



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

Unidad Iztapalapa
División de Ciencias Básicas e Ingeniería
Posgrado en Energía y Medio Ambiente

**“Evaluación de los co-beneficios ambientales y económicos
del aprovechamiento energético de las excretas porcinas”**

TESIS

QUE PRESENTA

MARTHA ELENA RAMÍREZ ISLAS

Matrícula 2161801521

PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORA EN CIENCIAS (ENERGÍA Y MEDIO AMBIENTE)

Directora: Dra. Fabiola Sagrario Sosa Rodríguez
Co-Asesores: Dra. Leonor Patricia Güereca Hernández
Dr. Mario Antonio Cobos Peralta

Jurado: Dr. Jesús Gerardo Saucedo Castañeda
Dr. Oscar Armando Monroy Hermosillo
Dra. Juana Itzchel Nieto Ruiz
Dr. Alejandro Lome Hurtado
Dr. Alejandro de Jesús Padilla Rivera

Iztapalapa, Ciudad de México, enero del 2021.

COMITÉ ASESOR

Directora:

Dra. Fabiola Sagrario Sosa Rodríguez

Departamento de Economía

Universidad Autónoma Metropolitana

Unidad Azcapotzalco

Co-asesora:

Dra. Leonor Patricia Güereca Hernández

Instituto de Ingeniería

Universidad Nacional Autónoma de México

Co-asesor:

Dr. Mario Antonio Cobos Peralta

Colegio de Posgraduados

Campus Montecillos

El jurado designado por la
Comisión Académica del Posgrado en Energía y Medio Ambiente
aprobó la tesis que presentó

MARTHA ELENA RAMÍREZ ISLAS

el día 29 de enero del 2021

Miembros del Jurado

Presidente	Dr. Jesús Gerardo Saucedo Castañeda Departamento de Biotecnología UAM-Iztapalapa
Secretario	Dr. Oscar Armando Monroy Hermosillo Departamento de Biotecnología UAM-Iztapalapa
Vocal	Dra. Juana Itzchel Nieto Ruiz Directora de Investigación para Estrategias de Desarrollo Bajo en Carbono Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
Vocal	Dr. Alejandro Lome Hurtado Departamento de Economía UAM-Azcapotzalco
Vocal	Dr. Alejandro de Jesús Padilla Rivera Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Paisaje Universidad de Calgary

A

Mi princesa y mis chapulines

El Doctorado en Energía y Medio Ambiente de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, pertenece al Padrón Nacional de Posgrados de Calidad del CONACyT y cuenta con apoyo del mismo Consejo con el convenio 005383, por lo que se agradece el apoyo económico recibido a través de la beca CONACYT-SENER SUSTENTABILIDAD ENERGÉTICA 2017, Tipo B, primer periodo, con número CVU 80082 durante el periodo del 01/01/2017 al 31/01/2020.

El estudio se realizó con el apoyo económico de la Universidad Autónoma Metropolitana, agradeciendo la beca interna otorgada mediante el “Apoyo extraordinario a estudiantes de posgrado registrados en el PNPC” del 01/02/2020 al 31/04/2020. Así como, por el apoyo en el pago de inscripciones trimestrales mediante el “Apoyo para alumnos de posgrado conforme al acuerdo 02/2016 del Rector”.

La selección de la granja de estudio se realizó con el apoyo de FIRCO de la SADER; se agradece al MVZ. Octavio Montufar Avilez, Gerente Regional de Agronegocios y a la Ing. Miriam Macías Solís, Asesora FIRCO-Banco Mundial, por el valioso apoyo y por facilitar la obtención de información sobre los programas federales para la instalación y financiamiento de los sistemas de digestión anaerobia en el país.

El monitoreo y toma de muestras en la granja, así como el análisis de parámetros analíticos durante la etapa de caracterización se llevaron a cabo con el apoyo del personal e infraestructura del Laboratorio de Microbiología Ruminal del Colegio de Posgraduados Campus Montecillos, agradezco el apoyo y las facilidades brindadas.

En el Laboratorio de Electroquímica de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa se realizaron los análisis de demanda química de oxígeno, por lo que se agradece las facilidades otorgadas.

El análisis de ciclo de vida fue realizado en el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México, agradeciendo al grupo de Ciclo de Vida, Cambio Climático y Sostenibilidad por la capacitación recibida y por facilitar el uso del software SIMAPRO.

Para llevar a cabo la etapa de evaluación económica se cursaron las materias de “Economía Ambiental” y “Valoración Económica Ambiental” en el Posgrado de la Facultad de Economía de la UNAM, las cuales forman parte de la Especialización de Economía Ambiental y Ecológica. Se agradece a los profesores y personal administrativo por el apoyo recibido.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A Francisco Treviño, por abrirnos las puertas de la granja Topoyanes, facilitar el trabajo en campo y darnos información técnica y económica del proceso.

Al Dr. Mario Cobos, por el apoyo y las facilidades brindadas para realizar el trabajo analítico. A Karim, al Sr. Agustín y a Jorge, por todo el apoyo durante los análisis y el trabajo en campo.

Al Dr. Elías Razo, por el apoyo con el análisis de carbono y nitrógeno.

A la Dra. Fabiola Sosa, por sus consejos y dirección de la investigación.

A la Dra. Paty Güereca, por sus comentarios que me ayudaron a reordenar ideas.

Al Dr. Gerardo Saucedo, por todo los acertados comentarios y sugerencias a mi trabajo, pero principalmente por impulsar mi formación académica desde el inicio de mis estudios profesionales.

A Tania Volke, por estar en el momento justo para brindarme su apoyo incondicional y orientarme en la escritura de la tesis.

A Rosario Peralta y Adriana Gómez, por el gran apoyo y las palabras de aliento.

A Alma, por andar juntas el camino de esta aventura llamada doctorado.

A mis compañeros Marco, Roberto, Carlos y Erick, por los buenos momentos compartidos.

A Andru, por ayudarme en todo momento.

A mis padres y hermanas, porque sin su apoyo, no hubiera sido posible realizar el doctorado.

A mis hijos, por dejarme ser mama-estudiante e impulsar mis deseos de seguir aprendiendo.

RESUMEN

La presente investigación tiene como objetivo cuantificar y valorar económicamente los co-beneficios ambientales del aprovechamiento energético del biogás producido por digestión anaerobia de las excretas de cerdo. El estudio se enfoca en la evaluación de los co-beneficios ambientales de sistemas de digestión anaerobia con producción energía y quema de biogás con relación al manejo convencional de las excretas como referencia.

La estimación de los co-beneficios o efectos adicionales a los beneficios principales se realizó mediante la cuantificación de los efectos ambientales aplicando análisis de ciclo de vida (ACV) y la determinación de su valor monetario por métodos de valoración económica. Los co-beneficios estimados fueron incorporados al análisis costo/beneficio para determinar su efecto en la rentabilidad de los sistemas; para el análisis económico se consideró la producción de energía eléctrica como principal beneficio económico. Para generar mayor certidumbre en la evaluación ambiental y económica de los sistemas, se obtuvo información de campo de una granja porcícola con un sistema de digestión anaerobia en operación.

Se seleccionó una granja porcícola mediana ubicada en el Estado de Puebla con una producción anual promedio de 5,000 cabezas de ganado y una producción de excretas (heces y orina) de 2,807 toneladas al año tratadas en un sistema de digestión anaerobia para la producción de energía eléctrica para autoconsumo. Las excretas producidas tienen un contenido de sólidos totales de 22.5%, de los cuales el 81% es materia orgánica, se dividen en excretas sólidas y excretas líquidas en función de su forma física y de la forma en las que son removidas de los criaderos. Con base en el balance de materia, 59% (bs) de las excretas son tratadas por digestión anaerobia y 41% por compostaje. Esta granja ejemplifica la operación de las granjas en el país a escala industrial que tratan sus excretas mediante digestión anaerobia.

El tratamiento de las excretas líquidas se realiza en un sistema de digestión anaerobia con digestores tipo laguna anaerobia cubierta a escala industrial ($> 1000 \text{ m}^3$), generando biogás, digestato y efluentes líquidos. El sistema de digestión anaerobia opera con bajos contenidos de sólidos totales de 3.27%, altos tiempos de retención hidráulica de 162 días, una baja carga orgánica de $0.16 \text{ kg SVT/m}^3/\text{día}$ y un rendimiento de producción de biogás de $1.2 \text{ m}^3/\text{kg SVT}$. El biogás es aprovechado para genera $251,959 \text{ kWh}$ al año para abastecer el 67% del consumo interno de la granja. El digestato y efluentes líquidos son tratados por métodos aerobios para producir composta y agua para riego como subproductos. La caracterización del sitio generó datos de campo necesarios para estimar parámetros de proceso y flujos de materia y energía para la evaluación de los efectos ambientales y la simulación de los sistemas a evaluar.

Los efectos ambientales fueron cuantificados por ACV en sistemas de producción de biogás y energía (producción parcial y producción total de energía), en la práctica de quema de biogás y el manejo convencional. Los resultados obtenidos mostraron que el aprovechamiento energético de las excretas por digestión anaerobia es una tecnología que tiene mayores beneficios ambientales sobre cambio climático, oxidación fotoquímica, eutrofización, acidificación y el agotamiento de recursos fósiles y abióticos, en comparación con los sistemas sin producción de energía. El análisis permitió generar información importante y útil que contribuye a los inventarios de ACV del tratamiento de excretas de cerdo en sistemas de digestión anaerobia en el país.

El análisis de sensibilidad del ACV identificó claramente la problemática relacionada con un mal manejo de las excretas; específicamente sobre las emisiones no intencionales en los biodigestores y durante el manejo de los subproductos, lo que genera importantes cargas ambientales que promueven la emisión de metano al ambiente en mayor magnitud que si las excretas se manejaran bajo las practicas convencionales. Los resultados ponen de relevancia la necesidad de tener un buen control y manejo del proceso, mediante prácticas adecuadas de operación.

La valoración económica de los efectos ambientales mostró que el uso de los recursos hídricos fue el efecto ambiental con el valor económico más alto (\$359 mil pesos anuales) de todas las categorías evaluadas, seguido de la eutrofización y el agotamiento de los recursos fósiles con valores mayores a los \$200 mil pesos al año; en tanto que el efecto sobre cambio climático presentó el valor económico anual más bajo de \$36 mil pesos.

El ACV y la monetización de los efectos ambientales permitieron demostrar que el aprovechamiento energético de las excretas en comparación con el manejo convencional como referencia, genera co-beneficios ambientales con un valor entre los \$350 mil y \$642 mil pesos al año por la reducción de gases GEI, la reducción de la eutrofización, la disminución del uso de recursos fósiles e hídricos y la sustitución de fertilizantes inorgánicos.

Tratar las excretas para producir energía requiere de una inversión inicial mayor a los \$12 millones de pesos, lo que podría limitar su implementación, requiere costos de operación y mantenimiento entre los \$550 y \$650 mil pesos anuales, de los cuales el mantenimiento preventivo y correctivo de los equipos representa 50% del total. Los sistemas generan beneficios económicos directos entre \$336 mil y \$618 mil pesos anuales, debido principalmente al ahorro del consumo de energía de la red nacional. El análisis costo/beneficio mostró que los sistemas no presentan rentabilidad económica durante un periodo de 20 años, aun considerando el apoyo económico gubernamental y el financiamiento bancario. La baja rentabilidad de los sistemas se atribuyó a los bajos rendimientos del proceso de digestión anaerobia y de la conversión de biogás a energía. La incorporación de los co-beneficios ambientales al análisis costo/beneficio permitió generar sistemas ambientalmente rentables obteniendo beneficios para el medio ambiente y para la sociedad.

Esta investigación muestra la importancia ambiental y económica que tienen los co-beneficios ambientales que genera el aprovechamiento energético del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, a través del valor monetario de los efectos ambientales medidos por ACV y reflejado sobre la rentabilidad económico-ambiental de los sistemas. Los resultados son una evidencia importante que contribuyen a seguir incentivando el financiamiento gubernamental para la instalación de los sistemas de digestión anaerobia en el país, pero con un enfoque al aprovechamiento energético, bajo esquemas de mejores prácticas, mayor eficiencia operativa y con un fuerte apoyo a la capacitación técnica.

El estudio contribuye a la generación de información importante y útil que permite apoyar la toma de decisión para el desarrollo de política pública relacionada con los programas gubernamentales de sustentabilidad energética en el sector pecuario; la gestión, manejo y valorización de residuos ganaderos; y la implementación de estrategias de mitigación al cambio climático en el sector de agricultura, silvicultura y otros usos del suelo (AFOLU).

ABSTRACT

This research aimed to quantify and economically value the environmental co-benefits of energy production from swine manure treatment by anaerobic digestion (AD). The study is focused on the environmental co-benefits assessment of anaerobic digestion systems with energy production and biogas flaring in comparison of conventional manure management as reference.

Co-benefits are additional effects to the main benefits, they were estimated quantifying environmental effects by life cycle analysis and determining their monetary value by economic valuation methods. Co-benefits were included to cost/benefit analysis determining their effect on the profitability of the systems; for the economic analysis, energy production were considered the main economic benefit. In order to generate greater certainty on the environmental and economic evaluation of the systems, information was obtained from a swine manure with an anaerobic digestion system in operation.

A swine medium farm located in the State of Puebla was selected, the farm has an annual average production of 5,000 head of cattle and a manure (feces and urine) production of 2,807 tons per year treated by AD for electricity generation used for self-consumption. Manure has 22.5% of total solids, which 81% are organic matter, they were divided as solid manure and liquid manure in function of their physical state and the technique used to remove them from animal houses. Base on the matter balance, the 59% (sb) of manure is treated by anaerobic digestion and 41% by composting. This farm is an example of Mexican farms at industrial scale which treat their manure by anaerobic digestion.

The liquid manure is treated by anaerobic digestion using covered lagoons at industrial scale (> 1000 m³) generating biogas, digestate and liquid effluents. The AD system operate with low total solid content of 3.27%, high hydraulic retention time of 162 days, a low organic load at the entrance of 0.16 kg SVT/m³.day and biogas yield of 1.2 m³/kg SVT. Electricity of 251,959 kWh was produced annually from biogas supplied 67% of farm energy demand. Digestate and liquid effluents are treated by aerobic methods producing, as subproducts, compost and treated water used to irrigation. The site characterization generated field data for process parameters and matter and energy flows estimation, which were used to simulate alternative systems of manure management for the environmental impact evaluation.

Environmental impacts were evaluated by life cycle assessment (LCA) in systems with energy production (partial and total energy production), the standard practices of biogas flaring and conventional management. Energy production systems generated the most significant environmental benefits on climate change, photochemical oxidation, eutrophication, acidification and fossil and abiotic resource depletion, compared to other systems without energy production. The analysis allowed generating important and useful information that contributes to the inventories of LCA of pig manure treatment by anaerobic digestion in Mexico.

Problems related to the bad manure management were identified by the sensitivity analysis in the LCA regarding non-intentional emissions during the AD process and its by-products handling. Significant environmental loads are produced for these problems promoting methane emissions into the atmosphere in greater magnitude if conventional practices managed manure. These findings show the importance of a proper operation during the AD process using correct operating procedures and providing technical training to avoid global warming.

Environmental effects obtained by LCA were monetized using different economic valuation methods. According to the economic valuation analysis, water resources depletion was the impact with the highest economic value of \$359 thousands pesos per year compared to other impact categories; eutrophication and fossil resource depletion had annual amounts greater than \$200 thousands pesos, meanwhile climate change impacts presented the lowest economic cost of \$36 thousands pesos.

LCA and economic valuation of environmental effects allowed estimate environmental co-benefits of \$350 to \$642 thousands pesos per year in the AD systems compared to conventional management as reference. GEI reduction, eutrophication reduction, decreased fossil and water resource depletion and organic fertilizer substitution were the most critical co-benefits.

Energy production from pig manure treated by AD requires an initial investment higher than \$12 million of pesos; this investment requirement may limit its implementation. It also requires operational and maintenance costs of \$550 to \$650 thousand pesos per year. According to the economic analysis, equipment's preventive and corrective maintenance represents 50% of the total O&M costs. Biogas and energy systems produce annual economic benefits of \$336 to \$618 thousand pesos due to savings for electricity self-consumption mainly; however, they have not economic feasibility in 20 years, even considering financial support by the Mexican Government and Banks. The low profitability was attributed to the low yields during the AD process and the biogas to energy conversion. Economic profitability was changed when environmental co-benefits were included in the cost/benefit analysis; in this case, a process environmentally profitable was obtained with benefits for the environment and the society.

Environmental and economic importance of environmental co-benefits of the energy production from pig manure treatment by anaerobic digestion, measured by LCA and monetized by economic valuation methods, were demonstrated in this study. Co-benefits relevance was reflected on the economic-environmental profitability of the systems. These findings provide elements to continue with government funding for anaerobic digestion systems installation in México, but focused on energy production, high efficiency, best-operating practices, and support for technical training.

The present study contributes with important and useful information to support the development of public political programs on energy sustainability in the livestock sector; the management and valorization of livestock wastes; and the implementation of climate change mitigation strategies in the agriculture, forestry and other land use sector (AFOLU).

ABREVIATURAS

ACB	Análisis Costo/Beneficio
ACCV	Análisis de Costos de Ciclo de Vida
ACHIPIA	República de Chile a través de la Agencia Chilena para la Calidad e Inocuidad Alimentaria
ACV	Análisis de Ciclo de Vida
AFOLU	Agricultura, Silvicultura y otros usos del suelo
AGVs	Ácidos Grasos Volátiles
ANACOFER	Asociación Nacional para la Comercialización de Fertilizantes
ASERCA	Agencia de Servicios a la Comercialización y Desarrollo de Mercados Agropecuarios
bs	base seca
BANXICO	Banco de México
BSA	Bienes y Servicios Ambientales
CAPUFE	Caminos y Puentes Federales
CCAC	Coalición del Clima y Aire Limpio
CCE	Extensión Cooperativa Clemson
CCVC	Contaminante Climático de Vida Corta
CDE	Comercio de Derechos de Emisión
CELS	Certificados de Energía Limpia
CERs	Certificados de Emisiones Reducidas
CENACE	Centro Nacional de Control de Energía
CFE	Comisión Federal de Electricidad
CML	Instituto de Ciencias Ambientales
CMM	Centro Mario Molina
CMNUCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
CO&M	Costos de Operación y Mantenimiento
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
CORE	Investigación en Educación sobre Compensación de Carbono
CRE	Comisión Reguladora de Energía
DA	Digestión Anaerobia
EPA	Agencia de Protección Ambiental
EICV	Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FIRCO	Fideicomiso de Riesgo Compartido
FNE	Flujos Netos de Efectivo
GEI	Gases de Efecto Invernadero
ICV	Inventario del Ciclo de Vida
IDEA	Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía
IC	Iniciativa de Implementación Conjunta
IEA	Agencia Internacional de Energía
INE	Instituto Nacional de Ecología
INECC	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
INPC	Índice Nacional de Precios al Consumidor
IR	Índice de Rentabilidad
IRENA	Agencia Internacional de Energías Renovables
IRRIMEXICO	Instituto Internacional de Recursos Renovables en México

IPCC	Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático
ISO	Organización Internacional para la Estandarización
LGEEPA	Ley General de Equilibrio Ecológico y de Protección al Ambiente
LGPGIR	Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos
LGCC	Ley General de Cambio Climático
LTE:	Ley de Transición Energética
LPDB	Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos
LIE	Ley de la Industria Eléctrica
MBDOCe _q	Miles de barriles diarios de petróleo crudo equivalente
MDA	Mercado del Día en Adelanto
MDL	Mecanismos de Desarrollo Limpio
MFE	Valor Equivalente de Fertilizante Mineral
NDC	Contribuciones Nacionalmente Determinadas
NFRV	Valor de Reemplazo de Fertilizantes Nitrogenados
NMX	Norma Mexicana
NOM	Norma Oficial Mexicana
OECD	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
ONG	Organización No Gubernamental
ORL	Carga Orgánica
PER	Prospectiva de Energías Renovables
PIB	Producto Interno Bruto
PRONASE	Programa Nacional para el Aprovechamiento Sustentable de la Energía
RSU	Residuos Sólidos Urbanos
SADER	Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SCE	Sistema de Comercio de Emisiones
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
SENER	Secretaría de Energía
SENASICA	Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria
SETAC:	Sociedad de Toxicología y Química Ambiental
SIAP	Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera
SIE	Sistema de Información Energética
SM	Salario Mínimo
SOAPAP	Sistema Operador de los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado de Puebla
ST	Sólidos Totales
SVT	Sólidos Volátiles Totales
TIIE	Tasa de Interés Interbancaria de Equilibrio
TRH	Tiempo de retención hidráulica
UNDP	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
UNFCCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático
USEIA	Administración de la Información Energética de los Estados Unidos
VPN	Valor Presente Neto

INDICE

INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 1 . MARCO CONCEPTUAL.....	5
1.1 ENERGÍAS RENOVABLES	5
1.1.1 Biogás y metano	9
1.2 MANEJO DE RESIDUOS GANADEROS	11
1.2.1 Los residuos ganaderos en México	12
1.2.2 Manejo del estiércol	14
1.2.3 Tecnología de digestión anaerobia	15
1.3 EVALUACION AMBIENTAL.....	21
1.3.1 Co-Beneficios y co-impactos.....	21
1.3.2 Análisis de Ciclo de Vida.....	22
1.4 EVALUACIÓN ECONÓMICA	26
1.4.1 Economía ambiental	26
1.4.2 Externalidades	29
1.4.3 Análisis Costo/Beneficio.....	30
1.4.4 Valoración Económica	31
CAPÍTULO 2 . JUSTIFICACIÓN	34
CAPÍTULO 3 . HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	36
3.1 HIPÓTESIS	36
3.2 OBJETIVOS	36
3.2.1 General.....	36
3.2.2 Específicos.....	36
CAPÍTULO 4 . ESTRATEGIA GENERAL DE INVESTIGACIÓN	37
CAPÍTULO 5 . CARACTERIZACIÓN DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA DE EXCRETAS PORCINAS	39
5.1 METODOLOGÍA.....	39
5.1.1 Criterios de selección de la granja	39
5.1.2 Visitas a la granja.....	40
5.1.3 Puntos de monitoreo y muestreo.....	40
5.1.4 Monitoreo en campo	42
5.1.5 Parámetros analizados en laboratorio y métodos analíticos.....	42
5.1.6 Datos meteorológicos	44
5.1.7 Cálculos y estimaciones.....	44
5.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	46
5.2.1 Selección de la granja porcícola.....	46
5.2.2 Descripción del sistema de digestión anaerobia para la producción de biogás y energía	47
5.2.3 Caracterización del proceso.....	50
5.2.4 Balance de materia y energía.....	59
5.2.5 Comparación de datos de actividad y factores de emisión con datos de la literatura	69
5.3 CONCLUSIONES	71
CAPÍTULO 6 . CUANTIFICACIÓN DE LOS EFECTOS AMBIENTALES MEDIANTE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA.....	72

