor neto de TA para el escenario de referencia fue de aproximadamente 16 kg SO₂ eq./kg de NH₃-N, que se atribuyen en su totalidad al almacenamiento de los purines dentro de nave con un 97%, el 3% restantes corresponde a la etapa de compra del fertilizante.

Ecotoxicidad Terrestre (TEc)

Para este indicador se obtuvo un total neto de 811 kg 1,4-DCB, que representa el exceso de agentes tóxicos, ocasionados principalmente en los procesos industriales para producción de sustancias químicas como el fertilizante sintético (99.7%), y el transporte (en este caso una participación poco relevante 0.3%) siendo perjudiciales para el ecosistema terrestre.

Toxicidad cancerígena en humanos (HCT)

La producción del fertilizante sintético realiza un aporte de 99.9% al 1.29 kg 1,4-DCB/ kg de NH₃-N que se asocia a la generación de residuos perjudiciales para la salud humana.

Toxicidad no cancerígena en humanos (HnCT)

El valor neto en esta categoría respecto a la anterior presenta una mayor afectación con aproximadamente 50 kg 1,4-DCB, por causa principalmente de la producción industrial del fertilizante (99.9%),

Uso del suelo (LU)

Este indicador se estimó en 24 m²a crop eq y es importante tener en cuenta que se atribuye principalmente al proceso producción de fertilizante sintético, ya que se evalúa la pérdida de especies a causa del uso de suelo que se está dando.

Escasez de recursos fósiles (FRS)

En esta categoría se tiene un valor neto de 11 kg oil eq/ kg NH₃-N que corresponde en un 99.9% a la producción del fertilizante sintético. Lo que se asocia al gasto energético durante los procesos industriales.

Consumo de agua (WC)

En cuanto al consumo de agua, durante las etapas incluidas en el sistema no hay un impacto significativo y la única fase que contribuye en esta categoría es la producción del fertilizante sintético con 0,39m³ de agua aproximadamente.

Se puede concluir que para el escenario de referencia la mayoría de la participación en los indicadores de impacto se encuentra en la etapa de producción del fertilizante sintético.

3.2 Escenario de tratamiento

3.2.1 Categorización de los impactos en el escenario de tratamiento

En la Figura 11 se presentan los resultados obtenidos para el escenario de tratamiento en todas las categorías de impacto.

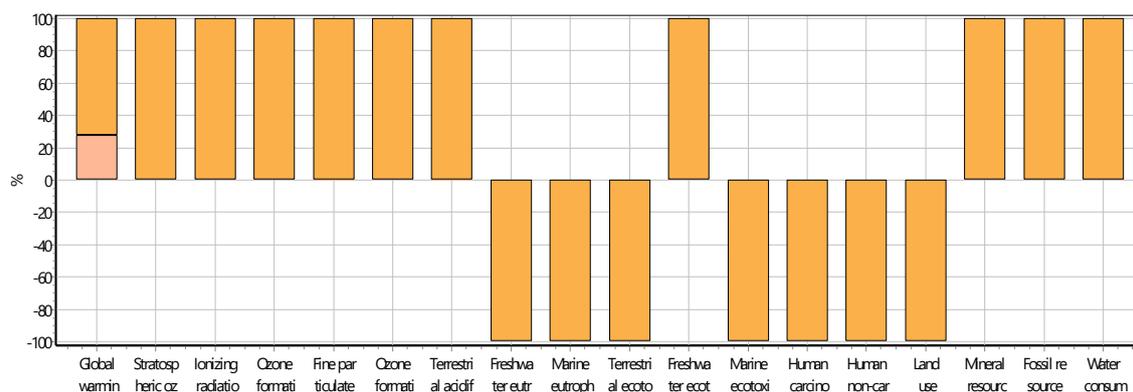


Figura 11. Categorización de los impactos para el escenario de tratamiento: Analizando "Tratamiento"; Método ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.04 / World (2010) H/ Caracterización /Excluyendo procesos de infraestructura/ Excluyendo emisiones a largo plazo.

Fuente: SimaPro

Al igual que para el escenario de referencia, se seleccionaron las mismas variables para analizar su comportamiento. Ver Tabla 5. Categorización de los impactos para el Escenario de tratamiento

Tabla 5. Categorización de los impactos para el Escenario de tratamiento
Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados obtenidos de SimaPro

Impact category	Unit	Total	Sow production	Air prototype Operation
Global warming	kg CO ₂ eq	759	208	551
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	0,0023	0	0,0023
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	9,99	0	9,99
Ozone formation, Human health	kg NO _x eq	0,5718	0	0,5718
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	0,4305	0,0002	0,4302
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NO _x eq	0,5749	0	0,5749
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	1,50	0,0020	1,49
Freshwater eutrophication	kg P eq	-0,0034	0	-0,003
Marine eutrophication	kg N eq	-2,6E-05	0	-2,6E-05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB	-515	0	-515
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB	0,0479	0	0,0479
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB	-0,1611	0	-0,1611
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	-0,2293	0	-0,2293
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB	-16	0	-16
Land use	m ² a crop eq	-20	0	-20
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	2	0	1,80
Fossil resource scarcity	kg oil eq	74	0	74
Water consumption	m ³	11	0	11

3.2.2 Análisis de los impactos en el escenario de tratamiento

Calentamiento Global (GW)

El impacto neto total por GW para el escenario de tratamiento fue de 759 kg CO₂ eq./kg de NH₃-N, con mayor contribución en esta categoría por parte de la operación del prototipo 72.6%, lo cual está influenciado principalmente por el consumo de energía eléctrica (49.8%) utilizada en el funcionamiento de la bomba de impulsión del ácido sulfúrico y del ventilador que extrae el aire de los alojamientos, y por la fabricación de las membranas permeables para capturar el amoníaco (10.6%), debido principalmente al impacto del material empleado (politetrafluoroetileno expandido e-PTFE) (99%). La menor contribución en esta categoría correspondió a las emisiones directas de los alojamientos (27.4%), lo que puede asociarse a la depuración del aire que atraviesa el prototipo (ver Figura 12).