6.1 METODOLOGÍA	72
6.1.1 Objetivo y alcance del ACV	72
6.1.2 Unidad Funcional	73
6.1.3 Límites del sistema	73
6.1.4 Descripción de los sistemas	74
6.1.5 Inventario de Ciclo de Vida	78
6.1.6 Evaluación de Impactos	84
6.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	85
6.2.1 Cambio Climático	85
6.2.2 Oxidación Fotoquímica.....	87
6.2.3 Eutrofización	89
6.2.4 Acidificación	91
6.2.5 Agotamiento de recursos fósiles	93
6.2.6 Agotamiento de recursos abióticos	94
6.2.7 Comparación entre sistemas.....	96
6.2.8 Análisis de sensibilidad	98
6.3 CONCLUSIONES	103
CAPÍTULO 7 . VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS EFECTOS AMBIENTALES.....	105
7.1 METODOLOGÍA.....	105
7.1.1 Método económico para la valoración del cambio climático	105
7.1.2 Método económico para la valoración de la eutrofización	108
7.1.3 Método económico para la valoración del agotamiento de recursos fósiles.....	111
7.1.4 Método económico para la valoración del agotamiento de recursos hídricos	111
7.1.5 Método económico para la valoración de la aplicación de la composta y excretas como fertilizantes orgánicos.....	113
7.1.6 Proyecciones	115
7.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	115
7.2.1 Valor económico del efecto sobre cambio climático	115
7.2.2 Valor económico del efecto sobre la eutrofización.....	118
7.2.3 Valor económico del efecto sobre el agotamiento de recursos fósiles.....	121
7.2.4 Valor económico del efecto sobre el agotamiento de recursos hídricos	122
7.2.5 Valor económico de la aplicación de la composta y excretas como fertilizantes orgánicos	123
7.2.6 Beneficios y costos ambientales	125
7.3 CONCLUSIONES	127
CAPÍTULO 8 . ESTIMACIÓN DE LOS CO-BENEFICIOS AMBIENTALES Y SU INCORPORACIÓN EN EL ANÁLISIS COSTO/BENEFICIO.....	128
8.1 METODOLOGÍA.....	128
8.1.1 Estimación de los co-beneficios ambientales	129
8.1.2 Estimación de costos y beneficios privados	129
8.1.3 Indicadores de Rentabilidad.....	135
8.1.4 Incorporación de los co-beneficios al ACB	136
8.1.5 Proyecciones	136
8.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	138
8.2.1 Co-beneficios ambientales	138
8.2.2 Análisis de costos y beneficios.....	142

8.2.3 Comparación entre costos y beneficios privados y ambientales.....	148
8.2.4 Rentabilidad.....	149
8.2.5 Incorporación de los co-beneficios al análisis costo/beneficio	151
8.3 CONCLUSIONES.....	153
CAPÍTULO 9 . DISCUSIÓN GENERAL Y APORTACIONES	155
CAPÍTULO 10 . CONCLUSIONES GENERALES	160
CAPÍTULO 11 . RECOMENDACIONES.....	161
PRODUCTOS DE LA INVESTIGACIÓN	163
REFERENCIAS	164
ANEXO A.....	181
ANEXO B.....	190
ANEXO C.....	191

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.1 Principales tipos de energías renovables.....	5
Tabla 1.2 Composición del biogás.	9
Tabla 1.3 Gases de Efecto Invernadero (GEI).	10
Tabla 1.4 Principales parámetros de operación de los sistemas de digestión anaerobia.....	17
Tabla 1.5 Tipos de digestores anaerobios para excretas de animales.	19
Tabla 1.6 Software, bases de datos y métodos de evaluación de impacto para el ACV.	23
Tabla 1.7 Categorías de impacto del método CML creado por la Universidad de Leiden en Holanda en el 2001. <i>Fuente de los datos: CML, 2018</i>	25
Tabla 1.8 Tipo de valor de los bienes y servicios que presta el medio ambiente.....	32
Tabla 1.9 Métodos de valoración económica.	33
Tabla 5.1 Características de la recolección de muestras.....	41
Tabla 5.2 Puntos de muestreo en las unidades del proceso de digestión anaerobia de las excretas de cerdo para la producción de energía.....	41
Tabla 5.3 Parámetros analizados en laboratorio.	42
Tabla 5.4 Proporción de residuos y lodos utilizados para el proceso de compostaje.....	49
Tabla 5.5 Caracterización de las muestras sólidas del proceso.....	56
Tabla 5.6 Composición del biogás generado en los biodigestores	57
Tabla 5.7 Generación promedio de excretas en los criaderos.....	60
Tabla 5.8 Flujos de materia en el proceso de digestión anaerobia.....	61
Tabla 5.9 Parámetros de operación del proceso de digestión anaerobia.....	62
Tabla 5.10 Flujos de materia en el proceso de secado del digestato.....	63
Tabla 5.11 Flujos de materia en el proceso de compostaje.....	63
Tabla 5.12 Flujos de materia en el tratamiento de los efluentes líquidos en las lagunas de sedimentación, tanques de aireación y el humedal.....	64
Tabla 5.13 Límites máximos permisibles de contaminantes en aguas residuales tratadas que se reusan en servicios al público establecidos en la NOM-003-SEMARNAT-1997	65
Tabla 5.14 Flujos de materia orgánica.....	66
Tabla 5.15 Flujos de agua (m ³ /día).	66
Tabla 5.16 Consumo de energía eléctrica durante el tratamiento de las excretas.....	67

Tabla 5.17 Flujos de energía.....	68
Tabla 5.18 Comparación de factores reportados en la literatura y factores estimados por balance de materia.	70
Tabla 6.1 Sistemas evaluados por ACV del manejo y tratamiento de excretas de cerdo con y sin aprovechamiento energético.	74
Tabla 6.2 Flujos anuales y composición de las entradas y salidas de los sistemas evaluados. .	78
Tabla 6.3 Flujos anuales de biogás producido en los sistemas evaluados (m ³ /año).....	79
Tabla 6.4 Flujos anuales de energía (electricidad) en los sistemas evaluados (kWh/año).....	80
Tabla 6.5 Factores de emisión durante el proceso.....	81
Tabla 6.6 Factores de emisión durante la aplicación en campos de cultivo.....	83
Tabla 7.1 Precios internacionales y nacionales de la tonelada de CO ₂ equivalente en los mercados voluntarios.	107
Tabla 7.2 Combustibles fósiles utilizados para la generación de energía eléctrica en México en el año 2015.....	111
Tabla 7.3 Tarifas del consumo de agua potable en el Estado de Puebla.....	113
Tabla 7.4 Parámetros para el cálculo del valor económico de la composta y excretas como fertilizantes orgánicos.....	115
Tabla 7.5 Estudios reportados en la literatura científica relacionados con la valoración de la eutrofización de cuerpos de agua.	120
Tabla 8.1 Inversión inicial para cuatro sistemas de manejo y tratamiento de excretas de cerdo, con y sin aprovechamiento energético.	142
Tabla 8.2 Distribución de recursos para la adquisición de los sistemas de digestión anaerobia y generadores de electricidad para una capacidad de tratamiento de 2,800 t excretas/año.	143
Tabla 8.3 Costos anuales de operación y mantenimiento (CO&M) de cuatro sistemas de manejo y tratamiento de excretas de cerdo, con y sin aprovechamiento energético (\$/año).	144
Tabla 8.4 Costos privados totales de cuatro sistemas de manejo y tratamiento de excretas de cerdo, con y sin aprovechamiento energético (\$/año).	145
Tabla 8.5 Beneficios económicos para los cuatro sistemas evaluados, considerando 2 escenarios por el ahorro y venta de electricidad (\$/año).....	146
Tabla 8.6 Costos y beneficios privados y ambientales del manejo y tratamiento de excretas en cuatro sistemas con y sin aprovechamiento energético (\$/año).	148
Tabla 8.7 Indicadores de rentabilidad del manejo y tratamiento de excretas de cerdo en cuatro sistemas con y sin aprovechamiento energético.	149

Tabla 8.8 Incorporación de co-beneficios ambientales a la relación C/B de tres sistemas de digestión anaerobia de excretas de cerdo, con y sin aprovechamiento energético.....152

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Producción de energías renovables a nivel mundial.....	6
Figura 1.2 Generación de energía eléctrica en México en el año 2018.....	7
Figura 1.3 Producción de energía a partir de biogás a nivel mundial y nacional.....	8
Figura 1.4 Generación de estiércol bovino y porcino en México durante el año 2011.	13
Figura 1.5 Emisiones de gases de efecto invernadero por sector en México	14
Figura 1.6 Etapas de la digestión anaerobia.	16
Figura 1.7 Financiamiento de los sistemas de digestión anaerobia instalados en México.	20
Figura 1.8 Ubicación georeferenciada en México de 721 sistemas de digestión anaerobia reportados en el año 2011. Fuente: FIRCO, 2011.....	20
Figura 1.9 Esquema conceptual del análisis de ciclo de vida.....	22
Figura 1.10 Etapas de la metodología del Análisis de Ciclo de Vida.	24
Figura 1.11 Modelo de una economía circular bajo un enfoque sostenible.	27
Figura 1.12 El equilibrio del mercado.	28
Figura 4.1 Estrategia general de investigación. En los recuadros de color se presentan las 3 etapas que conforman la investigación, representando las actividades generales que permiten cumplir con los objetivos específicos indicados en los recuadros azules. En los cuadros grises, se presentan las actividades particulares de cada etapa y los recuadros blancos muestran el producto que se obtiene de cada actividad. Las flechas punteadas representan la conexión que existe entre los productos.....	38
Figura 5.1 Ubicación de la granja porcícola seleccionada.	46
Figura 5.2 Descripción del sistema de digestión anaerobia de excretas de cerdo para la producción de biogás y energía por digestión anaerobia en la granja porcícola seleccionada.....	47
Figura 5.3 Cuantificación en campo del potencial Redox, en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso.	51
Figura 5.4 Cuantificación en campo de oxígeno disuelto (OD) y sólidos totales disueltos (STD), en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso.	51
Figura 5.5 pH en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso.....	52
Figura 5.6 Sólidos totales, en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso	53
Figura 5.7 Sólidos volátiles totales, en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso.....	54

Figura 5.8 Demanda química de oxígeno, en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso	55
Figura 5.9 Producción de biogás en la granja porcina en el año 2015 y 2016.	58
Figura 5.10 Generación de energía eléctrica a partir de biogás en la granja porcina.	59
Figura 5.11 Balance general de materia y energía del tratamiento de digestión anaerobia de las excretas de cerdo en la granja seleccionada (base anual).	69
Figura 6.1 Límites del sistema de manejo y tratamiento de excretas de cerdo.	74
Figura 6.2 Diagrama del sistema con producción parcial de energía del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia (S1). A=agua, E=energía eléctrica y C=combustible.	75
Figura 6.3 Diagrama del sistema con producción total de energía del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia (S2). A=agua, E=energía eléctrica y C=combustible.	76
Figura 6.4 Diagrama del sistema de quema de biogás producido por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia (S3). A=agua, E=energía eléctrica y C=combustible.	77
Figura 6.5 Diagrama del sistema del manejo convencional de las excretas de cerdo (S4). A=agua, E=energía eléctrica y C=combustible.	77
Figura 6.6 Impactos ambientales sobre cambio climático generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.	86
Figura 6.7 Impactos ambientales sobre oxidación fotoquímica generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.	88
Figura 6.8 Impactos ambientales sobre eutrofización generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.	90
Figura 6.9 Impactos ambientales sobre acidificación generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.	92

Figura 6.10 Impactos ambientales sobre el agotamiento de recursos fósiles generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.	93
Figura 6.11 Impactos ambientales sobre el agotamiento de recursos abióticos generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.	95
Figura 6.12 Análisis de sensibilidad de los impactos sobre cambio climático (a) y oxidación fotoquímica (b) generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas. El extremo inferior de las barras de error representa el escenario 1 (1% de emisiones no intencionales y 5% de emisiones por la descarga de subproductos); el extremo superior representa el escenario 2 (10% de emisiones no intencionales y 20% de emisiones por descarga de subproductos).	99
Figura 6.13 Análisis de sensibilidad de los impactos sobre eutrofización (a) y acidificación (b) generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=producción parcial de energía, S2=producción total de energía, S3=quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas. El extremo inferior de las barras de error representa el escenario 1 (1% de emisiones no intencionales y 5% de emisiones por la descarga de subproductos); el extremo superior representa el escenario 2 (10% de emisiones no intencionales y 20% de emisiones por descarga de subproductos).	101
Figura 6.14 Análisis de sensibilidad de los impactos sobre el agotamiento de recursos fósiles (a) y el agotamiento de recursos abióticos (b) generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas. El extremo inferior de las barras de error representa el escenario 1 (1% de emisiones no intencionales y 5% de emisiones por la descarga de subproductos); el extremo superior representa el escenario 2 (10% de emisiones no intencionales y 20% de emisiones por descarga de subproductos).	102
Figura 7.1 Créditos de compensación comercializados en 2016. Volumen comercializado y precio promedio por tipo de proyectos. Fuente: <i>Ecosystem Marketplace, 2017</i>	108

Figura 7.2 Valoración económica del efecto sobre cambio climático generado por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. De 2015-2019 se consideró un precio de 3 US\$/tCO ₂ , del 2020-2024 de 5 US\$/ tCO ₂ , del 2025-2030 de 10 US\$/tCO ₂ , y de 2031-2034 de 30 US\$/ tCO ₂	116
Figura 7.3 Valoración económica del efecto sobre cambio climático generado por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional, bajo los escenarios evaluados en el análisis de sensibilidad del ACV.	117
Figura 7.4 Valoración económica de la eutrofización de un río por las descargas de excretas de cerdo (residuos sólidos y líquidos).	119
Figura 7.5 Valoración económica del efecto sobre el agotamiento de recursos fósiles por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional.	121
Figura 7.6 Valoración económica del efecto sobre el agotamiento de los recursos hídricos por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional.	122
Figura 7.7 Valoración económica de la aplicación de la composta y las excretas de cerdo en campos de cultivo como fertilizantes orgánicos. La composta es el subproducto del tratamiento de las excretas sólidas y el digestato de los sistemas de digestión anaerobia con y sin producción de energía.	124
Figura 7.8 Valor económico de los efectos ambientales generados por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. Los valores positivos se consideran beneficios económicos ambientales y los valores negativos se consideran costos ambientales.	126
Figura 8.1 Co-beneficios ambientales de la implementación de la tecnologías de digestión anaerobia para el tratamiento de excretas de cerdo con y sin el aprovechamiento energético.	139
Figura 8.2 Co-beneficios ambientales del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia con y sin aprovechamiento energético, bajo dos escenarios que representan diferentes condiciones de operación: manejo eficiente y un mal manejo del proceso.	140
Figura 8.3 Co-beneficios ambientales del tratamiento de excretas de cerdo por digestión anaerobia con y sin aprovechamiento energético, bajo el escenario de un buen manejo del proceso de digestión anaerobia y tratamiento de los subproductos, considerando un precio de 30 US\$/t CO ₂ e.	141

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, los energéticos se han convertido en un tema prioritario, por lo que la producción de energías renovables es de gran importancia e interés para la mayoría de los países como medida de mitigación del cambio climático y el desarrollo de economías bajas en carbono para dirigirnos hacia un mundo sostenible.

La bioenergía es un tipo de energía que cubre un pequeño porcentaje de las energías renovables, pero permite aprovechar y agregar valor a los residuos generados por las actividades humanas para la producción de energía y biocombustibles como el biogás, biodiesel y bioetanol. La generación de energía a partir de biogás es un sector que a nivel mundial contribuye con 1.4% del total de las energías renovables (IRENA, 2019). Sin embargo, ha presentado un crecimiento gradual, lo que representa un área de oportunidad para continuar realizando esfuerzos que impulsen la producción del biogás bajo esquemas de mayor eficiencia.

Aunque el biogás es considerado una fuente de energía renovable, representa un gran reto ya que el metano, principal componente del gas, tiene grandes efectos ambientales y en salud por ser un contaminante ambiental, formar parte de los gases de efecto invernadero (GEI) y de los contaminantes climáticos de vida corta.

La producción de biogás para su aprovechamiento energético ha impulsado el desarrollo y mejora de la tecnología de digestión anaerobia, la cual ha sido utilizada desde hace varias décadas para el tratamiento de aguas residuales y de los residuos sólidos generados por las actividades humanas incluyendo el sector pecuario.

El sector pecuario contribuye sustancialmente a la seguridad alimentaria y a la mitigación de la pobreza. Sin embargo, sus impactos ambientales contribuyen de manera importante a la contaminación del aire, a la degradación de la tierra y agua, y a la reducción de la biodiversidad. Asimismo, es una fuente importante de emisión de gases de efecto invernadero (Henning et al., 2009). La mala disposición y manejo de las excretas representa una fuente de contaminación y de emisiones de metano (CH₄), óxidos nitrosos (N₂O), amoníaco (NH₃) y bióxido de carbono (CO₂) (Pérez, 2008).

Desde 1997, el Protocolo de Kioto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático hace mención sobre la relevancia del aprovechamiento del estiércol como estrategia exitosa de mitigación, al ser identificado como una fuente emisora de GEI. En dicho instrumento internacional se hace mención de los mecanismos de mercado de carbono, lo que implica el comercio internacional de los derechos de emisión, además de detallarse los conceptos y formas de los Mecanismos para un Desarrollo Limpio (MDL). A partir del Protocolo de Kioto, en el año 2005, en México se desarrollaron los primeros proyectos financiados por los MDL para la generación de energía a partir de excretas de animales, instalando biodigestores en diversas granjas del país. Por su parte la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER), a través del Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO), en su Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales/Bioenergía y Fuentes Alternativas, ha desarrollado, desde hace algunas décadas, diversos esfuerzos para impulsar el tratamiento de los residuos ganaderos, mediante el financiamiento para la instalación de biodigestores en granjas pecuarias.

El manejo de las excretas por digestión anaerobia es una tecnología que representa una alternativa eficiente para el control de las emisiones, además de valorizar los residuos para la producción de energía. La tecnología se ha expandido por países desarrollados como Alemania, Inglaterra, Estados Unidos e Italia, en donde existen grandes plantas industriales (Rehl et al., 2011; Fusi et al., 2016; Style et al., 2016; Torrijos, 2016; Achinas et al., 2017; Scarlat et al., 2018). En países en vías de desarrollo como China, México, India y Vietnam los usos de esta tecnología también han sido de gran interés, pero en estos países los digestores operan a diferentes escalas, siendo los más abundantes de pequeña y mediana escala instalados en zonas rurales y semi industriales (FIRCO, 2011; Brunn et al., 2014; Vu et al., 2015; Roubik et al., 2017).

La digestión anaerobia es considerada una tecnología limpia y amigable con el medio ambiente, sus efectos ambientales han sido reportados en diversos artículos (Nayal, et al., 2016; Scarlat et al., 2018). La energía generada a partir del biogás es el principal beneficio económico de estos sistemas, sin embargo, también genera importantes beneficios ambientales y sociales, los cuales son llamados co-beneficios. Los co-beneficios son beneficios adicionales que no son el objetivo principal, pero que pueden ser incorporados a la suma de todos los efectos.

Los co-beneficios de los procesos de producción de biogás y energía son mencionados e identificados claramente en diversos artículos y documentos oficiales, sin embargo, muy pocos cuantifican y monetizan estos efectos para generar procesos evaluados ambiental y económicamente.

Para evaluar los co-beneficios se han identificado diversas barreras de tipo metodológico que limitan su comparación. Específicamente, una de las barreras que se ha identificado es la falta de herramientas y modelos para su cuantificación; en el presente estudio se propone el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) como una herramienta sistematizada y estandarizada de identificación y cuantificación de los impactos y beneficios ambientales.

Para que las co-beneficios puedan incorporarse a un análisis costo-beneficio, y pueda ser más atractivo para los tomadores de decisión, requiere de monetizar o determinar el valor económico de cada uno de los impactos o beneficios identificados. Obtener el valor económico constituye una herramienta importante en los sectores económico, ambiental, social y político, ya que permite ir más allá de determinar si un proceso es rentable económicamente, estima el costo-beneficio ambiental y social, lo cual constituye un insumo esencial para una definición adecuada de los instrumentos de política pública y específicamente de política ambiental.

La monetización de los efectos ambientales puede realizarse aplicando métodos de valoración económica como se propone en la presente investigación. La valoración económica no es un tema sencillo, y está basada en un enfoque antropocéntrico y utilitario que intenta determinar el valor monetario de los beneficios ambientales y sociales que pudiera proporcionar la aplicación de una tecnología (Linares y Romero, 2010).

Cuando fueron instalados los primeros biodigestores en el país, el principal beneficio económico fue la comercialización de los bonos de carbono por la reducción de emisiones GEI. Actualmente, el aprovechamiento energético es el principal beneficio económico importante en los proyectos de tratamiento de excretas de animales por digestión anaerobia; la cuantificación y monetización de los co-beneficios ambientales (i.e., la reducción en la generación de

emisiones GEI), permitirá aportar mayores elementos para sustentar la rentabilidad del proceso, y, por lo tanto, la inversión en este tipo de tecnologías.

Bajo el contexto descrito, la presente investigación tiene como objetivo cuantificar y valorar económicamente los co-beneficios ambientales del aprovechamiento energético de las excretas porcinas mediante su digestión anaerobia, para contribuir al desarrollo de estrategias que permitan reducir la contaminación ambiental y mitigar el cambio climático a través de la producción de energías renovables.

El estudio se enfoca en la medición de los co-beneficios ambientales del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia para la producción de energía en comparación sistemas que no producen energía como la quema de biogás y el manejo convencional, la estimación se realizó mediante la cuantificación de los impactos y beneficios ambientales aplicando análisis de ciclo de vida y por la determinación de su valor monetario por métodos de valoración económica. Los co-beneficios estimados fueron incluidos en el análisis costo/beneficio para determinar la rentabilidad económico-ambiental del proceso. Los análisis se realizaron aplicando información de un sistema de digestión anaerobia instalado en una granja porcina en México, lo cual permitió ejemplificar la operación de las granjas en el país y obtener datos reales para generar mayor certidumbre en los análisis.

El documento está integrado por once capítulos. En el primer capítulo se presenta el marco conceptual de los diferentes temas relacionados con el objeto del estudio, lo cual permite tener un mejor entendimiento de los conceptos abordados en los capítulos posteriores. Se presenta información relacionada sobre energías renovables, biogás y metano, así como información sobre el manejo de los residuos ganaderos, se definen los fundamentos técnicos sobre el tema de digestión anaerobia y su aplicación en el tratamiento de las excretas de los animales. Se presentan los conceptos y fases de un ACV para la cuantificación de efectos ambientales, y finalmente se definen los conceptos de economía ambiental, externalidades, análisis costo/beneficio y los métodos de valoración económica para determinar el valor monetario de los efectos ambientales.

En el capítulo 2 se presenta la justificación del estudio que sustenta la hipótesis y objetivo planteados en la presente investigación (capítulo 3). Para dar cumplimiento con los objetivos se estableció una estrategia de investigación dividida en tres etapas la cual se describe en el capítulo 4.

El estudio se realizó con información obtenida de una granja porcícola con un sistema de biodigestión anaerobia para el tratamiento de las excretas y la producción de energía eléctrica, en el capítulo 5 se presentan los criterios utilizados para la selección de la granja. Se presenta la caracterización del proceso que incluye la identificación y descripción de cada uno de los procesos unitarios; la medición en campo y el análisis de parámetros en laboratorio para la estimación de los parámetros de operación. Se estimaron los flujos másicos y energéticos de cada etapa a partir del balance de materia y energía del proceso, generando la información necesaria para el análisis de impactos y beneficios ambientales.

En el capítulo 6 se presentan los resultados del ACV para el cual se definieron 4 sistemas de evaluación; dos con aprovechamiento de las excretas para la producción de energía y dos sistemas sin aprovechamiento energético que incluye la quema del biogás y el manejo convencional de las excretas. Uno de los sistemas con producción de energía representa las condiciones del proceso caracterizado, en tanto los otros sistemas fueron modelados a partir de

los datos obtenidos en la caracterización. El análisis se realizó siguiendo las 4 etapas de un ACV que incluye la definición del objetivo y alcance, el análisis del inventario de ciclo de vida, la evaluación del impacto del ciclo de vida y la interpretación de los resultados, así como un análisis de sensibilidad. Las categorías de impacto evaluadas fueron cambio climático, oxidación fotoquímica, eutrofización, acidificación, agotamiento de recursos fósiles y recursos abióticos.

En el capítulo 7 se presenta la valoración económica de los efectos ambientales, en este apartado se estima el valor económico de cuatro de las categorías de impacto cuantificadas en el ACV (cambio climático, eutrofización, agotamiento de recursos fósiles y recursos hídricos) aplicando diferentes métodos de valoración económica; así como la determinación del valor monetario de la aplicación de la composta y el estiércol en campos de cultivo como fertilizantes orgánicos.

La estimación de los co-beneficios ambientales de los sistemas con tratamiento de digestión anaerobia en comparación con el manejo convencional se presenta en el capítulo 8, así mismo se presenta el análisis económico de los sistemas para determinar su rentabilidad económica estimando la inversión inicial y los costos privados que incluyen los costos de operación y mantenimiento, por depreciación y financieros, así como los beneficios directos por el ahorro y venta de energía eléctrica; el análisis incluyó el cálculo de tres indicadores de rentabilidad: VPN, TR y ACB. Finalmente se presenta la incorporación de los co-beneficios ambientales al análisis costo/beneficio para determinar la rentabilidad ambiental de los sistemas de digestión anaerobia.

En el capítulo 9 se presenta la discusión general de la investigación, incluyendo las aportaciones generadas al conocimiento y al desarrollo de programas de política pública relacionadas con el tema en el ámbito operativo, ambiental y económico en los sectores pecuario y energético. Las conclusiones generales obtenidas en el proyecto se presentan en el capítulo 10 y las recomendaciones técnico-económicas y de futuros estudios de investigación se enlistan en el capítulo 11.

En la presente investigación se mostró la importancia de los co-beneficios ambientales que genera el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia para la producción de energía a través del valor monetario de los efectos ambientales medidos por ACV, reflejados sobre la rentabilidad económica y ambiental de los sistemas, generando de esta manera beneficios para la sociedad y el medio ambiente.

Estos resultados son una evidencia importante que contribuyen a seguir incentivando el financiamiento gubernamental para la instalación de los sistemas de digestión anaerobia en el país, pero con un enfoque al aprovechamiento energético, bajo esquemas de mejores prácticas, mayor eficiencia operativa y con un fuerte apoyo a las capacidades técnicas.

CAPÍTULO 1 . MARCO CONCEPTUAL

1.1 ENERGÍAS RENOVABLES

A nivel mundial los energéticos se han convertido en un tema prioritario debido al impacto que tienen tanto en las economías de los países como en el medio ambiente y la sociedad. El equilibrio entre estos tres grandes temas es lo que requiere la humanidad para conducirnos hacia un mundo sostenible que nos permita convivir en armonía con el medio ambiente.

Actualmente, los países están enfocados en el desarrollo y crecimiento de economías bajas en carbono, lo cual incluye el uso de las energías renovables, y, por lo tanto, la reducción del consumo de energías provenientes de fuentes fósiles para disminuir su agotamiento; así como la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) consideradas las responsables directas del aumento de la temperatura del planeta (IPCC, 2014; Energy, 2019). En México, en 2015, las emisiones de GEI provenientes del sector energía representaron 71.1% del total de las emisiones nacionales brutas, de las cuales el sector transporte y las actividades de generación de la industria eléctrica fueron las principales fuentes de emisión (INECC, 2018).

Las energías renovables son aquellas que se regeneran naturalmente por lo que se encuentran disponibles de forma continua o periódica (LTE, 2015), por ende, son inagotables prácticamente, pero limitadas en la cantidad de energía disponible por unidad de tiempo (USEIA, 2020). Los principales tipos de energía renovables incluyen la hidroeléctrica, la geotérmica, la solar, la eólica, la oceánica o marina y la bioenergía; en la Tabla 1.1. se define brevemente cada una de las energías renovables mencionadas.

Tabla 1.1 Principales tipos de energías renovables.
Fuente de los datos: LPDB, 2008, LIE, 2014, LTE, 2015

Tipo	Descripción
Hidroeléctrica	Energía generada por el movimiento del agua en cauces naturales o en aquellos artificiales con embalses ya existentes.
Geotérmica	Aquella que aprovecha las altas temperaturas de yacimientos bajo la superficie terrestre.
Solar	Se refiere al aprovechamiento de la energía irradiada por el sol que incluye la solar fotovoltaica y la solar térmica.
Eólica	Explota la energía cinética del aire en movimiento.
Oceánica o marina	Obtenida de la energía potencial, cinética, térmica o química del agua de mar, generada por las mareas (maremotriz), por el gradiente térmico marino (maremotérmica), de las olas, de las corrientes marinas y del gradiente de concentración de sal.
Bioenergía	Energía y combustibles (biogás, biodiesel, bioetanol) obtenidos a partir de la biomasa, definida como la materia orgánica derivada de animales y vegetales.

Con base en los datos reportados por la Agencia Internacional de Energías Renovables (IRENA por sus siglas en inglés), a nivel mundial, la principal fuente de energía renovable es la generada en las hidroeléctricas cubriendo 66% del total de este tipo de energías, seguida de la eólica con un 18% y la bioenergía con un 7.8%. Por otro lado, la energía solar representa un 7%, mientras la geotérmica únicamente cubre 1.4%. En la Figura 1.1 se puede observar que la energía eólica y solar son las que han presentado el mayor crecimiento en el periodo del 2009 al 2017, por otro lado, la bioenergía también ha presentado un crecimiento importante durante este periodo (IRENA, 2019). El crecimiento de la energía solar es resultado de un mayor potencial técnico comparado con las otras tecnologías, además de otros factores como una mayor aceptación del público y factores económicos (IPCC, 2011).

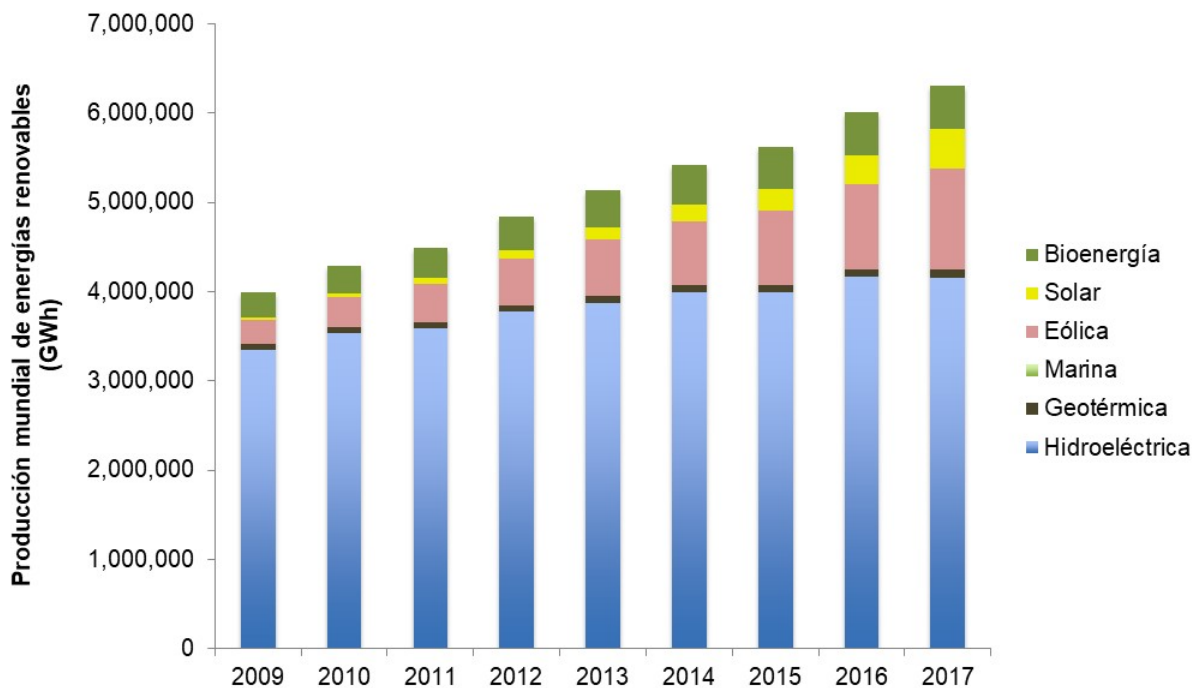


Figura 1.1 Producción de energías renovables a nivel mundial.

Fuente de los datos: IRENA, 2019

Bajo el escenario actual de crecimiento de las energías renovables a nivel mundial, la Secretaría de Energía en México ha reportado que el país cuenta con un gran potencial para generar energía eléctrica a partir de recursos renovables (SENER, 2018a), en la Figura 1.2 se muestra la contribución de las diferentes fuentes de energía que se utilizan para la generación de electricidad en el país, se observa que la producción de energía todavía está altamente concentrada en los combustibles fósiles como el petróleo, el gas natural y el carbón (75.88%), mientras que el 24.12% corresponde a las energías limpias. De acuerdo con la Ley de la Industria Eléctrica energías limpias son aquellas fuentes de energía y procesos de generación de electricidad cuyas emisiones o residuos no rebasen los umbrales establecidos, las cuales incluyen, además de las energías renovables, a la energía nuclear y la generada en centrales de cogeneración eficiente.

En el país las energías renovables representan únicamente 17.29% del total de la energía generada, la cual está ligeramente alejada del 24.5% reportada a nivel mundial por la Agencia Internacional de Energía (IEA por sus siglas en inglés). La generación de energía en hidroeléctricas fue la más importante con un 10% del total de la energía, la cual representa el 59% de las energías renovables, seguida de la energía eólica con 3.6%; en tanto que la bioenergía (biogás y bagazo) sólo comprende 1% del total de la energía generada a nivel nacional.

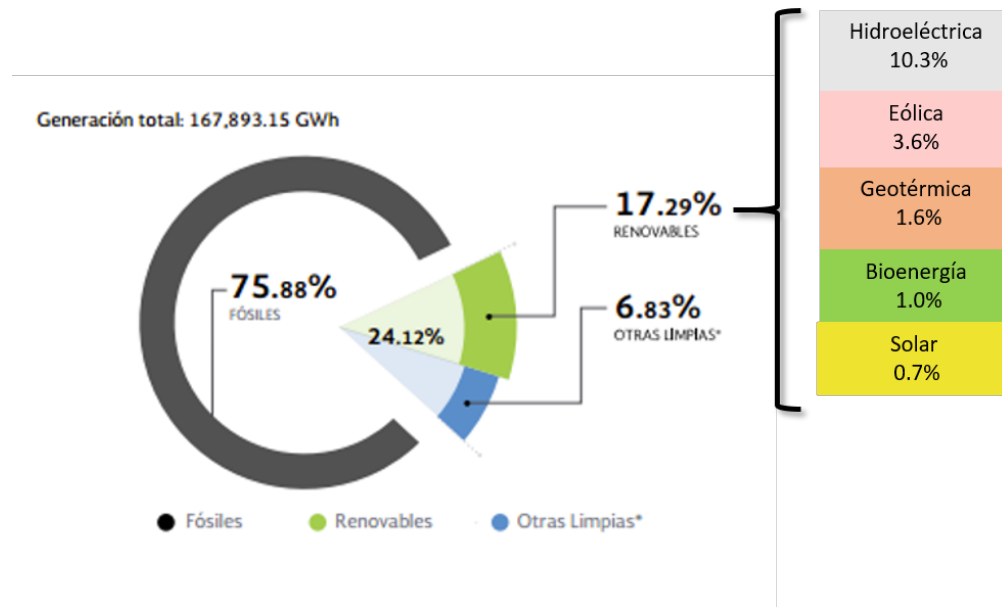


Figura 1.2 Generación de energía eléctrica en México en el año 2018.
Gráfica modificada de la fuente original SENER, 2018a

El país ha establecido compromisos nacionales e internacionales de mitigación de GEI dentro de los Contribuciones Nacionalmente Determinadas (NDC) como parte del Acuerdo de París dentro de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático; estos compromisos consideran metas de adaptación y mitigación condicionadas y no condicionadas a recibir financiamiento. En el caso de México, éste se ha comprometido a reducir en 22% las emisiones de GEI al año 2030 de manera no condicionada, es decir, utilizando sólo sus recursos disponibles, pero si se logra definir estrategias de financiamiento, las emisiones de GEI para el año 2030 podrían reducirse en 36%. Específicamente para el sector energético, las estrategias de mitigación están enfocadas a la generación eléctrica a partir de energías limpias; las metas establecidas son el 35% para el año 2024, el 40% al 2035 y el 50% al 2050 (PRONASE, 2014).

En específico, la bioenergía es un tipo de energía que cubre un pequeño porcentaje de las energías renovables; sin embargo, permite aprovechar y agregar valor a los residuos generados por las actividades humanas para la producción de energía y biocombustibles como el biogás, biodiésel y bioetanol. En algunos países como Estados Unidos, la energía a partir de biomasa representa hasta 45% de la energía renovable (USEIA, 2020), en tanto en la Unión Europea la bioenergía participa con el 60% (Scarlat et al., 2018). En México los bioenergéticos cubren únicamente un pequeño porcentaje (6%) de las energías renovables, cercano al

promedio mundial de 7.8% ya mencionado, esto podría deberse a la falta de un mayor apoyo a la investigación y desarrollo de proyectos para el aprovechamiento de la biomasa.

De acuerdo con la Legislación Mexicana, los bioenergéticos son los combustibles generados de la biomasa proveniente de materia orgánica de las actividades, agrícola, pecuaria, silvícola, acuicultura, algacultura, residuos de la pesca, domésticas, comerciales, industriales, de microorganismos, y de enzimas, así como sus derivados, producidos, por procesos tecnológicos sustentables (LPBD, 2008). En el país, los bioenergéticos provienen principalmente del biogás y el bagazo de caña.

La generación de energía a partir de biogás es un pequeño sector que a nivel mundial contribuye con 1.4% del total de las energías renovables y que ha presentado un crecimiento importante del 2009 al 2017 como se observa en la Figura 1.3a. Los países de la Unión Europea generaron en el 2017 la mayor cantidad de energía a partir de biogás con 63 TWh de los 88 TWh de la producción global (IRENA, 2019).

En México la generación de energía a partir de biogás, también es un sector pequeño que cubre 1.3% del total de las energías renovables y 0.23% del total de la energía nacional (SENER, 2018a). En la Figura 1.3b se presenta la producción de energía a partir de biogás en el país mostrando un crecimiento gradual, se reporta que del 2015 al 2018 este sector tuvo un crecimiento de 86% (PER, 2018); esta tendencia observada representa un área de oportunidad para continuar realizando esfuerzos que impulsen la producción del biogás bajo esquemas de mayor eficiencia para incrementar la participación de este sector en la producción de energías renovables en México.

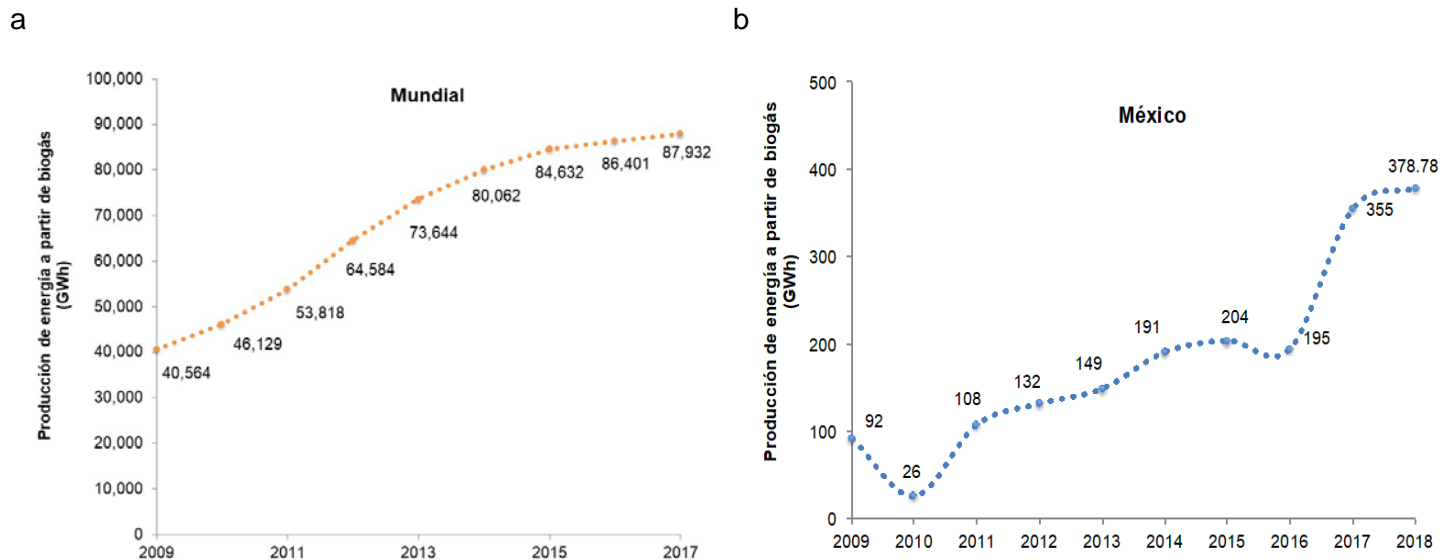


Figura 1.3 Producción de energía a partir de biogás a nivel mundial y nacional.
Fuente de los datos: IRENA, 2019 y PER, 2018

1.1.1 Biogás y metano

El biogás se produce de forma natural por la descomposición de la materia orgánica bajo condiciones libres de oxígeno. Es una mezcla de gases principalmente metano y dióxido de carbono, también contiene ácido sulfhídrico, vapor de agua y otras impurezas. La composición del biogás depende del material orgánico y del funcionamiento del proceso, pero de manera general la composición del metano en el biogás se encuentra entre el 55 y 70%, en la Tabla 1.2 se presenta la composición del biogás reportada por la FAO (2011b).

Tabla 1.2 Composición del biogás.

Fuente de los datos: FAO, 2011b

Gases	Composición
Metano (CH ₄)	55 – 70% (vol)
Dióxido de carbono (CO ₂)	30 – 45 % (vol)
Ácido Sulfhídrico (H ₂ S)	20 – 20 000 ppm
Vapor de agua (H ₂ O)	2 – 7% (vol)
Otros	< 2%

El biogás es producido en rellenos sanitarios, en el tratamiento de aguas residuales y en la digestión anaerobia de residuos domésticos, agropecuarios e industriales. El biogás es una fuente de energía que ha sido ampliamente desarrollada y aprovechada en Estados Unidos y Europa con la instalación de plantas a gran escala. En la Unión Europea el biogás es producido principalmente por los sistemas de digestión anaerobia en plantas de diferentes tipos y tamaños, los países que cuentan con la mayor cantidad de plantas instaladas son Alemania, Italia y Francia, de los cuales Alemania es el líder mundial con una producción de biogás de 329 PJ que representa el 50% del total en la Unión Europea, con un total de 11,000 plantas instaladas (Scarlat et al., 2018).

El biogás tiene un poder calorífico mayor que la mitad del poder calorífico del gas natural. Un biogás con un contenido en metano de 60% tiene un poder calorífico de 5.5 kcal/Nm³ (6.4 kWh/Nm³); en comparación con el petróleo, tiene un equivalente energético de 0.60-0.65 L petróleo/m³ de biogás (IDAE, 2007).

Actualmente, el biogás es aprovechado como fuente de energía eléctrica, calor y combustibles. En el 2015, el biogás representó 4% del total de las fuentes utilizadas para producir calor a nivel mundial. En países desarrollados el biogás es usado principalmente para producir electricidad; mientras que, en países en vías de desarrollo, el biogás se utiliza como fuente de calor para cocinar. El biogás es aprovechado como biocombustible en transporte, como es el caso de Brasil. Adicionalmente, se siguen realizando estudios para la purificación del biogás con el fin de producir biometano como una alternativa directa para su aplicación como bioenergético, principalmente como combustible para el transporte y para la inyección a la red de gas natural (Scarlat et al., 2018).

Aunque el biogás es considerado una fuente de energía renovable, representa un gran reto en la gestión y el manejo de los residuos, ya que el metano, principal componente del biogás, tiene grandes efectos ambientales y en la salud humana por ser un contaminante ambiental, formar parte de los GEI y de los contaminantes climáticos de vida corta, responsables del calentamiento global.

El metano es un gas incoloro, inodoro y muy inflamable, más ligero que el aire, y en la naturaleza se produce por la descomposición de la materia orgánica en condiciones anaerobias. El gas metano tiene impactos indirectos en la salud humana y en los ecosistemas, ya que es precursor primario del ozono troposférico, el cual es un contaminante del aire ya que es un oxidante altamente reactivo que afecta la salud de los humanos y reduce el secuestro del carbono en los ecosistemas terrestres. La contaminación del aire por ozono causa alrededor de 150,000 muertes anualmente en el mundo, resultado del incremento de enfermedades respiratorias siendo los niños y los adultos mayores la población en mayor riesgo (CCAC, 2015).

El metano, en conjunto con el bióxido de carbono, los óxidos nitrosos, los hidrofluorocarbonos, el hexafluoruro de azufre y los perfluorocarbonos, son considerados gases de efecto invernadero. El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) define a los GEI, como los componentes gaseosos de la atmósfera, de origen natural o antropogénico, que absorben y emiten radiación en determinadas longitudes de onda del espectro de radiación infrarroja térmica emitida por la superficie de la Tierra, por la propia atmósfera y por las nubes (IPCC, 2014).

En la Tabla 1.3 se presenta el potencial de calentamiento global, así como la vida media en la atmósfera de cada uno de los GEI, de los cuales el metano tiene un potencial de calentamiento 28 veces mayor que el bióxido de carbono en un periodo de 100 años y 84 veces mayor en un periodo de 20 años, así como una vida media en la atmósfera de 12 años, por lo que también es considerado un contaminante climático de vida corta (CCVC).

Tabla 1.3 Gases de Efecto Invernadero (GEI).

Fuente de los datos: IPCC, 2014

Gases de Efecto Invernadero		Potencial de Calentamiento Global	Vida Media en la atmósfera (años)
Naturales			
Bióxido de Carbono	CO ₂	1	>200
Metano	CH ₄	28	12
Óxido Nitroso	N ₂ O	310	121
Antropogénicos			
Hidrofluorocarbonos	HFC	140 -11,700	1.5 a 264
Hexafluoruro de azufre	SF ₆	6,500-9,200	2,600 a 50,000
Perfluorocarbonos	PFC	23,900	3,200

La Coalición del Clima y Aire Limpio (CCAC, por sus siglas en inglés) tiene como objetivo reducir los contaminantes climáticos de vida corta, en este esfuerzo participan los gobiernos, las organizaciones intergubernamentales, la sociedad civil y el sector privado, los cuales definen al metano, al carbono negro, al ozono troposférico y a los hidrofluorocarbonos, como

sustancias que tienen una vida media relativamente corta en la atmósfera, en comparación con el CO₂ que tiene una vida media mayor a 200 años. Esto implica que la concentración de los CCVC puede reducirse en corto tiempo con un efecto notable en la temperatura global en las siguientes décadas.