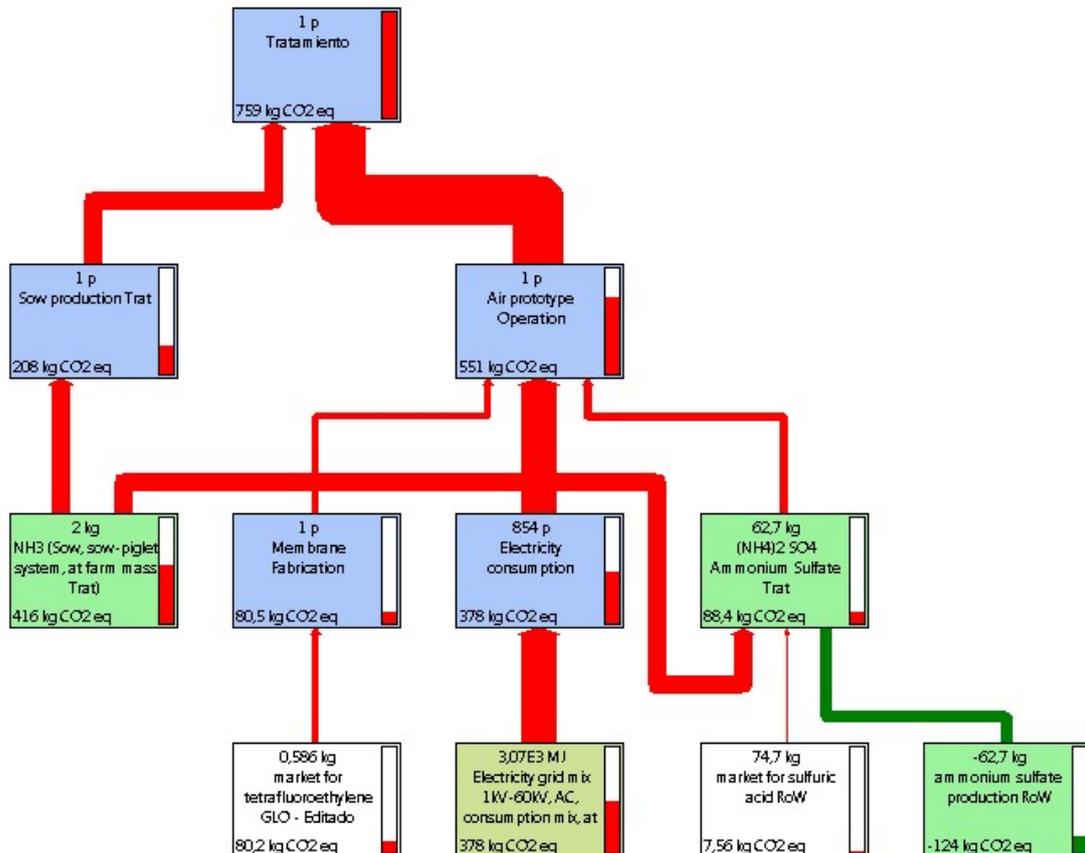


Figura 12. Categoría de Impacto GW para el escenario de tratamiento
Fuente: SimaPro

Formación de partículas finas (PMF)

Para la categoría de PMF, de los 0.4 kg PM_{2.5} eq/kg de NH₃-N el 99.9% se atribuye a la operación del prototipo. Además, este indicador se redujo para el escenario de tratamiento en comparación con el escenario de referencia.

Acidificación terrestre (TA)

Este indicador se estimó en 1.5 kg SO₂ eq., con una participación del 99.9% de la operación del prototipo, debido al consumo eléctrico (80% aproximadamente) y a la producción del Ácido sulfúrico (20%).

Ecotoxicidad Terrestre (TEc)

Para este indicador se estimó un total neto de -515 kg 1,4-DCB, el aporte principal se atribuye al proceso de captura de amoniaco con el prototipo, en el que tanto el uso de electricidad como la producción del ácido sulfúrico tienen influencia similar.

Toxicidad cancerígena en humanos (HCT)

El valor neto para HCT del escenario de tratamiento fue de -0.23 kg 1,4-DCB/kg de NH₃-N que corresponde a una mejora en esta categoría de impacto por el uso del prototipo para captura de amoniaco.

Toxicidad no cancerígena en humanos (HnCT)

En este indicador también se evidencia una mejora al igual que en el anterior, con un valor neto de -16 kg 1,4-DCB, la diferencia respecto al escenario de referencia fue de 66.26 kg 1,4-DCB/kg de NH₃-N.

Uso del suelo (LU)

El valor neto de LU fue de -20 m²a crop eq atribuido a la utilización del prototipo, que en comparación con el escenario de referencia refleja una mejora para la categoría de impacto. Puesto que las cargas por la producción del fertilizante sintético se eliminan.

Escasez de recursos fósiles (FRS)

El valor neto fue de 74 kg oil eq/ kg NH₃-N por la electricidad utilizada para operar el prototipo, con un mayor impacto que en el escenario de referencia.

Consumo de agua (WC)

El indicador se estimó en 11 m³ de agua consumida, que en relación con el escenario de referencia presentó un aumento debido a la utilización de agua para la producción del Sulfato amónico.

Para el escenario de tratamiento, durante la etapa de operación del prototipo de captura de amoníaco el principal aporte en las categorías de impacto se da por el uso de electricidad.

3.3 Comparación de los escenarios

La Figura 13 muestra los indicadores para las categorías de impacto de los escenarios comparados.

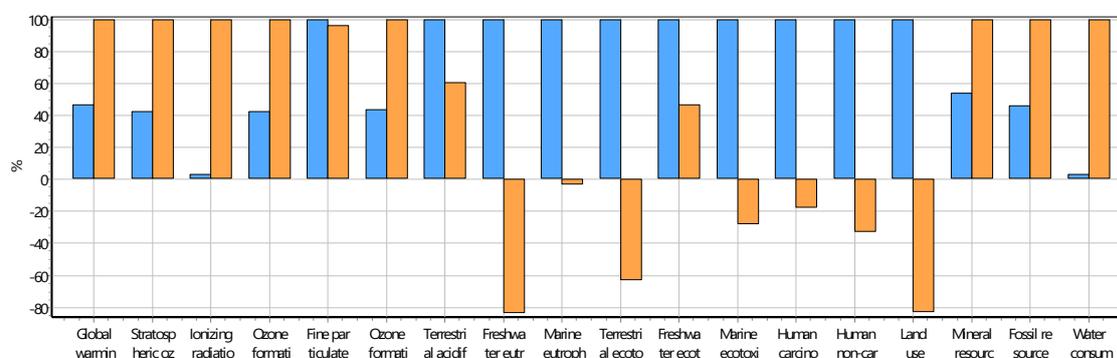


Figura 13. Categorización de los impactos para los dos escenarios: Comparando "Referencia con Tratamiento"; Método ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.04 / World (2010) H/ Caracterización /Excluyendo procesos de infraestructura/ Excluyendo emisiones a largo plazo
Fuente: SimaPro

A pesar de que la operación del prototipo representa un impacto superior en algunas categorías: en el caso de GW del escenario de tratamiento con una diferencia de 63.7 kg CO₂ eq, aproximadamente un 10% por encima del escenario de referencia, en FRS el escenario de tratamiento tuvo un aporte 46% superior al de referencia, así como el consumo de agua que fue 97% mayor por el consumo del prototipo. El valor del impacto neto global en la mayoría de las categorías es superior para el escenario de referencia similar a los resultados obtenidos por González-García et al., (2022) en la utilización de GPM en purines. La TA neta total para el escenario de tratamiento (1.50 SO₂ eq) representa un 9% respecto al valor obtenido para escenario de referencia (16.18 SO₂ eq), lo que indica que este indicador se mejoró. Al igual que en la TE donde el escenario de referencia (811 kg 1,4-DCB) respecto al escenario de tratamiento (-515 kg 1,4-DCB) muestras que se reduce el

impacto generado. Así mismo, los valores negativos indican mejoras en las categorías TE, ME, HCT, HnCT y LU por impactos evitados (ver Figura 13). Se puede inferir que se desplazan las cargas ambientales del proceso industrial de producción del Sulfato amoniaco a la operación del prototipo debido principalmente al consumo eléctrico y en menor proporción a la fabricación de la membrana.

4. CONCLUSIONES

La utilización del ACV durante las etapas de desarrollo e implementación de nuevas tecnologías permite identificar los procesos y productos responsables de los mayores impactos, permitiendo establecer mejoras en los diseños constructivos y en la operación de los equipos, evitando que los impactos se trasladen. Es una herramienta clave en la toma de decisiones.