De acuerdo con la CCAC, en el año 2015 se emitieron a la atmósfera 350 Mt de metano proveniente de actividades antropogénicas, que corresponden a 60 % de las emisiones totales. En el año 2015, se tiene registrado que la agricultura fue responsable del 40% de las emisiones de metano a nivel mundial, seguida de las fuentes fósiles con un 40% y el tratamiento de residuos con un 17%. Dentro de las actividades agrícolas, la fermentación entérica (29%) y el cultivo de arroz (10%) son las principales fuentes de emisión, en tanto el manejo de las excretas de animales contribuyó únicamente con 4% de las emisiones totales (CCAC, 2015). El IPCC reportó que las emisiones provenientes del manejo del estiércol crecieron de 0.25 a 0.36 Gt CO₂eq al año, con un crecimiento promedio anual del 0.6% de 1961 al 2010 (Smith et al., 2014).

La CCAC espera una reducción de 40% de las emisiones de metano para el año 2030 con la finalidad de obtener beneficios en el clima, la salud pública y la mejora en el rendimiento agrícola, para lo cual se requiere implementar soluciones dentro de las cuales se encuentra mejorar el manejo del estiércol y la calidad de los alimentos de los animales.

1.2 MANEJO DE RESIDUOS GANADEROS

La ganadería es una de las actividades antropogénicas que ha crecido en respuesta a la demanda de productos pecuarios para satisfacer las necesidades de la población mundial. A lo largo de su evolución, ha tenido implicaciones ambientales, debido a que es la principal actividad humana con requerimientos de grandes extensiones de tierra para su desarrollo, específicamente para pastizales y el cultivo de insumos y alimento para el ganado, ocupando más de 3,900 millones de hectáreas que representan un 30% de la superficie terrestre del planeta (Henning et al., 2009). De acuerdo con estudios de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), la demanda mundial de productos pecuarios se prevé que aumente en un 70 % para alimentar a una población, que se estima alcance 9,600 millones de personas en el año 2050 (FAO, 2016).

Aunque el desarrollo del sector pecuario contribuye sustancialmente a la seguridad alimentaria y a la mitigación de la pobreza, sus impactos ambientales contribuyen de manera importante a la contaminación del aire, a la degradación de la tierra y agua, y a la reducción de la biodiversidad; además de ser una fuente de emisión de GEI. La ganadería es probablemente la mayor fuente de contaminación del agua y contribuye a la eutrofización, a las zonas “muertas” en áreas costeras y a la degradación de los arrecifes de coral. Se ha reportado que en los Estados Unidos la producción pecuaria es responsable del 55% de la erosión y sedimentación, el 37% del uso de plaguicidas, el 50% del uso de antibióticos y un tercio de las descargas de nitrógeno y fósforo en los recursos de agua dulce (Henning et al., 2009).

Como ya se mencionó, la generación de GEI del sector agropecuario proviene principalmente de la fermentación entérica y el manejo del estiércol, pero también indirectamente de la producción de piensos y la conversión de bosques en pastizales, se estima que la pérdida neta

de área boscosa fue de 7.3 millones de hectáreas al año entre 2000 y 2005 principalmente en África, América del Norte, Central y del Sur y Oceanía (Henning et al., 2009; Hristov et al., 2013).

La mala disposición y manejo de las excretas que generan los diversos tipos de ganado, principalmente estabulados, son una fuente de contaminación por la generación de nutrientes (N y P), materia orgánica, residuos de medicamentos y metales pesados (Hristov et al., 2013). Así mismo, son portadores de parásitos y microorganismos patógenos bacterianos y víricos, lo cual también representa una problemática de salud pública y veterinaria. Los microorganismos patógenos (i.e., *Escherichia coli* O157, *Salmonella spp*) pueden ser transmitidos por el agua o por los alimentos, generando principalmente infecciones gastrointestinales en los humanos (Henning et al., 2009).

1.2.1 Los residuos ganaderos en México

En México, las actividades agropecuarias consideradas actividades primarias contribuyeron entre el 2012 y el 2016 con 3.1% del Producto Interno Bruto (PIB) total del país, con un fuerte impacto en el medio rural por la generación de fuentes de ingresos y proveedor de alimentos, ya que es el decimosegundo productor de alimentos en el mundo; en el 2018 la participación aumentó ligeramente al 3.3% (BANXICO, 2019a) muy cercano a la industria alimentaria que contribuyó con el 3.7%. Específicamente la ganadería aporta el 32.1% al PIB agropecuario (INECC, 2018).

Con base en el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER), del 2010 al 2018, se incrementaron 2.17 millones cabezas del hato de bovinos (carne y leche) en México; dicho incremento corresponde a un aumento anual de 1.3% en promedio. El ganado porcino creció de 15.4 millones de cabezas en 2010 a 17.8 para el 2018 (SIAP, 2018).

En el país, existe poca información estadística relacionada con la generación de estiércol de los diversos tipos de animales que se crían. El Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), mediante su diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos del 2012 (INECC, 2013), reportó una generación promedio de excretas de animales de 66.7 millones toneladas en el año 2007. Sin embargo, en el diagnóstico más reciente (SEMARNAT, 2020) se reportó un total de 16.77 millones de toneladas de estiércol producido por bovinos y porcinos en el año 2011. La disminución puede deberse a las diferencias metodológicas empleadas para el cálculo. En la Figura 1.4 se presenta la generación del estiércol observando una mayor generación de excretas de porcinos que de bovinos.

En México, la gestión y el manejo de los residuos ganaderos está regulada por la Ley General de Equilibrio Ecológico y de Protección al Ambiente (LGEEPA) y la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR). De acuerdo con la LGPGIR, los residuos orgánicos de las actividades intensivas ganaderas, están listados como residuos de manejo especial sujetos a presentar planes de manejo. Los planes de manejo tienen como objetivo minimizar la generación y maximizar la valorización de los residuos, bajo criterios de eficiencia ambiental, tecnológica, económica y social. Las especificaciones de los planes de manejo se establecen en el Reglamento de la LGPGIR y la NOM-161-SEMARNAT-2011.

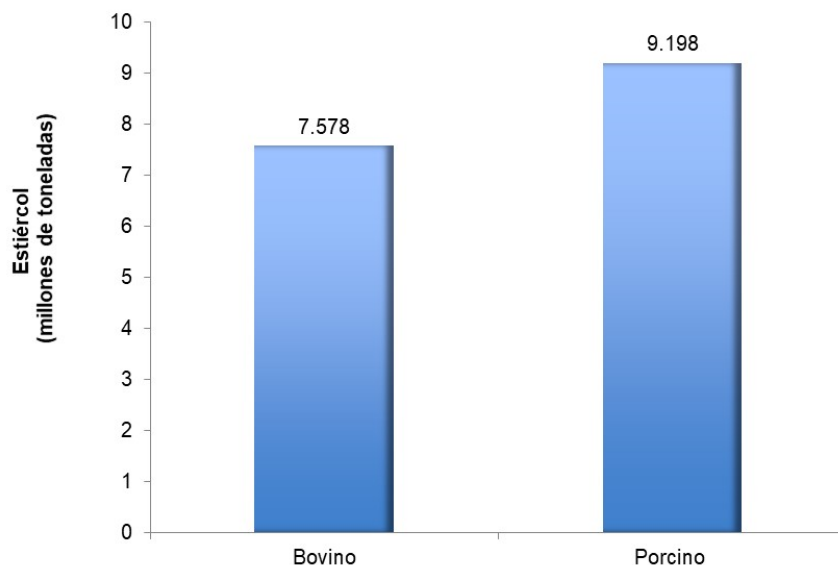


Figura 1.4 Generación de estiércol bovino y porcino en México durante el año 2011.
Fuente de los datos: Diagnóstico Básico, 2020

Por otra parte, la Ley de Transición Energética, publicada el 24 de diciembre del 2015, promueve el aprovechamiento energético de recursos renovables y de los residuos. La generación, suministro y abastecimiento de la energía que se genera del biogás producido por el tratamiento de las excretas de animales, está regulado por la Ley de la Industria Eléctrica publicada en el DOF el 11 de agosto de 2014.

La Ley General de Cambio Climático (LGCC), que tiene por objeto la elaboración y aplicación de políticas públicas para la adaptación al cambio climático y la mitigación de emisiones de gases y compuestos de efecto invernadero, establece en su artículo 33, los objetivos de las políticas públicas para favorecer la mitigación y promover el aprovechamiento del potencial energético contenido en los residuos generados en México.

El marco legislativo actual ha permitido avanzar en el establecimiento de las bases para la regulación del manejo de los residuos del sector pecuario y su valorización, sin embargo, todavía es necesario complementar con normas específicas por ejemplo sobre el uso del estiércol y subproductos de su tratamiento como fertilizantes orgánicos en campos de cultivo para evitar sobrefertilización.

La LGCC establece la elaboración de inventarios de emisiones tanto a nivel nacional como estatal, lo cual es necesario para determinar el impacto de cada actividad bajo un esquema metodológico estandarizado. Desde 1997, México ha presentado sus inventarios nacionales en cinco Comunicaciones Nacionales de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, en la Sexta Comunicación en el año 2018 se presentó la versión actualizada y revisada del Inventario 2015 aplicando la metodología del Grupo Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) del 2006.

De acuerdo con el Inventario Nacional de Emisiones 2015, en México se reportó un total de emisiones de CO₂eq de 700 millones de toneladas emitidas por 4 sectores como se observa en la Figura 1.5, de los cuales el sector energético contribuyó con la mayor cantidad de emisiones GEI (71.11%). El sector de agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU, por sus siglas en inglés) incluye al subsector de la ganadería, el cual contribuyó con 10.1% de las emisiones totales de CO₂eq, y en particular, el manejo de estiércol contribuyó con 2.5% de las emisiones a nivel nacional con un total de 17,124.88 Gg de CO₂eq (INECC, 2018).

En el contexto nacional descrito anteriormente, la ganadería representa una importante actividad económica para el país que contribuye al desarrollo de las zonas rurales; pero también representa una problemática de contaminación ambiental y de contribución al cambio climático, por lo que el manejo de las excretas de los animales es un tema que requiere la participación de diversos sectores gubernamentales para realizar un manejo adecuado que incluye disposición, tratamiento y valorización para su aprovechamiento.

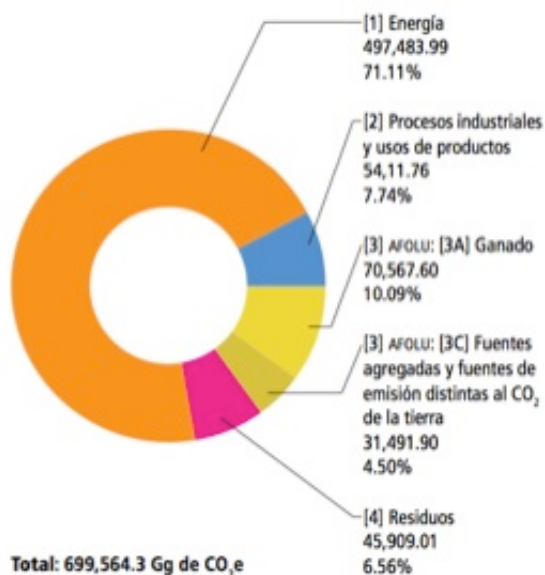


Figura 1.5 Emisiones de gases de efecto invernadero por sector en México .
Fuente: INECC, 2018

1.2.2 Manejo del estiércol

El estiércol animal es un recurso valioso que suele contener todos los micro y macro elementos esenciales requeridos para el crecimiento de las plantas. Su aplicación en las tierras de cultivo aumenta la materia orgánica del suelo y mejora varias de sus propiedades como la estructura, la capacidad de retención de agua, el contenido de oxígeno y la fertilidad; también reduce la erosión del suelo, restaura las tierras de cultivo erosionadas, reduce la lixiviación de nutrientes y aumenta el rendimiento de los cultivos (Araji et al., 2001). Sin embargo, su aplicación directa a los suelos todavía es un tema discutido, debido a su contenido de microorganismos patógenos, metales, y sustancias tóxicas (Hristov et al., 2013), así como el tiempo que requiere para transformarse en compuestos asimilables por las plantas (Agro Waste, 2014).

El estiércol acumulado sin ningún manejo representa un problema para el medio ambiente y para la salud de los humanos y de los animales. Cuando la producción animal es intensiva y bajo condiciones de confinamiento, la acumulación del estiércol requiere un manejo adecuado, el cual incluye la recolección en el sitio en que se produce, el almacenamiento, el pretratamiento, el tratamiento primario y los procesos de tratamiento secundario y terciario; o solamente el almacenamiento previo a la aplicación en el suelo o el procesamiento en otros modos que no perjudiquen el medio ambiente.

Existen diferentes técnicas y prácticas de manejo para disminuir el impacto al medio ambiente y para contribuir a la mitigación de los GEI, dentro de las prácticas de control se encuentra la cobertura para el almacenamiento del estiércol, la separación de líquidos y sólidos, y la acidificación del estiércol. Los tratamientos de las excretas más utilizados son el compostaje y la digestión anaerobia, las cuales son aplicadas principalmente para la valorización de los residuos como biofertilizantes y para su aprovechamiento energético (Hristov et al., 2013).

Los materiales orgánicos bioprocesados generados en el compostaje y la digestión anaerobia son aplicados como mejoradores de suelos que contribuyen a mejorar diversas funciones, pueden usarse como acondicionador o como biofertilizante. Al aplicarse como acondicionador se restituye la materia orgánica debido a la presencia de compuestos como la lignina, celulosa y hemicelulosa que contribuyen a la formación de humus estable, previenen la erosión y aumentan la permeabilidad del suelo. En tanto que el uso como biofertilizante presenta un aporte importante de elementos minerales especialmente nitrógeno (FAO, 2011b).

El compostaje es una tecnología que se ha aplicado desde hace varias décadas, convierte la materia orgánica en un producto estabilizado mediante un proceso aeróbico. En una composta madura, las sustancias húmicas son los principales componentes; mientras que en una composta inmadura se encuentran azúcares, hemicelulosa, sustancias fenólicas, ácidos orgánicos, aminoácidos y péptidos (Huang et al., 2006).

La aplicación de la composta como biofertilizante en el suelo ha sido ampliamente estudiado, pero la aplicación directa en campos de cultivo de los digestatos generados durante la digestión anaerobia no es clara, existe menos investigación científica que sustente su uso (Tambone et al., 2010). Los lodos digeridos presentan un contenido de materia orgánica, así como minerales que pueden ser aprovechados como biofertilizante o bioabono, sin embargo, no son claras las implicaciones que tiene su uso directamente en los suelos agrícolas o si es necesario su tratamiento previo para mejorar la calidad del producto (Zeng et al., 2016; Tigrini et al., 2016), como también se ha demostrado para digestatos del tratamiento de la fracción orgánica de los RSU (Espinosa-Salgado, et al., 2020).

1.2.3 Tecnología de digestión anaerobia

La digestión anaerobia (DA) consiste en la descomposición de material orgánico biodegradable en ausencia de oxígeno para dar como resultado dos productos principalmente: biogás y el digestato o lodo estabilizado (Agro Waste, 2014). El biogás puede aprovecharse, como ya se mencionó, para la producción de energía y el digestato como fertilizante orgánico o bioabono para el mejoramiento de suelos.

La DA es aplicada para el tratamiento de aguas residuales, el tratamiento de residuos sólidos urbanos, de excretas de animales, residuos agrícolas, excedentes de cosechas y desechos de la industria alimenticia (IDAE, 2007; Achinas et al., 2017). En la actualidad se realizan

investigaciones en el tema de la co-digestión, en la cual se evalúan las mezclas de residuos para aumentar el rendimiento del biogás, aumentar la calidad del digestato como fertilizante y disminuir las emisiones GEI (Lijó et al., 2014; Rodríguez-Verde et al., 2014; Cansu et al., 2016; Van Stappen et al., 2016; Scarlat et al., 2018).

El proceso de DA es muy complejo tanto por el número de reacciones bioquímicas como por la cantidad de grupos de bacterias involucradas (Agro Waste, 2014). En la Figura 1.6 se presentan las etapas de la DA, mostrando cuatro etapas en el proceso: 1) hidrólisis, 2) fermentación o acidogénesis, 3) acetogénesis y 4) metanogénesis.

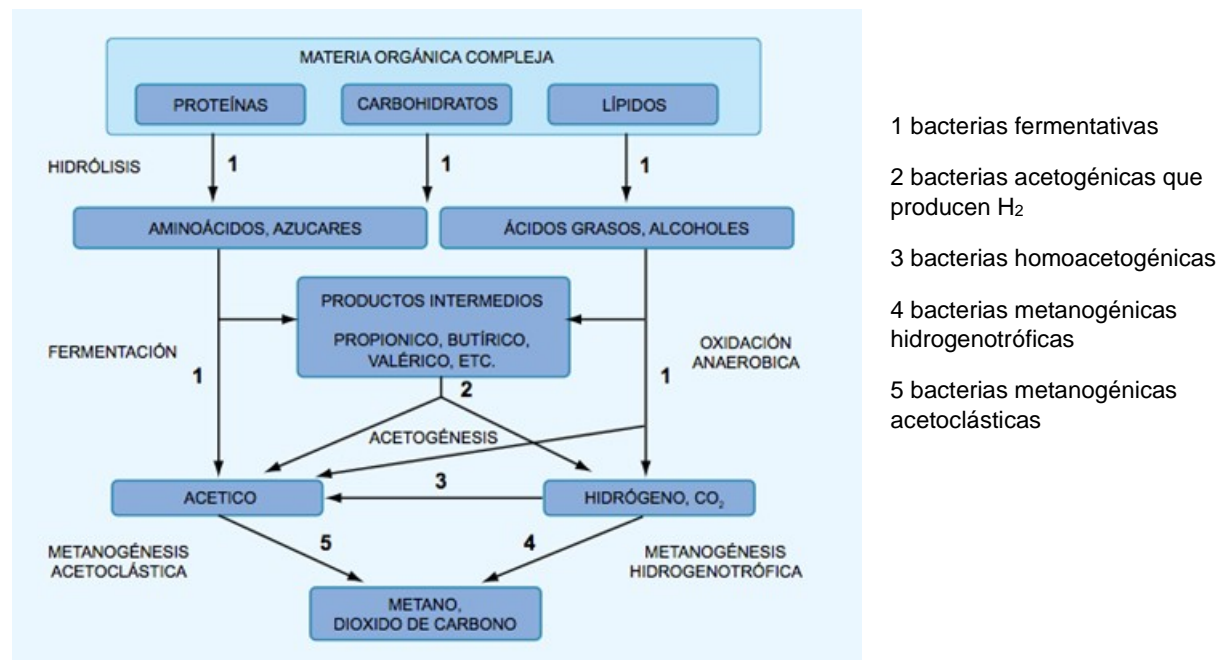


Figura 1.6 Etapas de la digestión anaerobia.
Fuente: Agro Waste, 2014

En la primera etapa, la materia orgánica compleja es hidrolizada por enzimas extracelulares a compuestos más solubles como aminoácidos, azúcares, ácidos grasos y alcoholes; en la etapa de acidogénesis, estos compuestos son transformados a compuestos más pequeños como los ácidos grasos volátiles (ácido propiónico, butírico y valérico). Durante la tercera etapa, los AGVs son convertidos a ácido acético por bacterias homoacetogénicas, así como a hidrógeno y dióxido de carbono por bacterias acetogénicas. Finalmente, durante la metanogénesis el ácido acético es convertido a CH₄ y CO₂ por bacterias metanogénicas acetoclásticas, en esta etapa también las bacterias metanogénicas hidrogenotróficas convierten el hidrogeno a metano (Garfi et al., 2016; Achinas et al., 2017).

La digestión anaerobia depende del control de varios parámetros para la producción óptima de CH₄, éstos incluyen la composición del sustrato que puede medirse como la relación C/N, el contenido de sólidos totales y sólidos volátiles, parámetros como temperatura, pH y REDOX,

así como parámetros de operación como el tiempo de retención hidráulica (TRH) y la carga orgánica (Agro Waste, 2014; Garfi et al., 2016). En la Tabla 1.4 se presentan los principales parámetros de operación de los sistemas de DA y los valores de cada parámetro en los cuales el proceso se lleva a cabo de manera más eficiente.

Tabla 1.4 Principales parámetros de operación de los sistemas de digestión anaerobia.

Parámetros	Valores	Referencia
C/N	Valores óptimos de 15 – 45	Agro Waste, 2014
Temperatura (T)	Psicrofílico (4°C a 25°C) Mesofílico (25°C a 40°C) Termofílico (< 50°C)	Mendes et al., 2015
pH	Rango entre 6.8 a 7.4 Óptimo en pH neutro	Agro Waste, 2014
REDOX	Debe mantenerse entre -220 mV a -350 mV a pH 7.0	
Sólidos Totales	Varía dependiendo del tipo de reactor Bajo contenido de sólidos 2 – 15% Alto contenido de sólidos 15 – 40%	
Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)	Óptimo de 10 a 15 días Varía de 10 a 100 días	Garfi et al., 2016

La temperatura es uno de los principales parámetros que afecta el proceso de DA, puede operar en los rangos psicrofílico, mesofílico o termofílico (Mendes et al., 2015). La temperatura mesofílica es el rango en el cual se obtienen las mayores eficiencias de degradación y producción de biogás, aunque se ha reportado degradación y generación de biogás a temperaturas menores de 4°C (Safley y Westerman, 1988).

El pH es otro parámetro importante, los procesos de DA deben de mantenerse en un rango de 6.8 y 7.4, cada grupo microbiano muestra actividades óptimas a diferentes pH; pero en general, las bacterias acidogénicas son menos sensibles a pH extremos, mientras que las metanogénicas son más susceptibles a variaciones del pH que el resto de la comunidad microbiana. Por ello, es recomendable mantener el pH del sistema cercano a la neutralidad (Agro Waste, 2014).

El tiempo de retención hidráulica (TRH) es un parámetro de operación importante el cual mide el tiempo que el influente permanece dentro del reactor (Garfi et al., 2016). El TRH depende principalmente de la temperatura y la agitación, se sugiere alcanzar tiempos entre 10 a 30 días, sin embargo, existen biodigestores que tienen altos TRH mayores a 100 días. Por otro lado, la carga orgánica (ORL, por sus siglas en inglés) es la cantidad de materia orgánica adicionada por día y por volumen de reactor; la ORL depende de la composición del sustrato y el tipo de reactor. El rendimiento específico del biogás es otro parámetro importante que se obtiene al dividir la producción de biogás entre el ORL, el cual es un indicador de la eficiencia de conversión del sustrato a biogás.

La DA se realiza en recipientes herméticos llamados digestores. Existen diferentes tipos o diseños, desde los digestores artesanales hasta los reactores controlados. Hay diferentes clasificaciones de los digestores anaerobios, algunos los clasifican en baja y alta velocidad: los de baja velocidad son digestores no mezclados, en tanto los de alta velocidad cuentan con algún mecanismo de agitación. También se clasifican de acuerdo al tipo de alimentación como digestores en lote o tipo batch, semicontinuos y continuos. Otra clasificación se basa en el contenido de sólidos totales como digestores en fase líquida o fase sólida. Asimismo, pueden clasificarse por su forma como digestores tubulares, de domo fijo o tambor flotante. La selección del tipo de digestor dependerá de diversos factores como el tipo de sustrato, las condiciones ambientales, los recursos económicos, entre otros.

En general, los digestores son sistemas cerrados en los cuales se lleva a cabo las reacciones microbianas para generar biogás, sólidos y líquidos estabilizados. Para tener una correcta operación, debe asegurarse un sistema hermético con medios para llevar a cabo la carga y descarga, al igual que válvulas de seguridad para el manejo del biogás.

Digestión anaerobia de excretas de animales

La digestión anaerobia para el tratamiento de las excretas de animales es una tecnología ampliamente conocida desde hace varias décadas, pero su aplicación ha sido promovida a partir del Protocolo de Kioto con el surgimiento del concepto de “Mercado de Carbono”, en respuesta a la preocupación mundial por el tema del cambio climático. La FAO reporta que el uso de digestores anaerobios es una estrategia que se recomienda para mitigar los GEI, pues tiene un potencial significativo para capturar y destruir la mayor parte del CH_4 que proviene del estiércol, para generar energía renovable y para proporcionar oportunidades sanitarias en países en vías de desarrollo (Hristov et al., 2013).

Los primeros biodigestores desarrollados para el tratamiento de excretas de animales fueron diseñados en Asia para el aprovechamiento del estiércol a nivel rural. Los digestores son clasificados como biodigestores caseros y se utilizan principalmente en países en vías de desarrollo. En la Tabla 1.5 se muestran algunos de los tipos de digestores anaerobios utilizados para el tratamiento de las excretas de animales. En China y la India se desarrollaron biodigestores como el de domo fijo, tambor flotante y el tubular, los cuales son diseñados para el tratamiento de pequeños volúmenes de excretas menores a 20 m^3 , con una producción de 0.5 m^3 de biogás por m^3 de volumen de digestor (Bond y Templeton, 2011).

Las lagunas anaerobias son otro tipo de digestores anaerobios ampliamente utilizados para el tratamiento de los residuos pecuarios, por ser de menor costo comparado con los digestores de tipo reactor. En países desarrollados como Estados Unidos, las lagunas anaerobias fueron ampliamente utilizadas en los años 70s, por lo que existe información científica y de divulgación referente a este tipo de digestores (Oleszkiewicks, 1986; Safley y Westerman, 1988); las lagunas fueron diseñadas para operar con muy bajas cargas orgánicas y tiempos de retención hidráulica (TRH) muy largos (Safley y Westerman, 1992). Se reporta que operan con cargas menores a las utilizadas por los reactores de entre 0.06 a $0.08 \text{ kg SV m}^3/\text{día}$. Debido a que no cuentan con mecanismos de control de temperatura, el clima es un factor que influye notablemente en la eficiencia de remoción y el rendimiento de producción de biogás (CCE, 2002). Cullimore et al. (1985) demostró la relación directa y lineal que existe entre la temperatura ambiental y la producción de biogás en lodos de lagunas anaerobias. Se ha reportado que la producción de biogás a 35°C alcanza valores óptimos (Deng et al., 2016).

Tabla 1.5 Tipos de digestores anaerobios para excretas de animales.

Fuente de los datos: Bond y Templeton, 2011 y Garfi, et al., 2016

Tipo	Características
Domo Fijo	Digestores desarrollados en China. Son construidos con ladrillos y concreto en forma cilíndrica, enterrados en el suelo. No es un sistema mezclado y tampoco cuenta con un sistema de control de temperatura. El volumen varía entre 10 a 20 m ³ .
Tambor flotante	Diseñados en la India. Es un digestor cilíndrico en forma de cúpula de concreto, y tienen una cámara en la parte superior para almacenar el biogás construida de acero o PVC. Son construidos enterrados en el suelo, y no incluyen mecanismos de agitación y calentamiento. Volumen varía entre 1.6 y 10 m ³ .
Tubular	Modelo desarrollado en Taiwán, de forma cilíndrica horizontal. Son construidos de PVC y polietileno. El biogás es almacenado en la parte superior, y no tienen mecanismos de calentamiento ni agitación. El volumen varía entre 6 y 10 m ³ , y hasta 70 m ³ .
Lagunas Anaerobias	Estanques construidos de concreto o plásticos geosintéticos para prevenir la contaminación del subsuelo. Tienen una cubierta de HDPE para la captura del biogás. No cuentan con mecanismos de calentamiento, pero pueden tener mecanismos de bombeo para la remoción de sólidos y/o agitación. Operan con bajas ORL y altos TRH. El volumen puede fluctuar entre 100 m ³ a 1000 m ³ .
Reactores	Tanques de concreto con domos o liners de HDPE para la captura del biogás, construidos sobre el suelo. Tienen mecanismos de agitación y control de temperatura. Operan con altas cargas de material (ORL) y bajos TRH. El volumen varía entre 100 m ³ a 1000 m ³ .

Actualmente, son comunes los grandes digestores tipo reactor por ser más eficientes, los cuales son instalados en plantas industriales principalmente en países desarrollados como Alemania, Italia y Estados Unidos (Torrijos, 2016; Achinas et al., 2017; Scarlat et al., 2018). Dependiendo del volumen de material, los digestores pueden clasificarse como de pequeños, medianos y de gran escala.

En México, las lagunas anaerobias siguen siendo el principal tipo de digestores utilizados en el tratamiento de las excretas de los animales, debido a que son menos costosos como se mencionó anteriormente. En el país, 94% de los digestores son del tipo laguna anaerobia, 5% sistemas modulares y 1% de tipo bolsa o tubular (FIRCO, 2011; IRRIMEXICO, 2015).

A partir del año 2005 en México se instalaron los primeros sistemas de DA financiados por diferentes organismos nacionales e internacionales (ver Figura 1.7), se instalaron un total de 563 sistemas financiados por los Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL). La SAGARPA (ahora SADER) financió con recursos nacionales la implementación de 154 biodigestores durante el año 2008 al 2009; la mayoría instalados en granjas porcícolas. Finalmente, la Iniciativa Metano a Mercados, liderada por la EPA (Environmental Protection Agency) de los EEUU, apoyó la instalación de 4 sistemas de biodigestión adicionales (FIRCO, 2011).

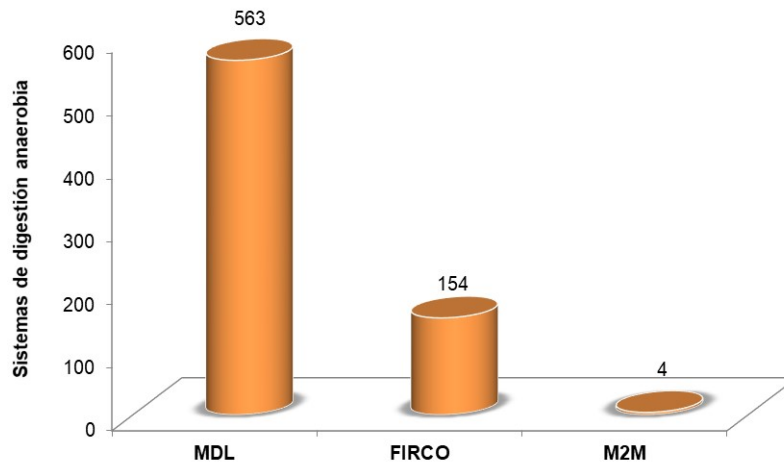


Figura 1.7 Financiamiento de los sistemas de digestión anaerobia instalados en México. *Fuente de los datos: FIRCO, 2011.*

De acuerdo con la información recabada por FIRCO en el año 2011, se tenía documentada la existencia de 721 biodigestores (FIRCO, 2011). Para el año 2015 el Instituto Internacional de Recursos Renovables en México reportó la existencia de 1259 biodigestores en el sector industrial (>1000 m³) (IRRIMEXICO, 2015). En la Figura 1.8 se muestra la ubicación georeferenciada en los diferentes Estados de la República de los biodigestores reportados por FIRCO, los sistemas estaban distribuidos en las principales zonas pecuarias en las regiones Noroeste y Centro Occidente; en particular, se encontraban ubicados en los estados de Sonora con el 33%, Jalisco con el 31%, y Yucatán, Puebla y Nuevo León con menos del 11% cada uno.

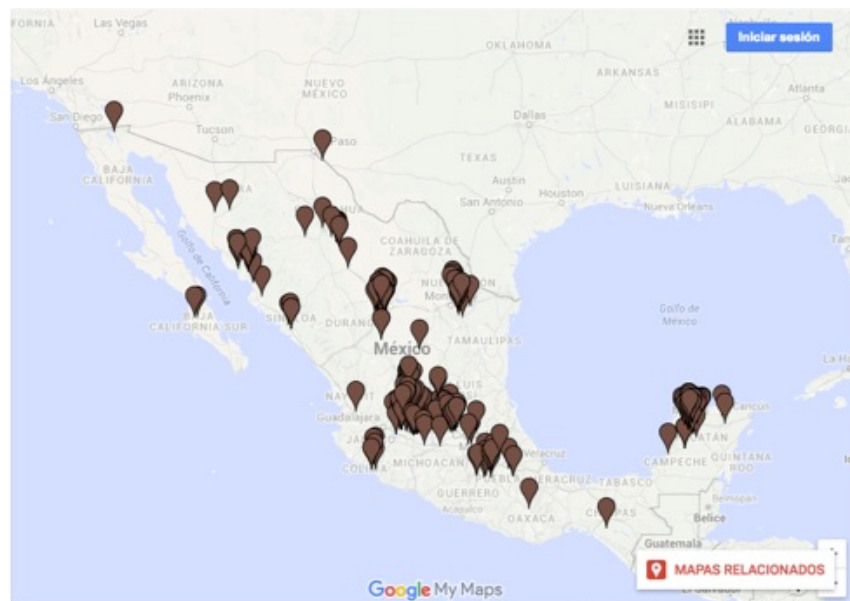


Figura 1.8 Ubicación georeferenciada en México de 721 sistemas de digestión anaerobia reportados en el año 2011. *Fuente: FIRCO, 2011.*

Cuando fueron instalados los primeros biodigestores en el país financiados por los MDL, el principal beneficio económico fue la comercialización de los bonos de carbono por la reducción de emisiones de GEI. En el 2009 México tenía registrado ante la Junta Ejecutiva de la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático 142 proyectos con una reducción de más de 10 millones de toneladas de CO₂ equivalente del sector agropecuario, de los cuales 54 proyectos correspondían a la reducción de emisiones de metano en establos lecheros y 88 en granjas porcícolas (FIRCO, 2011). En la actualidad, la generación de energía a partir de las excretas se considera el principal beneficio económico obtenido durante su tratamiento, aunque existen otros beneficios de tipo ambiental y social. La cuantificación y valoración económica de los beneficios adicionales, llamados co-beneficios, ayudará a sustentar el impacto total que tiene la tecnología de digestión anaerobia para el tratamiento de las excretas sobre el medio ambiente y la sociedad.

1.3 EVALUACION AMBIENTAL

Los efectos ambientales pueden ser definidos como cualquier cambio al medio ambiente, adverso o benéfico, que resulte total o parcialmente de la producción de productos, servicios o actividades (Giudice et al., 2006). Los impactos y beneficios ambientales son diversos, y en la actualidad toman gran importancia por el efecto sobre el cambio climático y el agotamiento de recursos bióticos y abióticos. A pesar de ello, la contaminación de suelos y cuerpos de agua sigue siendo una problemática importante.

1.3.1 Co-Beneficios y co-impactos

Los co-beneficios y co-impactos son aquellos impactos y beneficios ambientales y sociales considerados efectos adicionales a los beneficios principales, los cuales en muchos casos son beneficios energéticos o climáticos (OECD, 2003). Los co-beneficios y co-impactos están ligados al concepto de externalidad en el ámbito económico (Yedla y Park, 2009), ya que son efectos generados al ambiente o a la sociedad, también considerados como daños o beneficios, que afectan el bienestar de un tercero sin recibir ningún tipo de compensación, el tema de las externalidades se desarrolla con mayor detalle en el apartado 1.4.2.

La cuantificación y valoración económica de los co-beneficios ambientales son de gran interés ya que pueden ser incorporados a los análisis costo-beneficio (ACB) para generar elementos que complementen y apoyen la toma de decisiones favoreciendo la justificación de medidas específicas destinadas a guiar el diseño de políticas públicas (OECD, 2003).

Existen diversas metodologías que se han desarrollado para medir los efectos ambientales, las cuales difieren en la forma de identificación, cuantificación e interpretación de los efectos. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una opción metodológica objetiva que permite determinar la confiabilidad y estabilidad de los resultados, en el siguiente subcapítulo (1.3.2) se desarrolla el tema.

La monetización de los efectos ambientales cuantificados por ACV puede realizarse por Análisis de Costos de Ciclo de Vida (ACCV) o por métodos de valoración económica. El ACCV es una metodología complementaria al ACV que está dirigida a la evaluación de todos los

costos asociados a una actividad o a un producto en su completo ciclo de vida, lo cual representa un análisis de ACV en términos económicos. El análisis de costos integra resultados ambientales (flujos físicos) y económicos (flujos monetarios) permitiendo obtener la eficacia ambiental real de los sistemas. Aunque el ACCV incorpora los costos internos asociados al ciclo de vida, es necesario un entendimiento completo de los flujos económicos asociados con el medio ambiente, denominados costos externos. Los flujos económicos representan los costos y beneficios internos al sistema, y los flujos externos indican flujos de costos ambientales entre el ciclo de vida del producto y el sistema ambiental y social (Giudice et al., 2006).

Los métodos de valoración económica son otra opción para determinar directamente el valor monetario de los efectos ambientales y sociales, incluyendo los de la salud humana. En el presente estudio se determinó el valor monetario de los efectos ambientales aplicando diversos métodos de valoración económica; estos métodos se abordan en la sección de evaluación económica en el apartado 1.4.4.

1.3.2 Análisis de Ciclo de Vida

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) fue definido por la SETAC en 1990, en la actualidad la Organización Internacional para la Estandarización (ISO) define al ACV como una metodología de evaluación ambiental que permite analizar y cuantificar los aspectos ambientales e impactos potenciales de un producto o servicio a lo largo de su ciclo de vida (ISO, 2006). Esta herramienta permite evaluar e implementar mejoras ambientales, dado que es una herramienta sistematizada que incluye el análisis de sensibilidad y el análisis de incertidumbre de los datos (Sefic, 2009).

La evaluación incluye el ciclo de vida completo de un producto o servicio, abarcando la extracción y proceso de las materias primas; producción, transporte y distribución; uso, reúso; reciclado y hasta su disposición final, lo que se considera de la cuna a la tumba (Giudice et al., 2006; ISO, 2006). El análisis se realiza mediante la cuantificación del uso de materias primas o recursos y energía (entradas), y la liberación de residuos y emisiones al aire, suelo y agua (salidas), como se muestra en el modelo conceptual en la Figura 1.9.

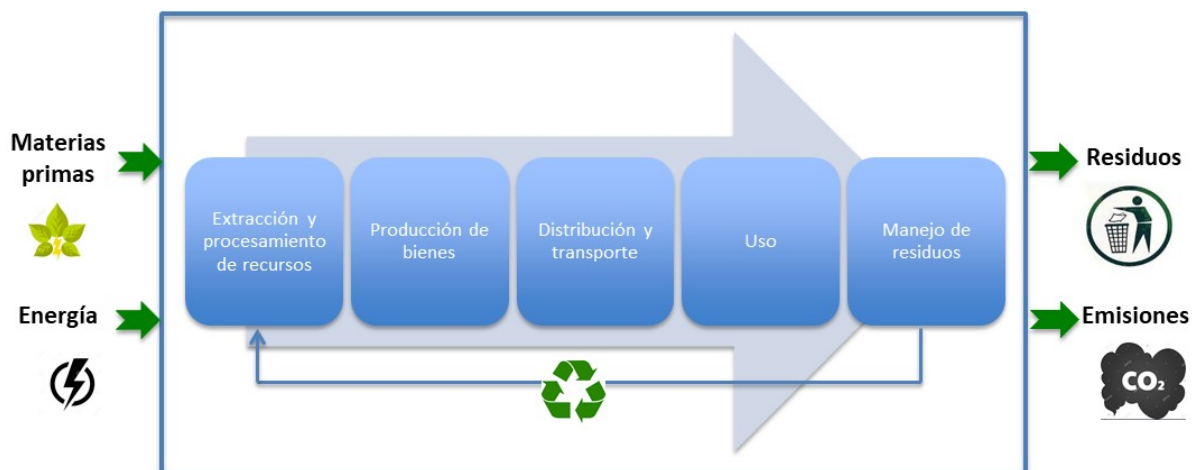


Figura 1.9 Esquema conceptual del análisis de ciclo de vida.

Los ACV tienen como fin último, minimizar la magnitud de la contaminación, conservar los recursos no renovables, conservar los sistemas ecológicos, desarrollar y utilizar tecnologías limpias, maximizar el reciclaje de materiales y residuos, y aplicar las técnicas más apropiadas para la prevención y disminución de la contaminación. Los ACV han sido ampliamente aplicados para el desarrollo, mejora y comparación de productos, al igual que para el diseño de productos y materiales, y para identificar productos, procesos o sistemas que contribuyen sustancialmente al deterioro del medio ambiente; esta herramienta también permite comparar opciones de proceso con la finalidad de minimizar impactos ambientales.

Inicialmente el ACV se desarrolló para realizar evaluaciones completas de un sistema “desde la cuna hasta la tumba”; sin embargo, es posible realizar análisis parciales, definiendo claramente las fronteras del sistema a evaluar. En general, los estudios de ACV son integrales y más amplios que un análisis típico de ingeniería, pero también pueden presentar limitaciones por la falta de información o por el uso de información genérica, por lo que pueden ser análisis complejos, y la aplicación de suposiciones puede sesgar la información y no representar toda la gama de impactos (Batterman, 2004). Pires et al. (2010) plantean que la evaluación de ciclo de vida debe ser diseñada con base en técnicas de análisis que combinen herramientas de valoración de impacto ambiental, ciclo de vida y flujo de materiales que permitan valorar impactos potenciales al calentamiento global, al ahorro de energía y a las prácticas de conservación de recursos.

La Organización Internacional para la Estandarización (ISO) ha desarrollado estándares sobre el ACV. La ISO 14040 considera los principios y el marco de referencia, mientras que la ISO 14044, especifica los requerimientos para realizar el estudio. La Legislación Mexicana incluye dos Normas Mexicanas sobre ACV: la “NMX-SAA-14040-IMNC-2008 “Gestión Ambiental – Análisis de Ciclo de Vida- Principios y marco de referencia”, y la “NMX-SAA-14044-IMNC-2008 “Gestión Ambiental- Análisis de Ciclo de Vida- Requisitos y directrices”.

Los ACV utilizan modelos de computación o software disponibles en el mercado para facilitar la modelación de los sistemas y el cálculo de las emisiones y los impactos (Tabla 1.6). En general, la metodología considera una serie de fases de trabajo interrelacionadas, como se muestra en la Figura 1.10, que siguen una secuencia definida de cuatro fases: (1) definición de los objetivos y el alcance, (2) análisis del inventario, (3) evaluación del impacto, y (4) interpretación de resultados.

Tabla 1.6 Software, bases de datos y métodos de evaluación de impacto para el ACV.

Software	Bases de Datos	Métodos de Evaluación de impacto
SIMAPRO	Ecoinvent	ReCiPe
GaBi	ELCD	CML
Umberto	EXIOBASE	ILCD
Open LCA	NEEDS	Traci
eBalance		USEtox

La definición del objetivo y alcance, es la primera fase del ACV, en la cual se expresa claramente el propósito y la extensión del estudio; además debe describir el o los sistemas estudiados, la unidad funcional, y los límites o fronteras del sistema. La unidad funcional es el elemento clave de un ACV; este se refiere a la cantidad de productos o servicios necesarios

para cumplir la función que se compara, y sirve de base para la comparación entre sistemas. A partir de ella, se cuantifican las entradas y salidas funcionales de un sistema productivo o de servicios. Por otro lado, los límites del sistema determinarán qué procesos unitarios deberán incluirse dentro del análisis (Güereca, 2006).



Figura 1.10 Etapas de la metodología del Análisis de Ciclo de Vida.
Fuente: ISO, 2006

El Análisis de Inventario del Ciclo de Vida (ICV) es la etapa más demandante de un ACV, ya que implica la obtención de los datos y la información del sistema a evaluar. Comprende los procedimientos de cálculo para cuantificar las entradas y salidas relevantes de un sistema, tomando como referencia la unidad funcional. Uno de los inconvenientes del ICV es que muchos de los datos utilizados pueden ser imprecisos porque provienen de estimaciones y consideraciones (Güereca, 2006).

Para calcular las entradas y salidas de un ICV se requieren datos del sistema y factores de emisión; dependiendo del objetivo y alcance del estudio, así como del tiempo y recursos económicos, se pueden aplicar diferentes tipos de estrategias para conseguir la información. La primera estrategia es la obtención de datos específicos del sistema a evaluar mediante trabajo de campo; la segunda, es la obtención de datos genéricos a través de información reportada en la literatura científica y bases de datos o librerías. En la Tabla 1.6 se muestran los nombres de algunas bases de datos comerciales.

La Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV) implica la asociación de datos del inventario con impactos ambientales específicos (Güereca, 2006). Consta de tres etapas como elementos obligatorios: 1) Selección, en este paso se seleccionan las categorías de impacto y los métodos de caracterización; 2) Clasificación, en esta etapa se asignan los datos del inventario con las diferentes categorías de impacto; y 3) Caracterización, en la cual se realiza el

cálculo del indicador de impacto para cada una de las categorías de impacto seleccionadas, usando factores de caracterización.

Para realizar el EICV, se requiere seleccionar un método de evaluación de impacto, el cual puede desarrollarse o seleccionarse de los ya existentes (Tabla 1.6). Cada uno de los métodos de evaluación debe especificar el factor de caracterización utilizado para cada una de las categorías de impacto.

Algunas de las categorías de impacto reportadas en los diferentes métodos de evaluación son: (1) cambio climático, (2) agotamiento de la capa de ozono, (3) eutrofización, (4) acidificación, (5) material particulado, (6) agotamiento de los recursos naturales, (7) biodiversidad, (8) ecotoxicidad y toxicidad humana, (9) uso de suelo, (10) emisión térmica, (11) ruido, (12) olor, (13) radiación, y (14) calidad del aire (Romero, 2003; Giudice et al., 2006; Cleary, 2009). En la Tabla 1.7 se definen las categorías de impacto del método CML, ya que es el método aplicado en el presente estudio.

Tabla 1.7 Categorías de impacto del método CML creado por la Universidad de Leiden en Holanda en el 2001. *Fuente de los datos: CML, 2018*

Categorías de Impacto	Unidad	Compuestos	Indicador de Impacto
Cambio Climático GWP 100	kg CO ₂ eq	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, HFC, SF ₆ , PFC	Alteración de la temperatura global y perturbación de los fenómenos climáticos
Acidificación	kg SO ₂ eq	NH ₃ , NO _x , SO _x	Aumento de la acidez en el agua y suelos
Eutrofización	kg PO ₄ ³⁻ eq	NH ₃ , NO ₂ , NO _x , P DQO	Aumento de concentraciones de N y P Agotamiento de oxígeno en lagos y aguas costeras
Agotamiento de la capa de ozono	kg CFC-11 eq	CFC, HCFC	Disminución del O ₃ estratosférico
Oxidación fotoquímica	kg etileno eq	CO, SO ₂ , NO _x , COV, CH ₄	Incremento de smog
Toxicidad Humana	kg 1,4-diclorobenceno eq	Metales pesados sustancias	Cáncer, enfermedades respiratorias, efecto no-cancerígeno
Ecotoxicidad Acuática de agua dulce Acuática de agua marina Terrestre	kg 1,4-diclorobenceno eq	Metales pesados sustancias	Pérdida de biodiversidad, extinción de especies
Agotamiento de recursos abióticos Elementos y reservas Combustibles fósiles	Kg antimonio eq MJ	Combustibles fósiles, minerales, metales, agua	Disminución de recursos

En esta etapa del EICV se puede realizar la normalización de los resultados como elementos opcionales, además de la agrupación y la ponderación. Con la normalización se puede determinar qué tan alto o bajo es un valor con respecto a alguna referencia, además permite comparar entre categorías de impacto, eliminando la incompatibilidad de unidades.