El escenario de tratamiento presentó un mejor rendimiento medioambiental en general de acuerdo con las categorías de impacto evaluadas. La implementación de la tecnología GPM en procesos de captura de amoníaco y su aprovechamiento para la producción de sulfato amónico contribuye de manera positiva en la reducción de los impactos que se generan por las emisiones en los alojamientos ganaderos y por la producción de fertilizantes sintéticos. En definitiva, el reciclaje de nutrientes en la agricultura contribuye a la sostenibilidad del proceso.

Considerando que el consumo eléctrico del prototipo es el proceso que más influye en los impactos del escenario de tratamiento, para optimizar el sistema de captura de amoníaco se requiere analizar alternativas más eficientes respecto a la operación de la bomba y el ventilador; así mismo, debe adecuarse el espacio dentro de las naves de manera que se capture la mayor cantidad de aire y/o éste se recircule por el sistema GPM buscando mejores resultados y mayor rendimiento en la captura de amoníaco y en el consumo energético. Es recomendable realizar un análisis de sensibilidad modificando parámetros dentro de los procesos operativos que influyen de manera importante en los indicadores de sostenibilidad, por ejemplo, se sugiere la evaluación del cambio del diámetro de la membrana o la utilización de otras alternativas energéticas.

El aprovechamiento de los residuos generados en la agricultura y la ganadería permite compensaciones tanto económicas como medioambientales que pueden lograrse a través de una buena gestión de los recursos.

BIBLIOGRAFÍA

- A.Fernández-Coppel, I., Barbosa-Evaristo, A., Corrêa-Guimarães, A., Martín-Gil, J., Navas-gracia, L. M., & Martín-Ramos, P. (2018). *Life cycle analysis of macauba palm cultivation: A promising crop for biofuel production*. *Industrial Crops and Products*, 125, 556–566. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.09.036>.
- Amon, B., Hutchings, N., Dämmgen, U., Sommer, S., & Webb, J. (2019). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory Guidebook 2019*. 1–70. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019/part-b-sectoral-guidance-chapters/4-agriculture/3-b-manure-management/view>
- Association Ecoinvent, & ETH Domain and by Agroscop. (2019). *Ecoinvent 3.6*. <https://ecoinvent.org/>
- Barbosa-evaristo, A., Fernández-coppel, I. A., Corrêa-, A., Martín-gil, J., Duarte-pimentel, L., Saraiva-, J. A., Navas-gracia, L. M., Martín-ramos, P., Fernández-coppel, I. A., Corrêa-, A., Martín-gil, J., Duarte-pimentel, L., Saraiva-grossi, J. A., & Luis, M. (2018). *Simulation of macauba palm cultivation: an energy-balance and greenhouse gas emissions analysis*. 3004. <https://doi.org/10.1080/17583004.2018.1463783>
- Bertilsson, O. B., & Kirchmann, H. (2021). *Sustainable N fertilizer production based on a loop: Straw - biogas - ‘ Haber-Bosch ’ process*. 190(February). <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103100>
- Brockmann, D., Hanhoun, M., Négri, O., & Hélias, A. (2014). Bioresource Technology Environmental assessment of nutrient recycling from biological pig slurry treatment – Impact of fertilizer substitution and field emissions. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 163, 270–279. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.032>
- Comité Europeo de Normalización. (2006). *ISO 14040: 2006 Gestión ambiental Análisis del ciclo de vida Principios y marco de referencia*.
- D’Agaro, E., Rosa, F., & Akentieva, N. P. (2021). New Technology Tools and Life Cycle Analysis (LCA) Applied to a Sustainable Livestock Production. *Eurobiotech Journal*, 5(3), 130–141. <https://doi.org/10.2478/ebtj-2021-0022>
- De Vries, J. W. ., & Melse, R. W. (2017). Comparing environmental impact of air scrubbers for ammonia abatement at pig houses: A life cycle assessment. *Biosystems Engineering*, 161, 53–61. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.06.010>

- Diario Oficial de la Unión Europea. (2017). *Decisión de Ejecución (UE) 2017/302 de la Comisión, de 15 de febrero de 2017, por la que se establecen las conclusiones sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) en el marco de la Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo respecto a la. L 43, 231–279.*
- Doménech Quesada, J. L. (2010). *Huella ecológica y desarrollo sostenible* (AENOR (ed.)).
- European Commission. (2016). *Resource Efficiency in Practice – Closing Mineral Cycles*. <https://doi.org/10.2779/710012>
- EUROPEAN COMMISSION Directorate-General for Agriculture and Rural Development Direction C-Strategy. (2020). *Future of EU livestock: how to contribute to a sustainable agricultural sector? Final report*. <https://doi.org/10.2762/3440>
- European Commission, & Joint Research Centre (JRC). (2018). *European Life Cycle Database (ELCD)*. ELCD Version 3.6 from 2018. <https://nexus.openlca.org/databa%0Ase/ELCD>
- European Environment Agency. (2022). *Global and European temperatures*. <https://www.eea.europa.eu/ims/global-and-european-temperatures>
- EUROSTAT. (2017). *Archive: Agri-environmental indicator - ammonia emissions*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agri-environmental_indicator_-_ammonia_emissions&oldid=357966
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. & Tempio, G. (2013). Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. In *Most* (Vol. 14, Issue 2).
- Goglio, P., Smith, W. N., Grant, B. B., Desjardins, R. L., Gao, X., Hanis, K., Tenuta, M., Campbell, C. A., McConkey, B. G., Nemecek, T., Burgess, P. J., & Williams, A. G. (2018). A comparison of methods to quantify greenhouse gas emissions of cropping systems in LCA. *Journal of Cleaner Production*, 172(January), 4010–4017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.133>
- González-García, I., Riaño, B., Cuéllar-Franca, R. M., Molinuevo-Salces, B., & García-González, M. C. (2022). Environmental sustainability performance of a membrane-based technology for livestock wastewater treatment with nutrient recovery. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107246>
- Grossi, G., Goglio, P., Vitali, A., & Williams, A. G. (2019). Livestock and climate change: Impact of livestock on climate and mitigation strategies. *Animal Frontiers*, 9(1), 69–76.

<https://doi.org/10.1093/af/vfy034>

- Hansen, M. J., Chwalibog, A., & Tauson, A.-H. (2007). Influence of different fibre sources in diets for growing pigs on chemical composition of faeces and slurry and ammonia emission from slurry. *Animal Feed Science and Technology*, 134(3–4), 326–336. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2006.08.021>
- IPCC. (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. 1–91.
- Lopez-ridaura, S., Werf, H. Van Der, Marie, J., & Le, B. (2009). Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1296–1304. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.008>
- Lucentini, I., Garcia, X., Vendrell, X., & Llorca, J. (2021). Review of the Decomposition of Ammonia to Generate Hydrogen. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.iecr.1c00843>
- Martínez Castillo, R. (2007). *Algunos aspectos de la huella ecológica*.
- Mcauliffe, G. A., Chapman, D. V., & Sage, C. L. (2016). Review article A thematic review of life cycle assessment (LCA) applied to pig production. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.08.008>
- Mcmichael, A. J., Powles, J. W., Butler, C. D., & Uauy, R. (2007). *Energy and Health 5 Food , livestock production , energy , climate change , and health*. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(07\)61256-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(07)61256-2)
- MITECO. (n.d.-a). *Cambio climático - El proceso internacional de lucha contra el cambio climático - Protocolo Kioto*. Ministerio Para La Transición Ecológica y El Reto Demográfico.
- MITECO. (n.d.-b). *Gases eutrofizantes*. Calidad y Evaluación Ambiental / Atmósfera y Calidad Del Aire/ Emisiones/ Problemática Ambiental y Contaminantes.
- MITECO. (2020). *Global Footprint Network*. <https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/recursos/pag-web/global-footprint-network.aspx>
- MITECO. (2021). *PROYECCIONES DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA. EDICIÓN 2021. RESUMEN DE RESULTADOS*.
- Morazán Nuñez, H. J. (2014). *Emisión de amoníaco (NH3) y gases con efecto invernadero (CH4 y N2O) en cerdos en crecimiento: efecto del nivel de proteína y fibra de la ración*. c, 223.

- Nguyen, T. H. U. L. A. N. T., Hermansen, J. E., & Mogensen, L. (2011). *ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF DANISH PORK* (Issue 103).
- Parlamento Europeo. (2021). *Emisiones de gases de efecto invernadero por país y sector*. <https://www.europarl.europa.eu/news/es/headlines/priorities/cambio-climatico/20180301STO98928/emisiones-de-gases-de-efecto-invernadero-por-pais-y-sector-infografia>
- Parlamento Europeo. (2022). *Cambio climático en Europa: hechos y cifras*. <https://www.europarl.europa.eu/news/es/headlines/priorities/cambio-climatico/20180703STO07123/cambio-climatico-en-europa-hechos-y-cifras>
- Pelletier, N., Bamber, N., & Brandão, M. (2019). Interpreting life cycle assessment results for integrated sustainability decision support: can an ecological economic perspective help us to connect the dots? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1580–1586. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01612-y>
- Rong, L. (2020). Effect of partial pit exhaust ventilation system on ammonia removal ratio and mass transfer coefficients from different emission sources in pig houses. *Energy and Built Environment*, 1(4), 343–350. <https://doi.org/10.1016/j.enbenv.2020.04.006>
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., & De Haan, C. (2006). *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*.
- Stern, N. (2006). *The Economics of Climate Change: the Stern Review* (Cambridge University Press (ed.)).
- Van Der Werf, H. M. G., Petit, J., & Sanders, J. (2005). *The environmental impacts of the production of concentrated feed: the case of pig feed in Bretagne*. 83, 153–177. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2004.03.005>
- Wang, X., Dadouma, A., Chen, Y., Sui, P., & Gao, W. (2015). Sustainability evaluation of the large-scale pig farming system in North China : an emergy analysis based on life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 102, 144–164. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.071>
- Wolf, M.-A., Chomkamsri, K., Pant, R., Sala, S., & Pennington, D. (2012). *The International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook (online version)*. <https://doi.org/10.2788/85727>

ANEXO 1. Funcionamiento del prototipo de gases

El prototipo de gases para captura de amoniacco consta de las siguientes partes Figura 1:

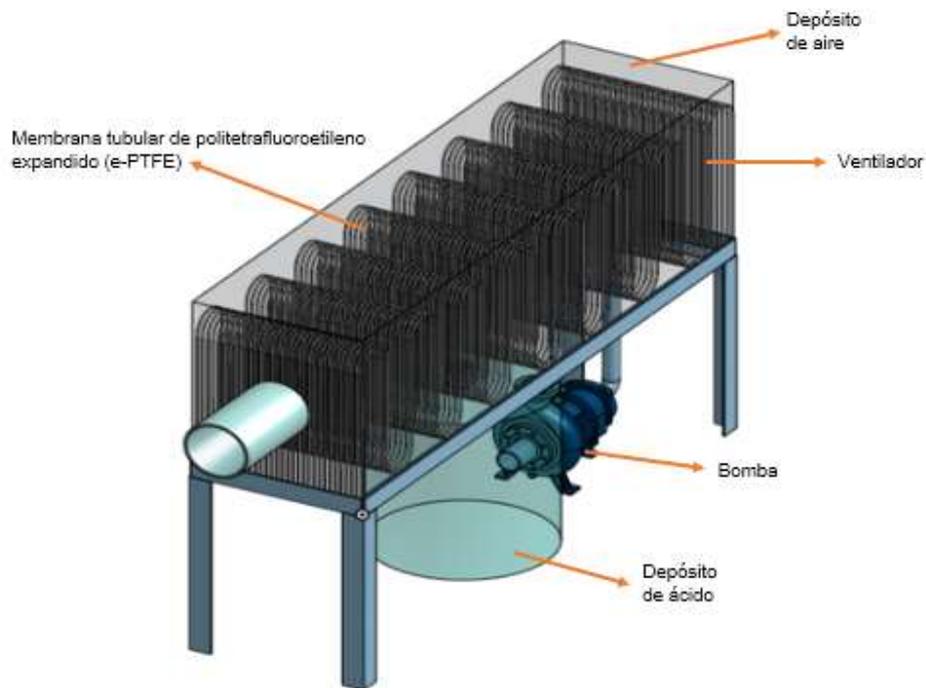


Figura 1. Prototipo de gases para captura de amoniacco.

Fuente: Elaboración propia

- Depósito de ácido: Para recirculación del ácido sulfúrico 1 N (150 litros).
- Depósito de aire: Para recirculación del aire succionado del interior de la nave.
- Membrana tubular de politetrafluoroetileno expandido (e-PTFE)
- Parrillas de soporte: Marco para sujetar las membranas en el interior del depósito de aire. Consta de 32 parrillas en las cuales se disponen 14,80 m. de membrana en cada una.
- Bomba de impulsión: Bomba de 0,55 kW que impulsa y recircula el ácido desde el depósito, a través de las membranas para volver al depósito de ácido.
- Ventilador: Ventilador de 0,1 kW de 2350 m³/h situado en un frontal del prototipo para realizar la aspiración del aire de la nave y hacerlo circular a través del cajón de aire donde están situadas las membranas.
- Cuadro de control: Permite controlar los parámetros de funcionamiento de una manera automática.

- Aparatos de medida: Sensores para medir parámetros como temperatura y pH del ácido, concentración de amoníaco en la entrada y en la salida del prototipo.