En la etapa de interpretación, que es la fase final del procedimiento de ACV, se resumen y discuten los resultados obtenidos en las etapas del ICV y del EICV como base para las conclusiones, recomendaciones y toma de decisiones de acuerdo con el objetivo y alcance definidos (ISO, 2006). Sin embargo, es un proceso que se retroalimenta y se enriquece a medida que se realiza.

1.4 EVALUACIÓN ECONÓMICA

El concepto del valor económico se fundamenta en la economía neoclásica del bienestar social, cuya premisa básica es que el desarrollo de una actividad económica aumenta el bienestar, la utilidad o felicidad de los individuos, y, por ende, el de la sociedad. En un sistema económico el bienestar o la utilidad derivan de un simple acto de consumo (FAO, 2011a).

1.4.1 Economía ambiental

Las economías explotan de forma directa todo tipo de activos naturales, mediante la extracción de materias primas para proveer a las dos funciones económicas básicas que realiza una sociedad, que es la producción y el consumo; por lo tanto, el medio ambiente se vuelve un proveedor de recursos naturales. Las dos principales actividades económicas generan residuos, un porcentaje de éstos son reciclados incorporándose nuevamente al sector productivo y de consumo, pero la mayor cantidad se incorpora nuevamente a la naturaleza (Field y Field, 2003).

Los ecosistemas tienen sus propios productos de desecho; sin embargo, éstos se reciclan para reaparecer como nutrimentos del ecosistema y sostenerlo, muchos de los residuos del sistema económico también se degradan en la naturaleza por la acción de poblaciones degradadoras. A pesar de ello, el ambiente tiene una capacidad de asimilación limitada, que depende fuertemente del tiempo, de la capacidad de degradación de las poblaciones y del tipo de residuos (Pearce, 1985). Si se sobrepasa la cantidad de residuos y la capacidad de la naturaleza para asimilarlos, entonces se genera un flujo negativo, y por lo tanto el deterioro del medio ambiente. La cantidad de desechos aumenta con el crecimiento poblacional y las actividades humanas, en tanto que su control y disposición en el ambiente está relacionado con las políticas públicas y la gestión de los residuos y los recursos naturales.

Pearce (1985) hace mención de la finitud de los recursos, señala que la totalidad de los recursos es escasa en relación con las demandas formuladas para su uso. Los bienes y servicios ambientales renovables y no renovables son agotables, lo cual implica que se terminarán si son consumidos a una tasa mayor a su capacidad natural de renovación.

Bajo este contexto, la economía supone que el mercado constituye la mejor forma de organización social para decidir racionalmente como asignar los recursos escasos ante diferentes alternativas de utilización; precisamente el sistema de precios es el mecanismo central para conectar los planes de compra de los demandantes de bienes y servicios diversos con los planes de producción y venta de los oferentes. Sin embargo, el sistema de precios no incluye los costos por el agotamiento de ecosistemas y recursos naturales, por el deterioro del medio ambiente, ni mucho menos por los valores intrínsecos y de opción de la biodiversidad, degradados o perdidos (INE, 1997).

La economía ambiental pretende encontrar alternativas que hagan posible una mayor actividad industrial y crecimiento económico con una mejor calidad ambiental con la finalidad de alcanzar el crecimiento y desarrollo sostenible de la humanidad (INE, 1996), lo cual está relacionado con actividades económicas eficientes en el uso de recursos y energía, con la reutilización y reciclaje de residuos, con la innovación tecnológica, así como con el uso de instrumentos normativos y económicos; acciones que forman parte de una economía circular (Kalmykova et al., 2018). En la Figura 1.11 se presenta un modelo conceptual de economía circular que integra las principales etapas de las actividades económicas desarrolladas bajo un enfoque sostenible, mostrando los puntos críticos relacionados con minimizar el uso de recursos naturales, el empleo de energías renovables, el uso de eco-diseños y eco-vehículos, la reducción de emisiones y de residuos mediante procesos eficientes y la valorización de los residuos.

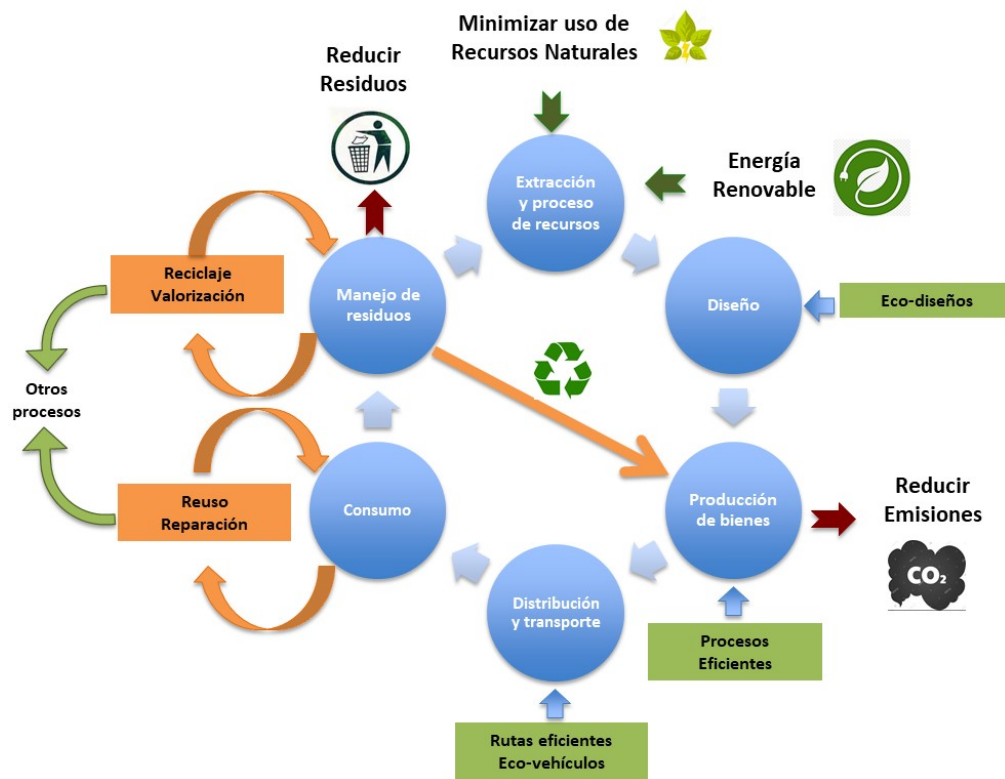


Figura 1.11 Modelo de una economía circular bajo un enfoque sostenible.

En un análisis económico, el concepto de oferta y demanda facilita el estudio de agentes económicos y provee una guía en la formulación de políticas económicas. La demanda de un bien o servicio es la relación multidimensional entre la cantidad consumida y los factores que determinan cuanto se consume, dentro de los cuales se encuentra el precio. De forma gráfica la demanda tiene una pendiente negativa, ya que los consumidores compran menos a mayores precios (Figura 1.12). La oferta es la relación multidimensional entre la cantidad ofrecida y todas sus determinantes, en donde, al igual que la demanda, el precio es el parámetro de movimiento; la curva de la oferta tiene pendiente positiva que representa un aumento en la cantidad ofrecida causada por un aumento en el precio. Los precios en el mercado son determinadas por el equilibrio entre la oferta y la demanda (Call y Holahan, 1985).

En una economía competitiva, un equilibrio de mercado es un óptimo en el sentido de Pareto, ya que no se puede mejorar la asignación realizada sin disminuir el bienestar de algún individuo. Las condiciones para lograr equilibrios óptimos son:

- 1) que las mercancías puedan intercambiarse libremente, transfiriéndose los derechos de propiedad (derechos de propiedad completos);
- 2) que los productores y consumidores sean pequeños en relación con el mercado, y, por ende, no puedan influir en el precio (participantes fragmentados);
- 3) que los productores y consumidores tengan conocimiento completo de los precios actuales y futuros (información completa); y
- 4) que no existan costos en la asignación de las mercancías intercambiadas (cero costos de transacción).

El equilibrio de mercado es el punto donde la curva de oferta y demanda se intersectan, intercambiándose una cantidad de equilibrio Q^* a un precio de equilibrio P^* . El excedente del consumidor representa la ganancia de bienestar en términos monetarios que obtiene el consumidor al adquirir un determinado bien o servicio, la cual representa la diferencia entre lo que un consumidor estaría dispuesto a pagar por una canasta de bienes o servicios y la cantidad que realmente paga. Este excedente es el área entre la curva de demanda y el eje horizontal de P^* ($P_s O P^*$) (Kolstad, 2010; Field y Field, 2003).

En el caso del excedente del productor, éste es la diferencia entre el ingreso recibido por la venta de Q^* unidades de un bien o servicio y el costo de proveerlos $C(Q^*)$, el cual está representado por el área bajo la curva de oferta. El excedente del productor es la diferencia en el área entre la curva de oferta y el eje horizontal de P^* ($P^* O P_i$). El excedente total es la suma de los excedentes del consumidor y el productor, abarcando el área bajo la curva de demanda menos el área bajo la curva de oferta ($P_s O P_i$) (Figura 1.12). El excedente total se maximiza en el equilibrio del mercado, ya que para cualquier cantidad menor o mayor a Q^* , el excedente total es menor.

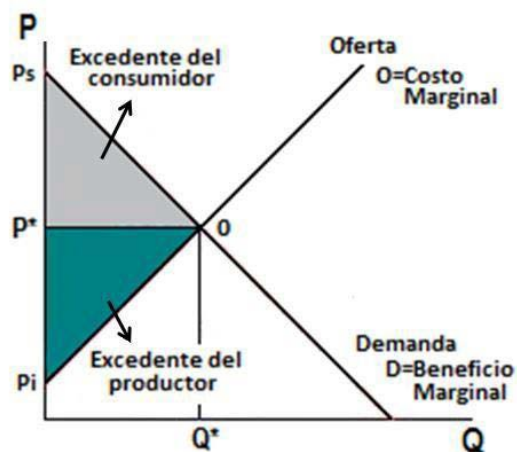


Figura 1.12 El equilibrio del mercado.

Fuente: Kolstad, 2010

1.4.2 Externalidades

Existen bienes en el mercado que producen males como la contaminación, y estos males no están descontados del valor del bien; a esto se le conoce en economía como externalidad (De Gregorio, 2007). Específicamente las externalidades se refieren a los efectos no previstos y no compensados de alguna acción de una persona o una empresa, que afecta a terceros. También, son definidas como costos o beneficios de una decisión que no se incorpora a la comparación de costos y beneficios en el proceso de forma privada de resoluciones (Call y Holahan, 1985). Las externalidades ocurren cuando la decisión de producción o consumo de un agente en la economía, afecta el bienestar de otro agente de forma involuntaria, y la parte afectada no recibe ningún tipo de compensación por parte del agente que generó la externalidad (Piot-Lepetit, 2014).

Existen dos tipos de externalidades: positivas y negativas. Las externalidades positivas son llamadas beneficios mientras que las externalidades negativas son llamados daños o costos externos (Yedla y Park, 2009). En general, las externalidades positivas y negativas pueden estar relacionadas tanto con la producción como con el consumo de las actividades económicas (Yedla y Park, 2009); siempre que hay actividades que generan externalidades la asignación de los recursos que realiza el mercado puede no ser eficiente (Stiglitz, 2000).

Las externalidades pueden ser de dos tipos: tecnológicas o pecuniarias. Las tecnológicas modifican la relación entre la cantidad de recursos usados (entradas) con la cantidad y calidad de salidas físicas; en tanto las pecuniarias, únicamente influyen en la situación financiera del individuo afectado. Las externalidades ambientales son consideradas del tipo tecnológico (Piot-Lepetit, 2014).

Las emisiones, las descargas, los residuos y los procesos de deterioro ecológico se les denomina indistintamente como externalidades negativas, costos externos o costos ambientales. El mercado no distribuye de manera eficiente los recursos al no contemplar el valor del medio ambiente, lo cual se define como uno de los fallos de mercado, y da lugar a que los costos externos en los que se incurren en el proceso de producción, no queden reflejados en los precios finales.

En la literatura se definen los costos ambientales como aquellos relacionados con las actividades preventivas, actividades de restauración de daños ambientales, multas y sanciones. Normalmente, las actividades industriales no incluyen dentro de sus costos el conjunto de los costos ambientales que generan, transfiriendo estos costos a la sociedad en general, a otros agentes económicos y a otras generaciones (INE, 1996).

Las externalidades negativas equivalen a los costos marginales sociales, los cuales son los costos adicionales de la producción de una unidad adicional que no son internalizados ni compensados. Los costos ambientales son incrementales y son asimilables por la naturaleza, lo que implica costos marginales bajos, pero también pueden ser no asimilables cuando se rebasa la capacidad de asimilación de los ecosistemas, generando costos marginales crecientes (Call y Holahan, 1985).

En el óptimo de Pareto se requiere la equivalencia de los productos marginales sociales, pero en un mercado competitivo, sólo se logra la equivalencia de los productos marginales privados (Pearce, 1985). Las externalidades negativas pueden ser representadas en un diagrama de equilibrio de competencia perfecta, en la cual el costo marginal social se encuentra por encima

del costo marginal privado, la diferencia es la externalidad. La eficiencia exige que el costo social marginal sea igual al beneficio marginal de la producción, por lo que el nivel eficiente de producción es menor que el nivel de equilibrio de mercado (Stiglitz, 2000).

El proceso de lograr que los costos externos sean considerados, se le denomina internalización de las externalidades (Call y Holahan, 1985). De acuerdo con algunos autores, la intervención del gobierno con políticas públicas eficientes permite internalizar los costos externos de la contaminación. Pigou (1932) propone como solución internalizar las externalidades, por lo que se requiere compensar a los afectados. Por ello, propone que es necesario la intervención del Estado para resolver problemas con las externalidades. Por otro lado, la internalización de los costos ambientales está ligada con la asignación de derechos de propiedad; de acuerdo con el teorema de Coase (1960), los derechos de propiedad entre los emisores y receptores de la contaminación tienen que estar bien definidos para negociar y alcanzar la eficiencia de mercado.

Otra manera de considerar los costos y beneficios ambientales y sociales generados por la implementación de una tecnología es su adición al análisis costo/beneficio.

1.4.3 Análisis Costo/Beneficio

Los índices más utilizados para calcular la rentabilidad de un proyecto son el valor presente neto (VPN) y la tasa interna de rendimiento (TIR). A pesar de ello, estos índices se aplican principalmente para proyectos de inversión privada. Para proyectos del sector público o gubernamentales se utiliza con mayor frecuencia la relación costo/beneficio (Baca, 2013).

El análisis costo-beneficio (ACB) es muy útil en la toma de decisiones en proyectos de inversión, pero también es una guía para apoyar la toma de decisiones en programas o políticas ambientales. Generalmente, los grandes proyectos son propiedad del Estado y tienen como objetivo principal proveer servicios a la ciudadanía en busca del bienestar público y no de ganancias; incluye proyectos financiados a cualquier nivel gubernamental (Baca, 2013; Blank y Tarquin, 2012).

El ACB cuantifica elementos positivos y negativos de un proyecto para llegar a una cifra que permita decidir sobre la pertinencia de realizar o no dicho proyecto. Con el ACB es imposible obtener un resultado exacto de la rentabilidad económica. La relación C/B normalmente sólo identifica costos privados o públicos, pero también permite evaluar e incluir los costos y beneficios ambientales y sociales del proyecto, más allá del análisis financiero (Gines de Rus, 2008).

El análisis económico de los impactos o beneficios ambientales puede realizarse también por un análisis costo-eficiencia, que consiste en encontrar la manera más eficiente de alcanzar un objetivo ambiental particular, pero este análisis solamente indica que opción es más eficiente, aunque no evalúa si los beneficios esperados justifican los costos (Cristche y Penna, 2008).

1.4.4 Valoración Económica

La valoración económica del medio ambiente constituye una herramienta muy importante para la estimación de los costos netos del agotamiento de los recursos naturales y del deterioro ambiental, así como para estimar los costos y beneficios correspondientes a las medidas de compensación, mitigación, remediación y prevención que los agentes económicos tienen que internalizar en sus decisiones de consumo y producción (INE, 1997). La valoración es una tarea difícil porque los recursos naturales y los procesos ecológicos de los ecosistemas son multiatributos.

Esta herramienta pretende obtener una medición monetaria de la ganancia o pérdida de bienestar o utilidad que una persona, o un determinado colectivo experimentan, es un conjunto de técnicas y métodos que permiten medir las expectativas de beneficios y costos derivados de algunas de las siguientes acciones: a) uso de un activo ambiental; b) realización de una mejora ambiental, y c) generación de un daño ambiental (Linares y Romero, 2010).

El valor del medio ambiente es tema de una gran reflexión filosófica, ya que existen diferentes tipos de valor que pueden ser asignados al medio ambiente, desde el valor instrumental con un enfoque antropocéntrico hasta un enfoque biocéntrico o ecocéntrico. La valoración ambiental está basada en un enfoque antropocéntrico y utilitario, e intenta cuantificar todo lo que contribuye a la satisfacción o bienestar de la humanidad, pero es más que una simple evaluación del valor comercial de los bienes ambientales. El valor económico de un activo ambiental no sólo es un precio, constituye un indicador monetario del valor que tiene para un individuo o conjunto de individuos (Linares y Romero, 2010).

Los bienes ambientales proporcionan distintos servicios a la humanidad los principales tipos son:

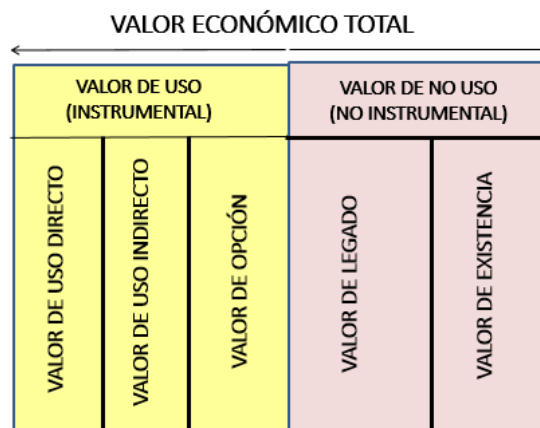
- 1) fuente de recursos productivos,
- 2) sumidero de residuos,
- 3) fuente de utilidad, y
- 4) servicios de soporte a la vida.

Los métodos de valoración económica derivan del valor utilitarista antropocéntrico que clasifica a los bienes y servicios ambientales con base en cómo estos son utilizados. La agregación de los distintos valores marginales por debajo de algún tipo de umbral mínimo es el Valor Económico Total, el cual incluye el tipo de valor que se le da al medio ambiente (Cristeche y Penna, 2008). Los bienes y servicios que presta el medio ambiente (BSA) pueden tener distintos tipos de valor para las personas, los cuales pueden distinguirse entre: valor de uso y valor de no uso, como se muestra en la Tabla 1.8.

El valor de uso se refiere al carácter instrumental que tiene el medio ambiente al proporcionar al hombre cosas útiles y puede subdividirse en: valor de uso directo, valor de uso indirecto y valor de opción. El valor de uso directo está supeditado al aprovechamiento de los recursos naturales y los productos de los procesos ecológicos (valor de uso extractivo), así como a las actividades realizadas en un ecosistema por las cualidades de sus recursos sin la extracción de ninguno de sus componentes (valor de uso no extractivo) (FAO, 2011a).

Tabla 1.8 Tipo de valor de los bienes y servicios que presta el medio ambiente.

Fuente: Cristeche y Penna, 2008



Un valor de uso indirecto se refiere a las funciones de soporte a la vida que proporcionan los ecosistemas, los cuales benefician indirectamente al hombre; tal es el caso de las funciones de captura de carbono, regulación del microclima, ciclos hidrológicos y de nutrientes, control de la erosión del suelo, entre otros. Además de los valores de uso directo e indirecto, existen personas que, aunque no estén utilizando ciertos BSA en la actualidad, prefieren tener abierta la opción de poderlo hacer en el futuro, por ende, su desaparición supone indudablemente una pérdida de bienestar para ellos, mientras que su conservación lo incrementa, a este tipo de valor se le conoce como valor de opción.

Por otro lado, los BSA pueden tener un valor que no está ligado al consumo directo e indirecto, presente o futuro; a este tipo de valor se le conoce como valor de no uso. El valor de no uso puede subdividirse en: valor de existencia y valor de legado. El valor de existencia implica que los BSA tienen un valor por el simple hecho de existir. Mientras que el valor de legado está relacionado con el deseo de preservar los BSA para su disfrute por las generaciones futuras (Kolstad, 2010).

La subdivisión de los diferentes tipos de valor que posee el medio ambiente, también sirve para identificar con mayor facilidad cuales son los individuos o grupos de personas que se ven afectados por algún tipo de variación en la cantidad o en la calidad del bien o del servicio ambiental (Cristeche y Penna, 2008).

Existen metodologías que permiten estimar el valor económico tanto de los daños como de los beneficios ambientales, la forma más sencilla de conocer su valor es a partir del precio de mercado, aplicando métodos de costos de oportunidad, análisis de productividad, valor presente neto o tasas de descuento.

Cuando no existen precios de mercado, la valoración puede realizarse utilizando mercados sustitutos, mercados simulados u otro tipo de mercados. En la Tabla 1.9 se presentan los diferentes métodos de valoración económica que se dividen en métodos de preferencias reveladas o de preferencias expresadas o declaradas por parte de los consumidores

Tabla 1.9 Métodos de valoración económica.

Preferencia Reveladas	Preferencias declaradas	Otros
Costos de viaje Precios Hedónicos Costos de tratamiento Costos evitados Gastos defensivos Función de producción	Valoración contingente Experimentos de elección	Transferencia de beneficios

Entre los métodos más utilizados basados en las preferencias reveladas se encuentran: el modelo de costo de viaje, precios hedónicos, métodos de gasto de reemplazo, método de gastos defensivos, método de costos de tratamiento y el método de la función de producción. Este último se basa en que el bien ambiental forma parte de la función de producción de un bien para el que si existe un mercado. Todos éstos, son métodos indirectos basados en mercados sustitutos.

Uno de los métodos para identificar las preferencias expresadas es el método de valoración contingente (MVC); éste es uno de los métodos más comunes para la valoración económica que determina la disposición a pagar o a ser compensado por parte de los consumidores. (Kolstad, 2010; Field y Field, 2008). También se incluyen los métodos basados en atributos como: el método de experimentos de elección, el cual se basa en la teoría de demanda de características. Ambos métodos generan mercados simulados o hipotéticos para determinar el valor económico del bien o servicio.

Para cada uno de los efectos ambientales cuantificados por ACV se seleccionó el método de valoración económica más adecuado para determinar su valor monetario. En el capítulo 7, se define y justifica cada uno de los métodos seleccionados.

Los diferentes temas desarrollados anteriormente permitieron establecer los principales conceptos y bases teóricas que fundamentan la realización del presente proyecto doctoral, el cual tiene como objetivo cuantificar y valorar económicamente los co-beneficios ambientales del aprovechamiento energético de las excretas porcinas mediante digestión anaerobia. Para cumplir con el objetivo planteado, el estudio se dividió en 3 etapas: 1) caracterización del sistema de digestión anaerobia para la producción de energía, 2) cuantificación de los efectos ambientales por análisis de ciclo de vida y 3) evaluación económica de los co-beneficios ambientales que incluye la valoración económica de los efectos ambientales y la incorporación de los co-beneficios al análisis costo/beneficio. A continuación, se presenta la justificación, hipótesis, objetivos y estrategia general del estudio, así como los capítulos correspondientes a cada una de las etapas.