Esquema de funcionamiento de las membranas

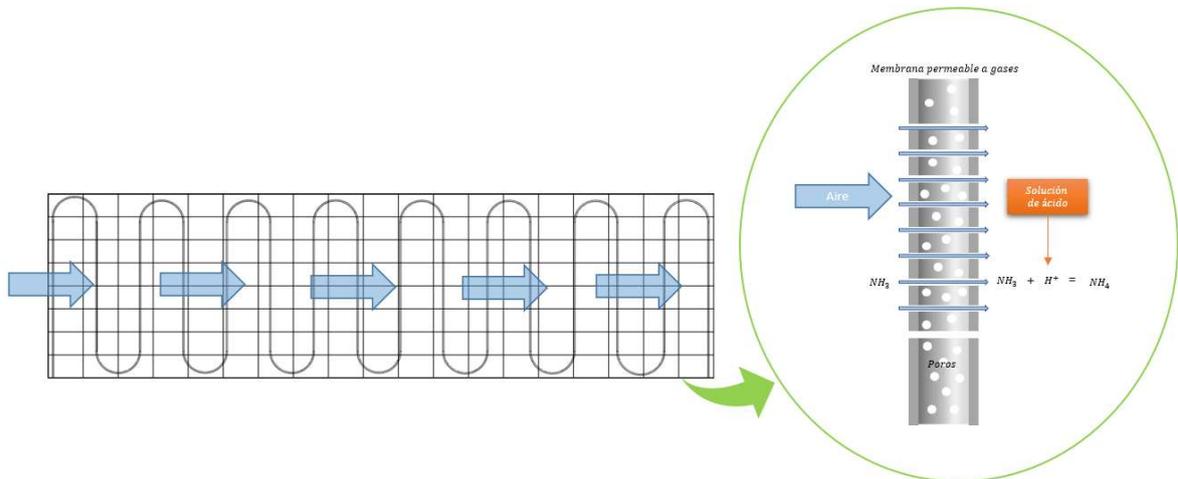


Figura 2. Captura de amoníaco con tecnología GPM
Fuente: Elaboración propia

El ácido sulfúrico circula a través de la membrana permeable a los gases GPM, los orificios (microporos) permiten que el aire que atraviesa el depósito de aire sea capturado por la membrana en donde es capturado el amoníaco. Allí se provoca la transformación de NH_3 a NH_4 , que da lugar al subproducto líquido empleado como fertilizante.

ANEXO 2. Modelado en SimaPro

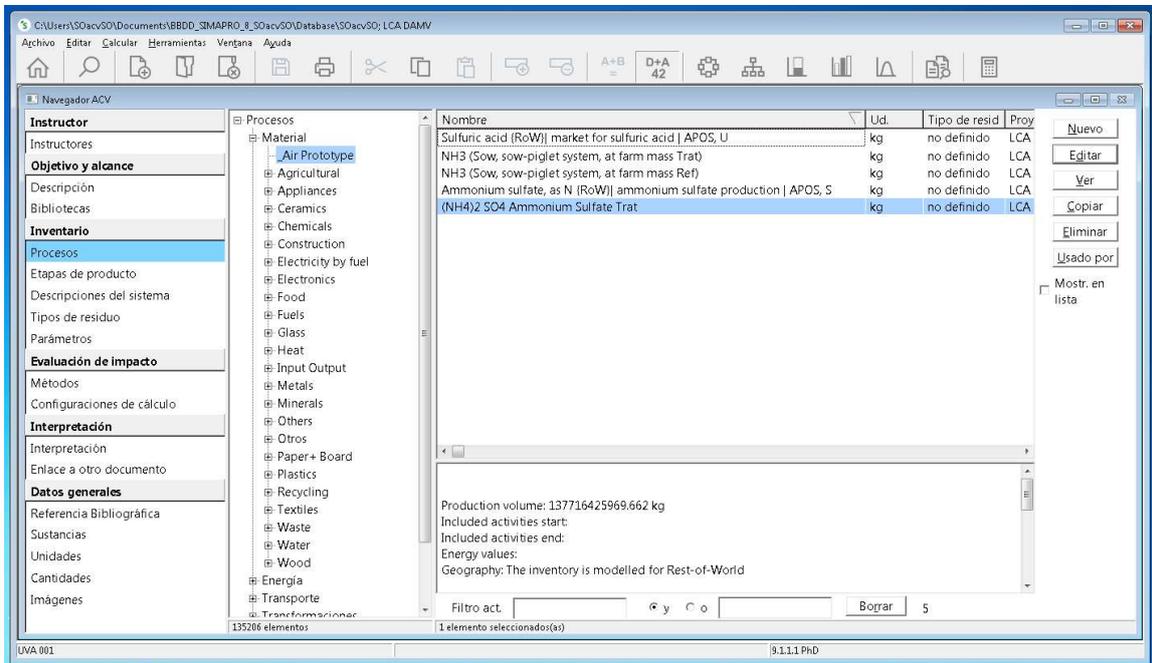


Figura 3. Configuraciones de cálculo en SimaPro. Definición de materiales y procesos.
Fuente: SimaPro

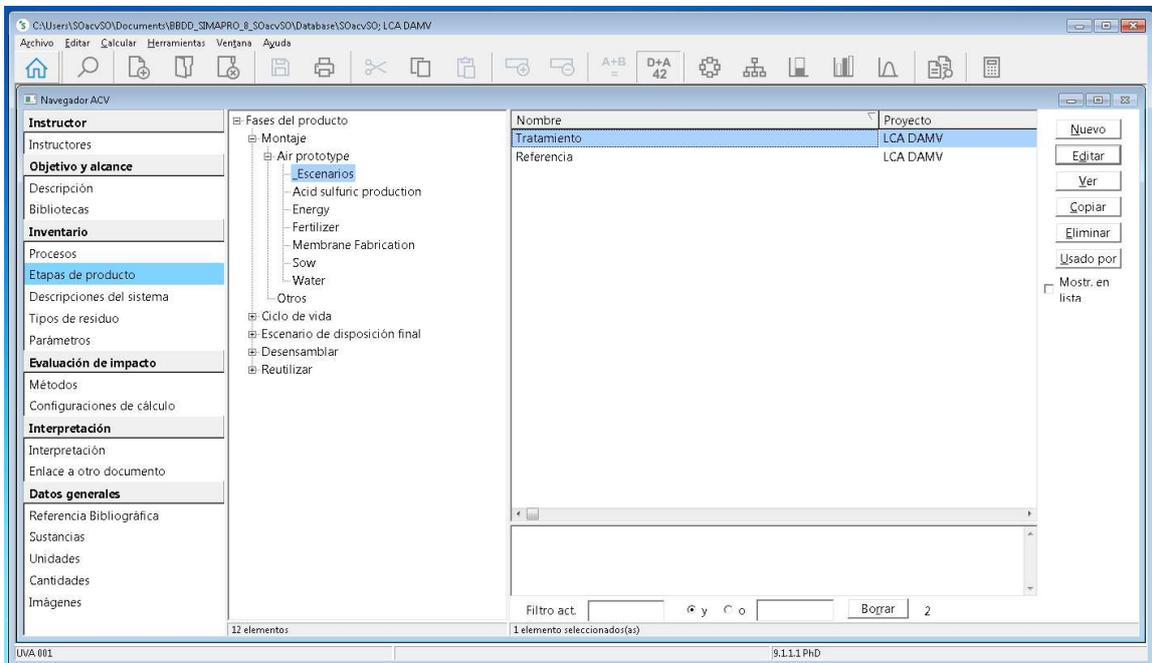


Figura 4. Configuraciones de cálculo en SimaPro. Definición de materiales y procesos.
Fuente: SimaPro

Evaluación de la sostenibilidad de un prototipo para captura de amoníaco en granjas con la tecnología GPM empleando la metodología de ACV

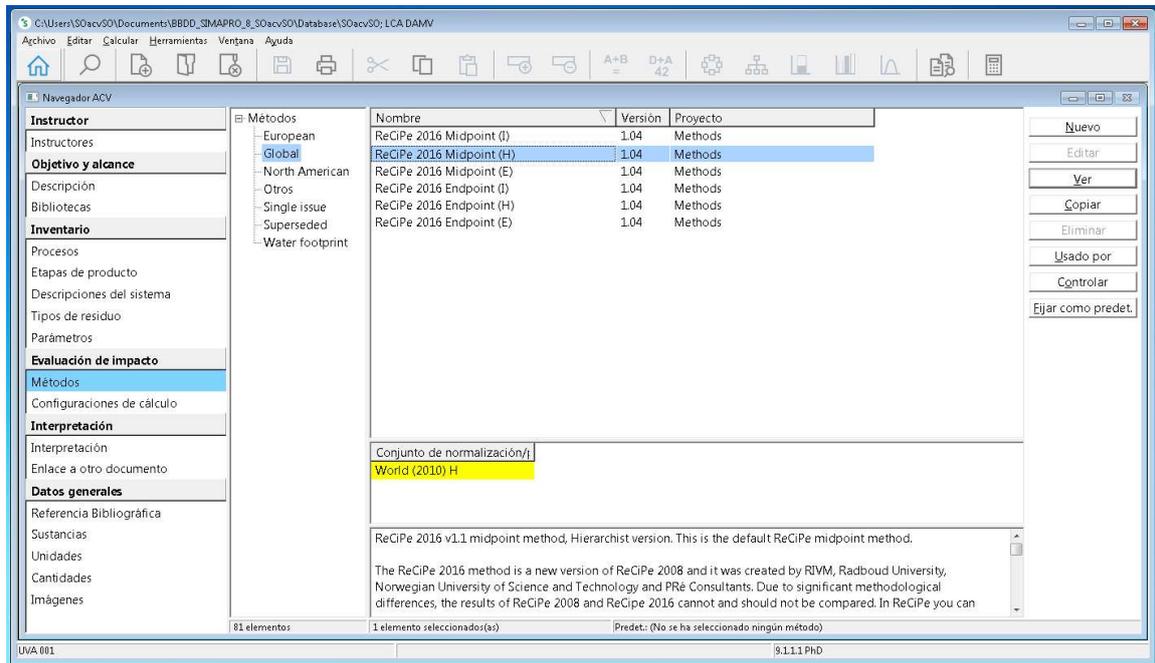


Figura 5. Selección de método para la evaluación del impacto del ciclo de vida.
Fuente: SimaPro

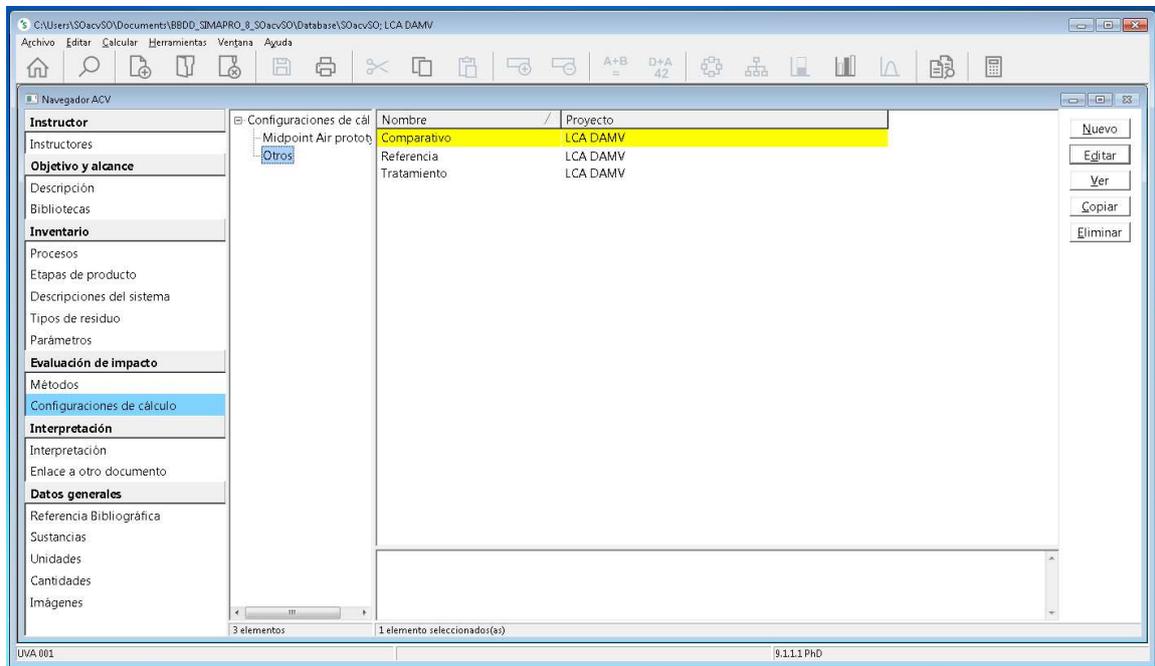


Figura 6. Análisis de ciclo de vida de los procesos.
Fuente: SimaPro

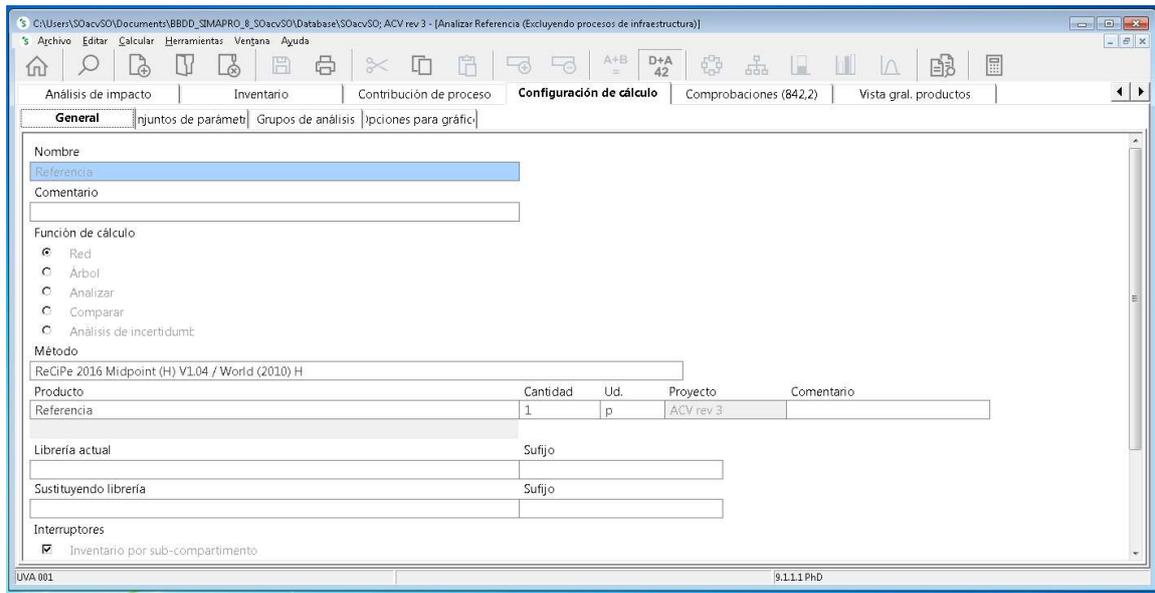
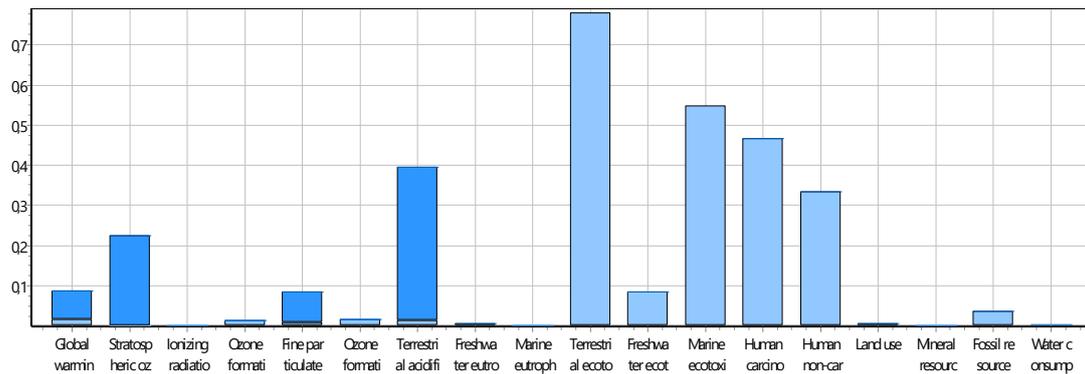