CAPÍTULO 2 . JUSTIFICACIÓN

La bioenergía es un tipo de energía que cubre un pequeño porcentaje (7.8%) de las energías renovables a nivel mundial (IRENA, 2019, SENER, 2018^a); sin embargo, esta permite aprovechar y valorizar los residuos generados por actividades humanas para la producción de energía y biocombustibles como el biogás, biodiesel y bioetanol. Específicamente, la energía a partir del biogás es un sector que contribuye con el 1.4% de las energías renovables pero que ha presentado un importante crecimiento en los últimos años.

El biogás se produce por digestión anaerobia a partir de materiales orgánicos como los residuos pecuarios y puede aprovecharse para producir calor y energía eléctrica. A pesar de que el biogás es considerado una fuente de energía renovable, representa un gran reto en cuanto a la gestión y el manejo de los residuos, ya que el metano – principal componente del biogás – tiene efectos ambientales y en la salud humana debido a que es parte de los gases de efecto invernadero y de los contaminantes climáticos de vida corta responsables del calentamiento global.

La digestión anaerobia es considerada una tecnología limpia y amigable con el medio ambiente, sus efectos ambientales han sido reportados en diversos artículos (Nayal, et al., 2016; Scarlat et al., 2018). La energía generada a partir del biogás es el principal beneficio económico de estos sistemas, sin embargo, también genera importantes beneficios ambientales y sociales, los cuales son llamados co-beneficios. Los co-beneficios son efectos adicionales a los beneficios principales, y en la mayoría de los casos son beneficios climáticos (OECD, 2003; IRRIMEXICO, 2015); algunos otros son: reducción de la aplicación de fertilizantes inorgánicos, reducción de la contaminación de cuerpos de agua, reducción de olores y disminución de enfermedades (Masse et al., 2011; Garfi et al., 2012; Hristov et al., 2013; Surendra et al., 2014; Garfi et al., 2016; Kinyua et al., 2016; Yasar et al., 2017; Mittal et al., 2018).

Los co-beneficios no son considerados en los análisis económicos porque no son prioridad, debido a que no tienen un valor monetario que pueda representar un ingreso o un ahorro económico, sin embargo, son tan importantes como los beneficios que sí tienen un precio en el mercado. Varios estudios mencionan que la economía es el factor clave más importante en el sector biogás y energía; no obstante, la incorporación económica de los co-beneficios ambientales será de gran importancia para poder decidir sobre la viabilidad económica y adopción de la tecnología (OECD, 2003; Zaks et al., 2011; Scarlat et al., 2018).

Así mismo, la incorporación de los co-beneficios en los análisis económicos será de gran importancia para generar elementos que complementen y apoyen la toma de decisiones con una visión integral, que no sólo considere los aspectos económicos sino también los ambientales y sociales. Estos elementos complementarios favorecen la justificación de medidas destinadas a impactar en el diseño de políticas públicas (OECD, 2003); tienen un gran potencial como herramienta de análisis para enfrentar la problemática relacionada con el medio ambiente, la salud pública, la pobreza, y la desigualdad. El análisis de co-beneficios es un puente que permitirá alinear objetivos ambientales y sociales con crecimiento económico, bajo una estrategia de desarrollo sostenible (Yedla y Park, 2009).

Los co-beneficios ambientales de los procesos de producción de biogás y energía son mencionados e identificados claramente en los artículos científicos y documentos oficiales; sin embargo, muy pocas investigaciones los cuantifican y monetizan para generar procesos evaluados ambiental y económicamente. Existen pocos estudios relacionados, por una parte, con la cuantificación y valoración económica de los co-beneficios ambientales (Yiridoe et al., 2009) y, por otra, que muestren su efecto sobre la rentabilidad del proceso (Xu et al., 2018).

La evaluación de los co-beneficios presenta barreras metodológicas para cuantificarlos y valorarlos económicamente. No obstante, existen metodologías desarrolladas para cuantificar los impactos y beneficios ambientales, las cuales difieren en la forma de identificación, medición e interpretación de los impactos. El análisis de ciclo de vida (ACV) es una opción metodológica objetiva que permite determinar los efectos ambientales de manera sistematizada y estandarizada.

Existen investigaciones que evalúan el perfil ambiental de los sistemas de digestión anaerobia de excretas porcinas aplicando ACV con diferentes objetivos. Los estudios que se enfocan en la producción de biogás y energía son evaluados principalmente en plantas comerciales a gran escala, instalados en países desarrollados (Prapasongsa et al., 2010; De Vries et al., 2012a; De Vries et al., 2012b; Lijo et al., 2014; Fusi et al 2016; Ertem et al., 2016; Style et al 2016; Van Stappen et al., 2016; Yasar et al., 2017). En menor cantidad, se han publicado estudios en digestores pequeños instalados en zonas rurales, principalmente en países en vías de desarrollo (Chen et al., 2012; Vu et al., 2015). Pocos estudios reportan escalas intermedias, como los sistemas instalados en granjas pecuarias en México. Los estudios de ACV en procesos instalados en el país permitirá generar información sobre factores de emisión e inventarios de ciclo de vida nacionales.

Los métodos de valoración económica son una opción para determinar el valor monetario de los impactos y beneficios ambientales medidos por ACV. La valoración económica del medio ambiente es compleja, pero constituye una herramienta muy importante para la estimación de los costos del agotamiento de los recursos naturales y del deterioro ambiental (INE, 1997). Varios estudios reportan la valoración económica de los efectos ambientales sobre cambio climático (Dong et al., 2019) y eutrofización (Hanley et al., 2006; Del Saz-Salazar et al., 2009; Kosenius, 2010), sin embargo, no son específicos para procesos de producción de biogás y energía, además de evaluar de manera independiente la pérdida de algunas de las funciones que ofrece el recurso natural.

La evaluación de los efectos ambientales por ACV y su monetización mediante métodos de valoración económica es una estrategia metodológica poco aplicada pero útil que permitirá obtener un perfil ambiental y económico de un proceso (Wang et al., 2014). La integración de ambas metodologías proporcionará análisis complementarios que ofrece una evaluación integral, representando diferentes retos como la valoración económica de impactos potenciales a lo largo del ciclo de vida y en los diferentes puntos de la cadena de impactos (Pizzol et al., 2015). Estas herramientas se han aplicado para el sector transporte y residuos sólidos urbanos (Martinez-Sanchez et al., 2015, Nieto, 2014); sin embargo, para los sistemas de producción de biogás y energía de las excretas porcinas no se encontraron estudios que reporten el uso de ACV y la monetización de los impactos y beneficios ambientales.

CAPÍTULO 3 . HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

3.1 HIPÓTESIS

La digestión anaerobia de las excretas porcinas produce importantes co-beneficios ambientales que, sumado a los beneficios económicos por la producción de energía eléctrica a partir del biogás, permitirá generar sistemas ambientalmente rentables. Lo anterior, contribuirá a sustentar económica y ambientalmente la inversión, desarrollo e implementación de la digestión anaerobia para la producción de energía como una estrategia para reducir la contaminación ambiental y la mitigación del cambio climático a través de la generación de energías renovables.

3.2 OBJETIVOS

3.2.1 General

Cuantificar y valorar económicamente los co-beneficios ambientales del aprovechamiento energético del biogás producido a partir de la digestión anaerobia de excretas porcinas, para contribuir al desarrollo de estrategias que permitan reducir la contaminación ambiental y mitigar el cambio climático a través de la producción de energías renovables.

3.2.2 Específicos

1. Caracterizar un proceso de producción de biogás y energía a partir de la digestión anaerobia de excretas porcinas, para obtener información técnica y económica que permita cuantificar y monetizar los efectos ambientales y estimar los co-beneficios del proceso.
2. Cuantificar los efectos ambientales del aprovechamiento energético del biogás producido por la digestión anaerobia de excretas porcinas, a través de un análisis de ciclo de vida, para determinar su perfil ambiental desde la generación del residuo hasta el uso del biogás producido.
3. Determinar el valor económico de los efectos ambientales cuantificados en el análisis de ciclo de vida, mediante métodos de valoración económica.
4. Estimar los co-beneficios ambientales del aprovechamiento energético de las excretas porcinas mediante la integración del análisis de ciclo de vida y los métodos de valoración económica como herramientas metodológicas para cuantificar y monetizar los efectos ambientales del proceso de producción de biogás y energía.
5. Incorporar los co-beneficios ambientales al análisis costo/ beneficio para determinar la rentabilidad económica y ambiental del proceso.

CAPÍTULO 4 . ESTRATEGIA GENERAL DE INVESTIGACIÓN

Para cumplir con los objetivos planteados, se estableció una estrategia de investigación dividida en tres etapas consecutivas (Figura 4.1). Cada una de las etapas se desarrolló en capítulos independientes (5 al 7), en los que se incluye la metodología, resultados, discusión y conclusiones específicas de cada capítulo.

En la primera etapa, se seleccionó una granja con un sistema de digestión anaerobia en operación para la producción de energía; ésta representa las condiciones en las que operan las granjas porcícolas en México que tratan sus residuos por digestión anaerobia. La caracterización del proceso incluyó la obtención de información técnica, energética y económica, así como la generación de datos de proceso mediante monitoreo en campo y la cuantificación de parámetros analizados en laboratorio para la obtención del balance de materia y energía y la estimación de los flujos másicos y energéticos. Esta primera etapa se desarrolla en el Capítulo 5.

Los datos generados en la etapa de caracterización fueron los insumos para llevar a cabo la cuantificación de los efectos ambientales, aplicando la metodología estandarizada de análisis de ciclo de vida. El análisis se realizó en dos sistemas con producción de biogás y energía, un sistema de quema de biogás y otro sistema del manejo convencional de las excretas; estos sistemas representan de manera general las condiciones del manejo y tratamiento de las excretas porcinas en México. Los sistemas no caracterizados fueron estimados con los parámetros de operación del proceso caracterizado en la etapa anterior. Se determinaron los perfiles ambientales desde la generación del residuo hasta el uso del biogás y de los subproductos de la digestión para producir composta y agua tratada. Estas actividades corresponden a la etapa II de la investigación sobre la evaluación ambiental de los sistemas propuestos, el análisis se presenta en el Capítulo 6

En la última etapa, los efectos ambientales cuantificados por análisis de ciclo de vida fueron monetizados aplicando métodos de valoración económica. Los efectos ambientales monetizados fueron utilizados para estimar los co-beneficios ambientales que generan los sistemas de digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, en comparación con el sistema del manejo convencional como referencia. Para determinar el efecto de los co-beneficios en la rentabilidad de los procesos, se realizó un análisis económico convencional considerando como principal beneficio económico la producción de energía eléctrica para autoconsumo y venta de excedentes. Los co-beneficios ambientales fueron incorporados al análisis costo/beneficio para determinar la nueva rentabilidad económica y ambiental de los sistemas. Estas actividades corresponden a la etapa de evaluación económica del estudio, la valoración económica de los efectos ambientales se describe en el Capítulo 7 y la estimación de los co-beneficios y su incorporación al ACB se presenta en el Capítulo 8.

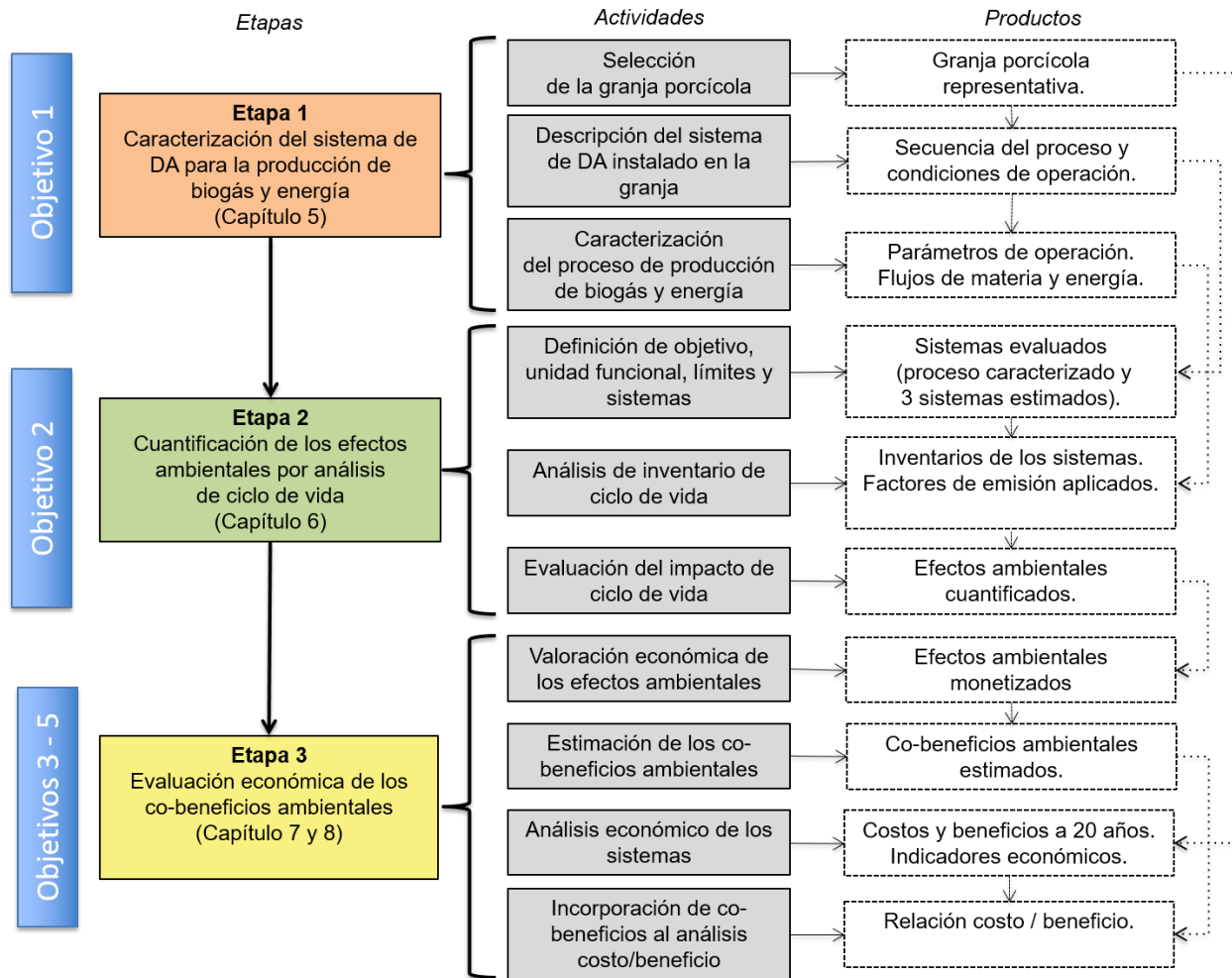


Figura 4.1 Estrategia general de investigación. En los recuadros de color se presentan las 3 etapas que conforman la investigación, representando las actividades generales que permiten cumplir con los objetivos específicos indicados en los recuadros azules. En los cuadros grises, se presentan las actividades particulares de cada etapa y los recuadros blancos muestran el producto que se obtiene de cada actividad. Las flechas punteadas representan la conexión que existe entre los productos.

CAPÍTULO 5 . CARACTERIZACIÓN DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA DE EXCRETAS PORCINAS

En el presente capítulo se desarrolla la primera etapa de la investigación que corresponde a la selección de la granja, la descripción y la caracterización del proceso de producción de biogás y energía en el sistema de digestión anaerobia instalado en la granja,

Las actividades desarrolladas en esta etapa tienen como finalidad la obtención de información técnica, energética y económica a detalle del proceso de producción de biogás y energía ejemplificando las condiciones en las que operan las granjas porcícolas en México que tratan sus residuos por digestión anaerobia. Los datos generados en esta etapa son los insumos para llevar a cabo la cuantificación de los efectos ambientales por ACV (Capítulo 6) y su valoración económica para la estimación de los co-beneficios ambientales (Capítulo 7).

5.1 METODOLOGÍA

A continuación, se describen los criterios utilizados para la selección de una granja con un sistema de digestión anaerobia en operación para el tratamiento de las excretas; se presenta la descripción del sistema definiendo la secuencia del proceso y las condiciones en las que opera. Así mismo se presenta la caracterización del proceso mediante monitoreo en campo y la cuantificación de parámetros analizados en laboratorio, para la obtención del balance de materia y energía y la estimación de los flujos másicos y energéticos.

5.1.1 Criterios de selección de la granja

La fase de selección de la granja se realizó con apoyo de la Gerencia Regional de Agronegocios del Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO) de la Secretaría de Agricultura y, Desarrollo Rural (SADER), así como por la revisión de documentos oficiales sobre el manejo de estiércol para la captura de metano aplicando tecnologías de biodigestión anaerobia en México.

Los sistemas de digestión anaerobia instalados en granjas pecuarias del país se dividen en tres grupos que dependen del tamaño de la granja o el número de animales, así como por el tipo de biodigestor utilizado para el tratamiento de las excretas. El primer grupo es del sector doméstico con digestores menores a 25 m³, el segundo al sector productivo entre 25 y 1000 m³, y el tercer grupo, corresponde al sector industrial con digestores mayores a 1000 m³. Se reporta que los sistemas del sector industrial son los que tienen mayor viabilidad técnica y factibilidad económica para el aprovechamiento energético del biogás (IRRIMEXICO, 2015). Del total de los sistemas georeferenciados en México (Figura 1.8), el 95% se encuentran instalados en granjas porcícolas. Considerando lo anteriormente mencionado, en el presente estudio se seleccionó una granja porcícola con un sistema de digestión anaerobia del sector industrial.

Además de los criterios anteriores, la selección de la granja se llevó a cabo mediante la identificación de los agronegocios con biodigestores en operación que estuvieran en la disponibilidad de proporcionar información técnica y económica del tratamiento de las excretas. Otros criterios que también se utilizaron para la selección de la granja fueron los siguientes:

- Sitio con la instalación y operación del sistema de biodigestión. La obtención de información en un sistema en operación fue importante para aumentar la certidumbre del análisis ambiental y económico.
- Disponibilidad de información técnica. La obtención de una mayor cantidad de información del proceso fue de gran importancia para determinar los flujos másicos y energéticos necesarios para el análisis ambiental.
- Disponibilidad de información económica. La obtención de la información económica fue necesaria para estimar los costos y beneficios económicos para la determinación de la rentabilidad del proceso.
- Disposición del propietario del agronegocio para participar en la investigación. La disponibilidad del propietario de la granja fue indispensable para garantizar el acceso al sitio y llevar a cabo el monitoreo y toma de muestras, así como obtener la información técnica y económica en tiempo y forma.
- Cercanía a la Ciudad de México. La cercanía de la granja a la Ciudad de México facilitó el trabajo en campo y evitó costos excesivos de viáticos.
- Seguridad en la zona. Considerando que en México existen graves problemas de inseguridad, fue importante seleccionar una granja ubicada en una zona segura.

5.1.2 Visitas a la granja

Se realizaron 3 visitas de muestreo a la granja, durante el 1er muestreo, realizado el 12 de julio del 2016, se llevó a cabo el monitoreo en campo y toma de muestras para análisis de parámetros en laboratorio. En el 2do muestreo, realizado el 29 de noviembre del 2016, únicamente se realizó toma de muestras. El 2 de mayo de 2017, se realizó un 3er muestreo, el cual comprendió la toma de algunas muestras y obtención de información energética.

En el segundo muestreo, el biodigestor 1, la segunda laguna de sedimentación y el primer tanque de aireación, estaban fuera de operación por mantenimiento. El generador 1 no estaba en la granja, ya que estaba en reparación y mantenimiento, por lo que todo el sistema de generación de energía estaba detenido. Por ello, la mayor parte del biogás generado en el segundo biodigestor era enviado al quemador para su eliminación. Durante el tercer muestreo, ambos biodigestores estaban fuera de operación por mantenimiento y los dos generadores se encontraban en servicio de compostura fuera de la granja.

5.1.3 Puntos de monitoreo y muestreo

Durante los muestreos en campo se tomaron muestras sólidas, líquidas y gaseosas. En la Tabla 5.1 se describen los recipientes utilizados para tomar las muestras, así como las cantidades obtenidas para cada una de ellas.

Tabla 5.1 Características de la recolección de muestras.

Tipo de muestra	Recipiente	Cantidad de muestra
Sólida	Contenedor de plástico de 1 L	1 kg
Líquida	Botellas de plástico PET de capacidad de 1 y 1.5 L	500 ml
Gas	Bolsas de plástico de 1m ³	0.5 m ³

Las muestras fueron obtenidas en diferentes puntos de las principales etapas del proceso, en la Tabla 5.2 se enlistan los puntos de muestreo. En el diagrama A1 del anexo A, se muestra un resumen fotográfico del monitoreo y la toma de muestras de los puntos de muestreo. Para las muestras líquidas, se utilizó una cubeta de plástico para tomar una cantidad aproximada de 10 L de muestra, posteriormente, se procedió a homogenizar y transferir aproximadamente 500 ml de muestra al recipiente respectivo.

Tabla 5.2 Puntos de muestreo en las unidades del proceso de digestión anaerobia de las excretas de cerdo para la producción de energía.

Muestra	Unidades de Proceso	Punto de Muestreo	Tipo de muestra
Excretas líquidas diluidas	Descarga de la Granja	Canal de Excretas	líquida
	Almacenamiento	Cárcamo/bombeo	líquida
Efluentes líquidos de los biodigestores	Biodigestor 1	Cárcamo de salida	líquida
	Biodigestor 2	Cárcamo de salida	líquida
Efluentes de lagunas de sedimentación	Laguna de Sedimentación 1	Cárcamo de entrada	líquida
	Laguna de Sedimentación 2	Entrada	líquida
Efluentes de tanques de aireación	Tanque de Aireación 1	Directo del tanque	líquida
	Tanque de Aireación 2	Directo del tanque	líquida
	Tanque de Aireación 3	Directo del tanque	líquida
	Tanque de Aireación 4	Directo del tanque	líquida
Efluentes del humedal	Humedal	Cárcamo de salida	líquida
Excretas sólidas	Pila de almacenamiento	Diferentes puntos	sólida
Composta	Pila	Diferentes puntos	sólida
Digestato	Plancha de secado	Diferentes puntos	sólida
Biogás	Generador 1	Tubería entrada	gas
	Generador 2	Tubería entrada	gas

Las muestras sólidas de excretas, composta y digestato, fueron tomadas respectivamente en diferentes puntos de la pila de almacenamiento, de compostaje o plancha de concreto para conformar una muestra compuesta de un kilogramo. Las muestras de gas fueron obtenidas directamente de la tubería que conduce el biogás a los generadores, para lo cual se conectó un tubo muestreador a la válvula de emergencia.

Todas las muestras fueron etiquetadas con el nombre de la etapa del proceso. Al finalizar, las muestras fueron transportadas al laboratorio del Colegio de Posgraduados Campus Montecillos para su análisis; las muestras líquidas y sólidas fueron almacenadas en refrigeración a 4°C hasta su análisis.

5.1.4 Monitoreo en campo

El monitoreo en campo se realizó únicamente durante la 1er visita a la granja. Las mediciones en campo se realizaron en los puntos de muestreo de las muestras líquidas, cuantificando nueve parámetros con un analizador de campo de calidad del agua marca Horiba® serie U-52. El equipo cuantifica al mismo tiempo pH, Potencial REDOX (mV), temperatura (°C), conductividad (Ms/cm), turbidez (ppm), oxígeno disuelto (mg/L), sólidos totales disueltos (g/L) y salinidad (%).