Figura 7. Configuración de cálculo en SimaPro. Escenario de Referencia
Fuente: SimaPro



Analizando 1 p 'Referencia'; Método: ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.04 / World (2010) H / Normalización / Excluyendo procesos de infraestructura / Excluyendo emisiones a largo plazo

Figura 8. Normalización de datos. Escenario de Referencia.
Fuente: SimaPro

Evaluación de la sostenibilidad de un prototipo para captura de amoniaco en granjas con la tecnología GPM empleando la metodología de ACV

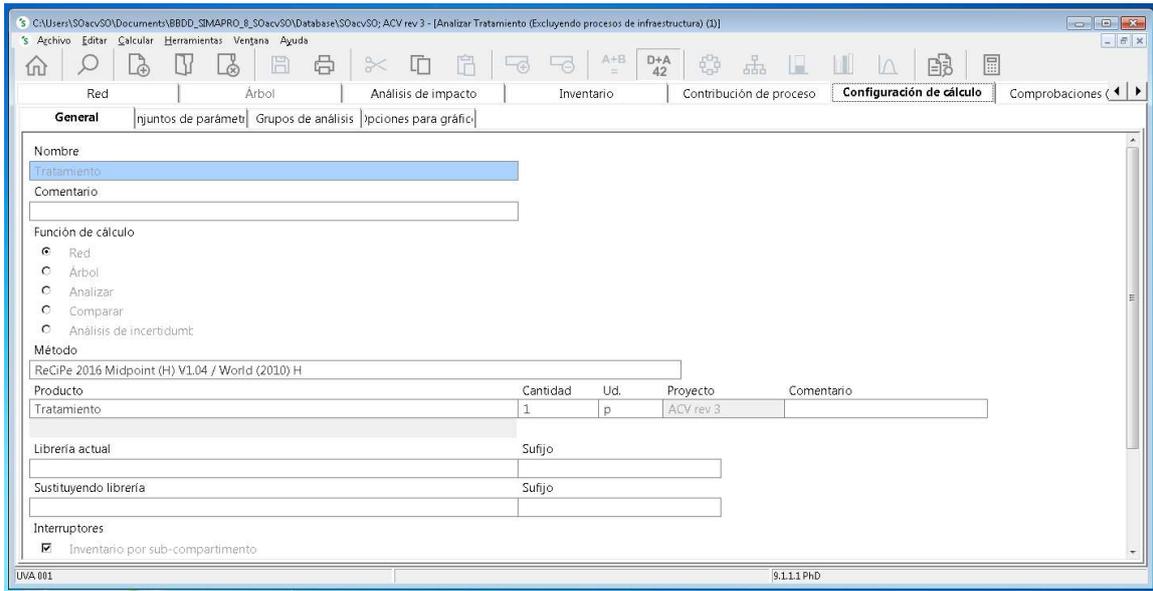
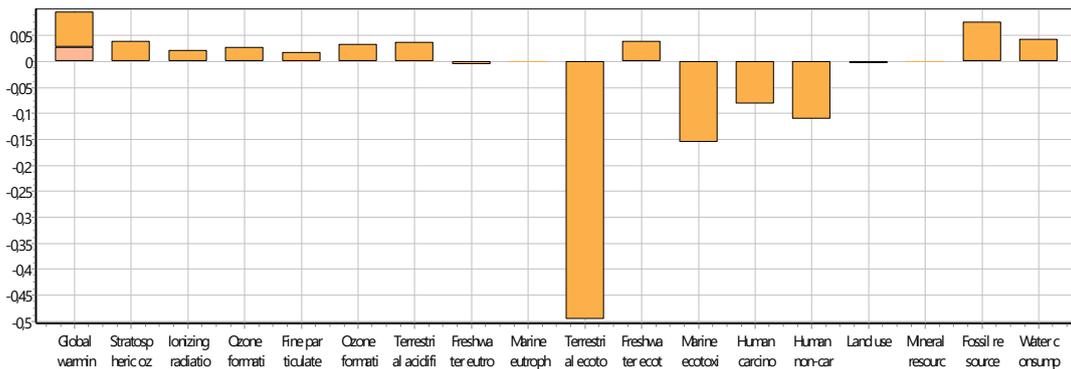


Figura 9. Configuración de cálculo en SimaPro. Escenario de Tratamiento
Fuente: SimaPro



Analizando 1 p 'Tratamiento'; Método: ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.04 / World (2010) H / Normalización / Excluyendo procesos de infraestructura / Excluyendo emisiones a largo plazo

Figura 10. Normalización de datos. Escenario de Tratamiento.
Fuente: SimaPro

Anexos

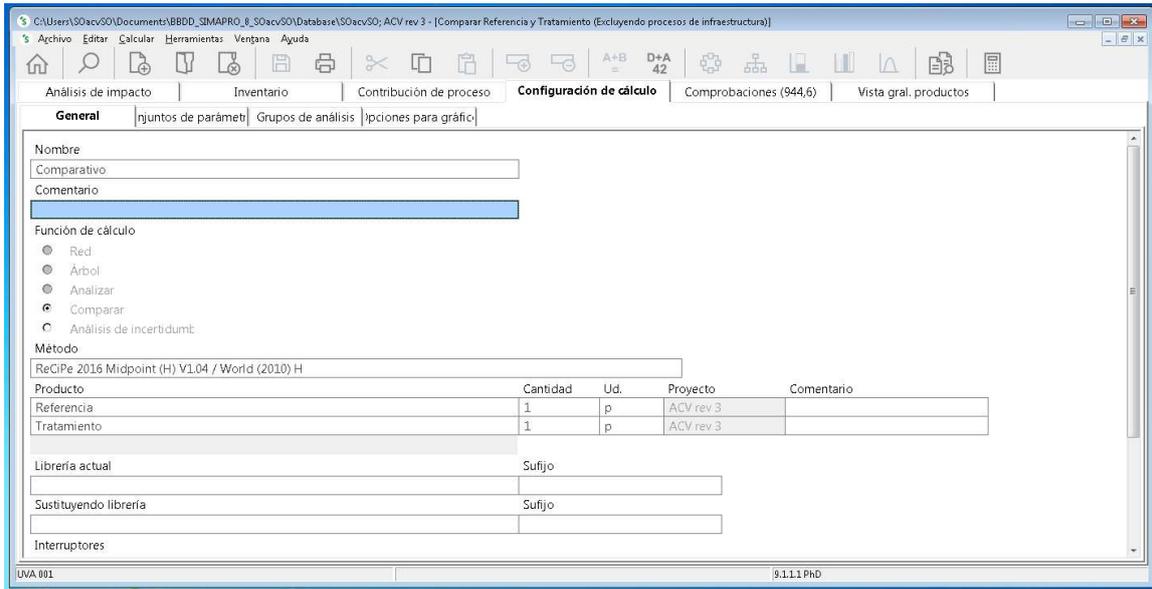


Figura 11. Configuración de cálculo en SimaPro. Comparativo de escenarios
Fuente: SimaPro

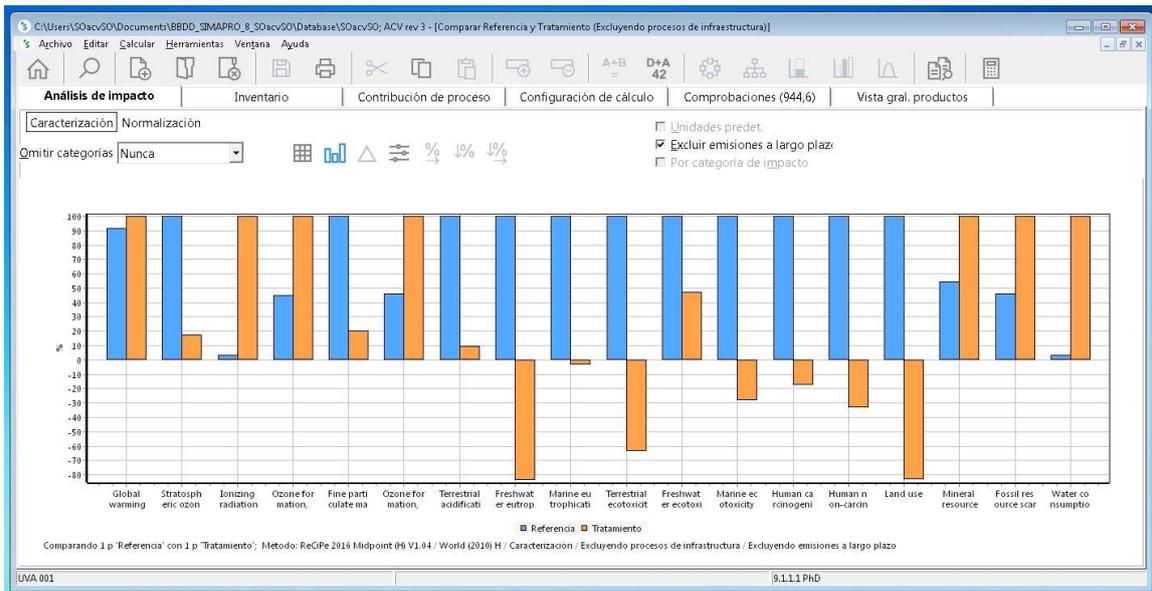


Figura 12. Categorización de datos. Comparativo.
Fuente: SimaPro

Evaluación de la sostenibilidad de un prototipo para captura de amoniaco en granjas con la tecnología GPM empleando la metodología de ACV

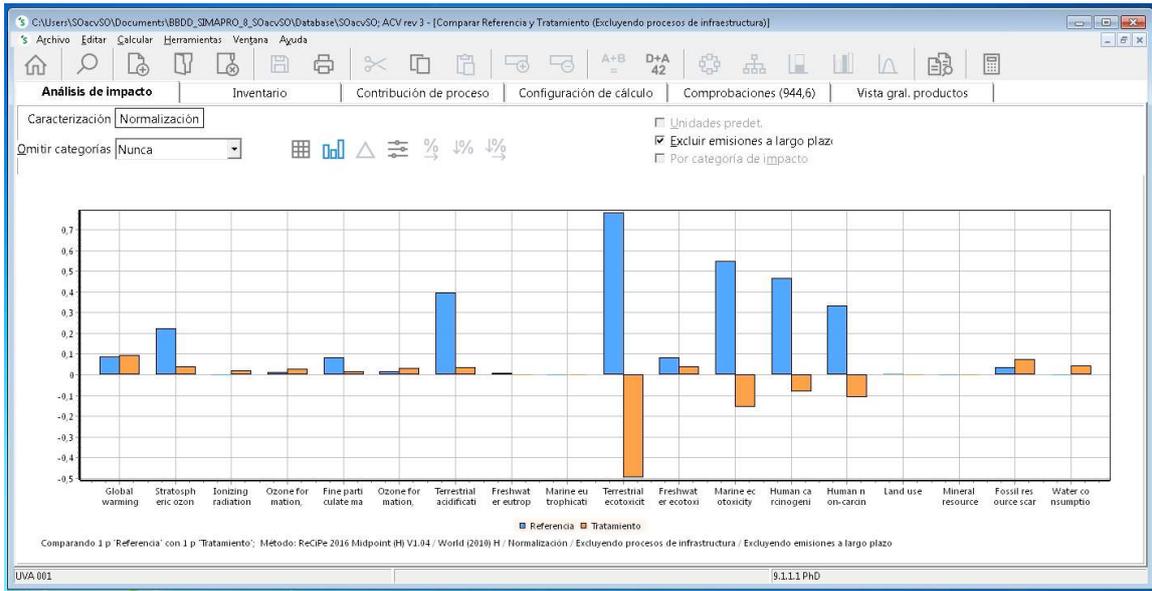


Figura 13. Normalización de datos. Comparativo.
Fuente: SimaPro

Categoría de impacto	Unidad	Referencia	Tratamiento
<input checked="" type="checkbox"/> Global warming		0,0871	0,0951
<input checked="" type="checkbox"/> Stratospheric ozone depletion		0,225	0,0388
<input checked="" type="checkbox"/> Ionizing radiation		0,000627	0,0208
<input checked="" type="checkbox"/> Ozone formation, Human health		0,0125	0,0278
<input checked="" type="checkbox"/> Fine particulate matter formation		0,0832	0,0168
<input checked="" type="checkbox"/> Ozone formation, Terrestrial ecosystems		0,0149	0,0324
<input checked="" type="checkbox"/> Terrestrial acidification		0,395	0,0365
<input checked="" type="checkbox"/> Freshwater eutrophication		0,0063	-0,00529
<input checked="" type="checkbox"/> Marine eutrophication		0,000177	-5,73E-6
<input checked="" type="checkbox"/> Terrestrial ecotoxicity		0,782	-0,497
<input checked="" type="checkbox"/> Freshwater ecotoxicity		0,0832	0,039
<input checked="" type="checkbox"/> Marine ecotoxicity		0,549	-0,156
<input checked="" type="checkbox"/> Human carcinogenic toxicity		0,467	-0,0828
<input checked="" type="checkbox"/> Human non-carcinogenic toxicity		0,334	-0,11
<input checked="" type="checkbox"/> Land use		0,00393	-0,00329
<input checked="" type="checkbox"/> Mineral resource scarcity		8,16E-6	1,5E-5
<input checked="" type="checkbox"/> Fossil resource scarcity		0,0348	0,0755
<input checked="" type="checkbox"/> Water consumption		0,00145	0,0427

Figura 14. Normalización de datos. Comparativo.
Fuente: SimaPro