5.1.5 Parámetros analizados en laboratorio y métodos analíticos

Para el análisis en laboratorio, las muestras líquidas, sólidas y gaseosas fueron sometidas a diferentes análisis; en la Tabla 5.3, se enlistan los parámetros analíticos cuantificados y los métodos analíticos utilizados.

El análisis de carbono y nitrógeno total se realizaron en el Laboratorio de Ecología de Suelos de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C. (IPICYT); las mediciones de DQO se realizaron en el Laboratorio de Electroquímica de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa; y el resto de los análisis, fueron realizados en el Laboratorio de microbiología ruminal del Colegio de Posgraduados, Campus Montecillos. Los métodos analíticos utilizados se describen a continuación.

Tabla 5.3 Parámetros analizados en laboratorio.

Tipo de Muestra	Análisis	Método Analítico
Líquidas	Demanda Química de Oxígeno ¹ Sólidos Totales ² Sólidos Volátiles Totales ² pH	Oxidación con K ₂ Cr ₂ O ₇ Gravimetría Gravimetría Potenciometrico
Sólidas	Humedad Materia Orgánica Cenizas Carbono Total Nitrógeno Total pH	Gravimetría Gravimetría Gravimetría Combustión/CG Combustión/CG Potenciométrico
Biogás	Composición	Cromatografía de gases

¹NMX-AA-030-SCFI-2001; ²NMX-AA-034-SCFI-2001

Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO se analizó con base en el método establecido en la Norma Mexicana NMX-AA-030-SCFI-2001 para la determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. La técnica se basa en la oxidación de los compuestos orgánicos e inorgánicos con un exceso de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) para la determinación por espectrofotometría del dicromato no reducido. Se calcula la cantidad de dicromato consumido para determinar la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente.

Se colocan 1.5 ml de disolución de digestión de dicromato de potasio en los tubos de reacción, se adiciona cuidadosamente 2.5 ml de muestra, se cierran herméticamente los tubos, se invierten varias veces para homogenizar, y se destapan para liberar la presión. Se añade lentamente 3.5 ml de la disolución de ácido sulfúrico-sulfato de plata. Se colocan los tubos cerrados en el digestor a 105°C durante 2 h, y finalmente se mide la absorbancia en el espectrofotómetro a 620 nm.

Sólidos totales y sólidos volátiles totales

La determinación de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles totales (SVT) se realizó con base en la Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001, que establece el método de prueba para la determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. La determinación se realiza mediante método gravimétrico por la diferencia de peso, debido a la pérdida del contenido de agua a temperatura de 95° y a la pérdida de materia orgánica a temperatura de 550°C. La cuantificación de sólidos totales se realiza colocando 100 ml de muestra en una cápsula de porcelana a peso constante, la muestra se coloca a 95°C en la estufa durante 24 h, el contenido de sólidos se determina considerando la pérdida de peso. Para la determinación de sólidos volátiles totales, la cápsula con la muestra seca se coloca en la mufla a 550°C durante 20 min, después se transfiere a la estufa a 95°C durante 20 min, y finalmente se coloca en el desecador durante 24 h, los SVT son calculados por pérdida de peso.

Humedad

El contenido de humedad se calcula mediante la pérdida de peso de la muestra a 95°C durante 24 h. Se coloca una cantidad de 2 gr de muestra sólida en una cápsula de porcelana a peso constante, y se aplica el mismo procedimiento descrito en el análisis de sólidos totales.

Materia orgánica y cenizas

La cuantificación de materia orgánica y cenizas se calcula tomando como base la pérdida de peso de la muestra seca a 550°C, se aplica el mismo procedimiento descrito anteriormente para el análisis de sólidos volátiles totales.

Carbono y nitrógeno total

La determinación de carbono y nitrógeno total se llevó a cabo en un analizador elemental Costech ECS 4010. Utilizando helio como gas acarreador, a una temperatura de combustión de 1700°C.

Composición de biogás

La composición del biogás (CH_4 y CO_2) se determinó por cromatografía de gases, utilizando un equipo Perkin Elmer modelo Clarus 500, con un detector de conductividad térmica y una columna empacada con Porapak Q malla 80/100. Las condiciones de operación fueron las siguientes: inyector 80°C , horno 170°C , detector 130°C con un tiempo de corrida de 2 min y tiempos de retención para CH_4 de 0.6 min, y para CO_2 de 0.9 min. El análisis de H_2S se determinó mediante un analizador portátil Optima 7 biogás (MRU® Air emission monitoring systems, Germany).

5.1.6 Datos meteorológicos

Los registros de temperatura ambiental media durante 2015 y 2016 se obtuvieron de la página web www.meteored.mx de la estación meteorológica ubicada en el aeropuerto Internacional Hermanos Serdán de Puebla, que se encuentra a 10 km de la granja (Tabla A1 Anexo A).

5.1.7 Cálculos y estimaciones

Para estimar el consumo de energía eléctrica durante el tratamiento de las excretas se obtuvo información en los puntos del proceso donde se consume la energía. Se recabaron datos sobre el tipo de equipo utilizado, la potencia, tiempo y frecuencia en la que operan los equipos, así como los flujos máscicos generados. Con los datos recabados, se estimó la potencia en kW y el consumo de energía en kWh por el tratamiento de los residuos. En la Tabla A2 del anexo A, se muestran los datos recabados en cada punto y las estimaciones realizadas.

Durante la caracterización del proceso no fue posible medir en campo los flujos volumétricos del biogás producido en los biodigestores. Por tal motivo, tanto la cantidad de biogás como la cantidad de energía generada, fueron estimados a partir de los registros del consumo mensual de la CFE durante los años 2015 y 2016, considerando las condiciones de operación de los biodigestores en ese periodo de tiempo.

Para obtener información sobre el consumo de energía en la granja, se revisaron los recibos de consumo de electricidad de 2015 y 2016, en la Tabla A3 del anexo A se presentan los registros del consumo mensual. En el mes de diciembre del 2016, los dos biodigestores se encontraban fuera de operación por mantenimiento, lo que indica que el registro de diciembre representa el consumo de energía de la granja de la red de CFE sin el consumo de energía de la generación de energía a partir del biogás. Para realizar las estimaciones mensuales de generación de energía a partir del biogás se tomaron las siguientes consideraciones:

- El registro de la CFE del mes de diciembre de 2016 es la energía consumida sin la operación de los digestores (ECSOD), lo cual significa la energía consumida únicamente en el manejo de los criaderos (ECC), por lo que se puede representar por la energía consumida en la granja sin la energía generada a partir del biogás (ECG(SEB)) menos la energía consumida por el tratamiento de los residuos (ECTR).

$$ECSOD = ECC = ECG(SEB) - ECTR = 49,047 \text{ kWh} \dots\dots\dots Ec (1)$$

- Si conocemos la energía consumida por el tratamiento de los residuos (ECTR), estimada en la Tabla A5, de 7090 kWh/mes, entonces se puede calcular el consumo total de la granja sin la reducción de la energía proveniente del biogás (ECG(SEB)).

$$ECG(SEB) = ECC + ECTR = 49,047 + 7,090 = 56,137 \dots\dots\dots Ec (2)$$

- Los registros de la CFE mostrados en la Tabla A6 durante el 2015 y el 2016, son los consumos de energía de la granja con la operación normal de los digestores (ECCOD), lo que significa la energía consumida en la granja incluyendo el proceso para el tratamiento de los residuos y la transformación del biogás a energía eléctrica para consumo interno (ECG(EB)); esto a su vez, es igual al consumo de energía en los criaderos (ECC) más el consumo por el tratamiento de los residuos (ECTR) menos la energía generada por la producción del biogás (EB).

$$ECCOD = ECG(EB) = ECC + ECTR - EB \dots\dots\dots Ec (3)$$

- Tomando en consideración la ecuación anterior (Ec 3), la producción de energía a partir de biogás (EB) se puede despejar y sustituir la ECC y la ECTR por la ECG(SEB) (ver Ec 2). La energía a partir del biogás EB es igual a la diferencia de la energía consumida sin la reducción de la energía por biogás (ECG(SEB)) calculada en la ecuación 2 menos la energía consumida en la granja (ECG(EB)) que se registra mensualmente.

$$EB = (ECC + ECTR) - ECCOD \dots\dots\dots Ec (4)$$

$$EB = ECG(SEB) - ECG(EB) \dots\dots\dots Ec (5)$$

Los valores mensuales estimados de la cantidad de energía generada se presentan en la Tabla A4 del Anexo A. Con esta información, se estimó la cantidad de biogás producido mensualmente en los biodigestores. La cantidad de biogás se estimó tomando en consideración la eficiencia de los generadores de 1 kWh/m³ de biogás reportado por el propietario de la granja.

Durante el proceso, un porcentaje del biogás se quema debido a dos factores principales: (1) a la reducción del consumo de energía, debido a que la transformación del biogás a energía eléctrica está limitada por el consumo interno en la granja, y (2) al aumento de presión del sistema por la producción excesiva de biogás en respuesta a diferentes factores como incremento de la temperatura ambiental o aumento de la agitación por bombeo en los digestores.

Con base en la información proporcionada por el propietario de la granja se consideró que el 10% del total del biogás producido mensualmente se quema. Este porcentaje es similar al reportado por Vu et al. (2015b), quienes consideran que se quema entre el 5 y 10% del biogás producido en lagunas anaerobias. Sin embargo, durante los meses de mayo a octubre del 2016 se estimó un porcentaje promedio de 50% debido a fallas operativas y a la descompostura de los generadores. La cantidad de biogás quemado durante el 2015 y 2016 se muestra en la Tabla A4 del Anexo A.

Normalmente, durante el proceso de digestión anaerobia existen emisiones de biogás a la atmosfera que se liberan de manera no intencional principalmente por pequeñas fugas en los liners que cubren las lagunas anaerobias, se reporta en la literatura entre el 5 y 10% del total producido (Vu et al., 2015b). En el presente estudio, se consideró un 5% de fugas no

intencionales. También se consideró un 10% de pérdidas de biogás durante la descarga del digestato y el efluente líquido de los biodigestores, dicho porcentaje ha sido reportado en algunos artículos científicos (UNFCCC/ CCNUCC, 2012; Rodríguez-Verde et al., 2014).

La cantidad total de biogás producido en los biodigestores se calculó considerando el biogás que se transforma a electricidad, el biogás quemado, el biogás liberado con el digestato y el efluente líquido, y el biogás liberado no intencionalmente.

5.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.2.1 Selección de la granja porcícola

Con base en los criterios mencionados en el apartado 5.1.1, y con la información relacionada con la ubicación de las granjas que operan digestores en el país (Figura 1.8), se seleccionó la Granja Porcícola “Topoyanes”, la cual se encuentra ubicada en el poblado de Santa María Zacatepec en el Estado de Puebla, en la figura 5.1. se muestra la ubicación. La granja pertenece a una empresa fundada en 1985, con un hato de 5000 cabezas de ganado en promedio, considerada como una granja mediana; el agronegocio está integrado por la granja para la cría y engorda de ganado porcino, y el rastro-obrador para la comercialización de carne TIF.

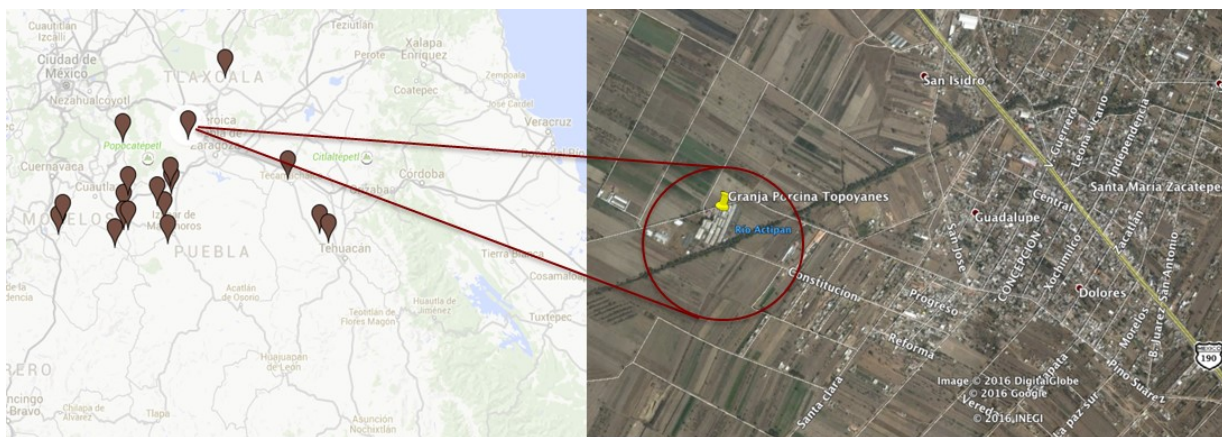


Figura 5.1 Ubicación de la granja porcícola seleccionada.

La granja porcícola seleccionada trata las excretas de los cerdos en un sistema de digestión anaerobia aprovechando el biogás para la generación de energía eléctrica, la cual es utilizada únicamente para autoconsumo. El sistema de digestión fue instalado en el año 2004 como parte de las acciones promovidas por la SAGARPA (actualmente SADER) a través de FIRCO sobre “fuentes alternativas de la energía, para procesos productivos en el sector agropecuario”; dichas acciones anteceden al programa actual en el cual se promueve la eficiencia energética en el sector. A continuación, se describe el proceso para el tratamiento de las excretas instalado en la granja porcícola seleccionada.

5.2.2 Descripción del sistema de digestión anaerobia para la producción de biogás y energía

El tratamiento de las excretas de cerdo se lleva a cabo mediante un proceso integral para su completa valorización desde la generación de energía eléctrica hasta la producción de composta y agua para riego como subproductos. El proceso se dividió en 4 subprocesos, los cuales están integrados por proceso unitarios específicos (Figura 5.2), la descripción detallada de cada uno de ellos se presenta a continuación:

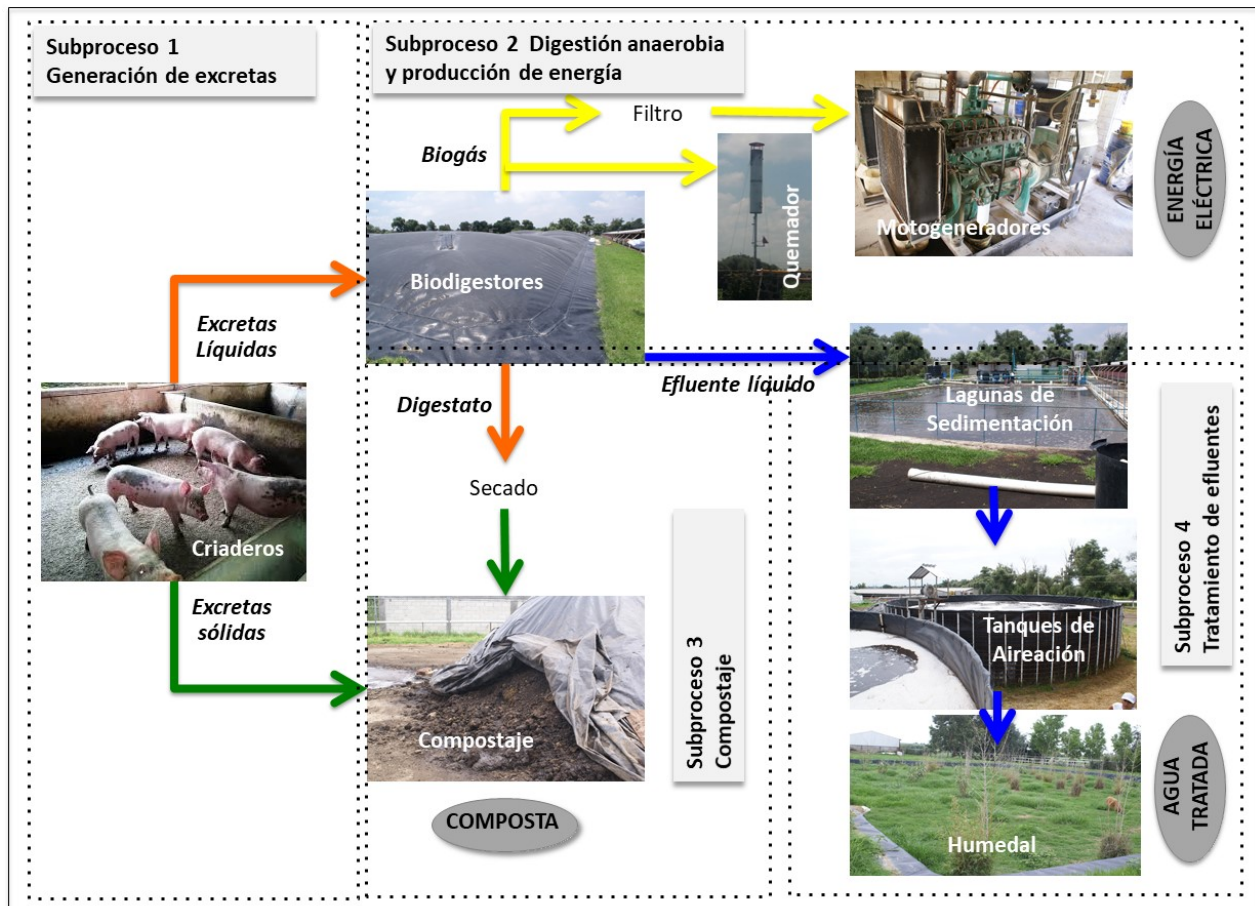


Figura 5.2 Descripción del sistema de digestión anaerobia de excretas de cerdo para la producción de biogás y energía por digestión anaerobia en la granja porcícola seleccionada.

Subproceso 1. Generación de excretas

Los animales son criados en cuatro grupos dependiendo de la etapa de crecimiento y peso de los animales: maternidad, destete (10 a 50 kg), crecimiento (50 a 100 kg), y finalización (100 hasta 200 kg). Con base en información proporcionada por el propietario de la granja el alimento que consumen los animales está compuesto por granos de salvado de trigo, soya y canola, aceite crudo de soya, aminoácidos, ortofosfatos, carbonato de calcio, sal, vitaminas y minerales.

El proceso inicia en los criaderos en donde son generadas las excretas. Las excretas porcinas son la mezcla de los residuos o desechos sólidos de los cerdos, también conocidas como heces, material fecal, cerdaza o estiércol (Arellano et al., 2014), y de los residuos líquidos u orina. Son denominadas de forma genérica “excretas” porque en los criaderos no es posible su separación. De acuerdo a su forma física, y en función de la forma en las que son removidas de los criaderos, se pueden clasificar en excretas sólidas y excretas líquidas: las excretas sólidas son las más abundantes, son de forma pastosa compuestas de excretas frescas y sin mucha presencia de orina; las excretas líquidas tienen menor contenido de excretas sólidas y se mezclan con el agua de lavado, estas también son conocidas como purines o aguas residuales (Domínguez-Araujo et al., 2014).

En el presente estudio las excretas también se dividieron en excretas sólidas y excretas líquidas. Las excretas sólidas son raspadas diariamente de los pisos de los criaderos para enviarlas al proceso de compostaje. Las excretas líquidas son removidas mediante el lavado de los pisos con agua corriente utilizando hidrolavadoras; las excretas lavadas, son vertidas a un canal y se depositan y almacenan en cárcamos. Durante el almacenamiento, se forman grandes capas de sólidos que son removidos y enviados al proceso de compostaje, las excretas líquidas diluidas son bombeadas a los biodigestores.

Subproceso 2. Digestión anaerobia y producción de energía

El proceso de digestión anaerobia se realiza en dos biodigestores de tipo laguna anaerobia con un volumen de 3,106 m³ cada uno, operan a 85% de su capacidad, a un volumen de trabajo de 2,630 m³. Las excretas se bombean del cárcamo de almacenamiento al digestor, cada biodigestor recibe de manera alternada el volumen que se genera diariamente en la granja (Tabla A5 anexo A). La laguna está cubierta herméticamente con un liner especial para evitar fugas del biogás. La agitación al interior de la laguna se realiza mediante un sistema de bombeo con tubería doble a diferente profundidad. El bombeo se realiza cada semana, se extrae efluente del digestor con la tubería superior y se inyecta nuevamente en el fondo del digestor, lo cual genera movimiento de los lodos.

Los biodigestores operan de manera continua mediante un flujo tipo pistón, generando dos tipos de efluentes: efluentes líquidos y digestato, la diferencia entre ambos es el contenido de humedad. Los efluentes líquidos son descargados diariamente por gravedad a un cárcamo común, posteriormente son enviados a lagunas de sedimentación para su tratamiento. Semanalmente se extraen 23 toneladas de digestato, antes de llevar a cabo la extracción se realiza un bombeo inicial al interior de la laguna a un flujo de 16 L/s durante 30 min para favorecer el movimiento de los lodos.

El biogás que se produce se controla mediante la presión que se genera al interior de los digestores manteniéndola entre 0.75 y 1 psi para alimentar los generadores, si aumenta la presión del sistema por arriba del límite superior, el biogás es enviado al quemador para eliminar el exceso generado. El biogás que se envía a los generadores pasa previamente por un filtro para la eliminación de H₂S. Los filtros reciben mantenimiento cada 6 meses y se cambian cada año. Los generadores tienen una capacidad de 60-65 kWh, y operan a 50% para proporcionar entre 30-35 kWh efectivos para el abastecimiento de la energía interna de toda la granja. Tienen una eficiencia de 1 kWh/m³ de biogás aproximadamente, trabajan a 210 volts y 109 amperes (Tabla A6, Anexo A).

Subproceso 3. Compostaje

El digestato generado en los biodigestores es descargado semanalmente para su secado en una plancha de concreto. El digestato permanece una semana a la intemperie para disminuir el contenido de humedad; en tiempo de lluvias, los lodos son enviados al separador de sólidos de tipo tambor rotatorio.

El digestato semiseco es enviado al área de compostaje para su mezclado con las excretas secas, las cuales fueron raspadas de los criaderos diariamente y almacenadas una semana a la intemperie hasta que son mezcladas. El compostaje se lleva a cabo con los diferentes residuos y lodos que se generan en el tratamiento, en la Tabla 5.4 se presenta el porcentaje de los materiales que entran a compostaje.

Cada semana se forma una pila alargada para mezclar las excretas secas con el digestato semiseco. Se colocan capas de aproximadamente 15 cm de altura de la mezcla de los residuos, seguida de una capa de materia vegetal seca y los cadáveres. Se adiciona a cada capa un producto biológico de enzimas y microorganismos. Se forma una pila de 1.5 metros de altura y se coloca un liner de plástico negro, la pila permanece estática durante 4 semanas.

Tabla 5.4 Proporción de residuos y lodos utilizados para el proceso de compostaje.

Tipo de residuos	%
Excretas secas obtenidas del raspado de los criaderos	60
Lodos digeridos deshidratados del biodigestor	
Lodos digeridos deshidratados de la fosa de sedimentación	20
Lodos digeridos deshidratados de los tanques de aireación	
Animales muertos	20

Al término de las 4 semanas el material se mezcla manualmente a la intemperie y se apila nuevamente durante otras 4 semanas para un total de 60 días de tratamiento. Se forman pilas cada semana por lo que en el área de compostaje siempre hay entre 8 a 10 pilas de material (Tabla A7, Anexo A). Cada semana finalizan 2 a 3 pilas de composta, se colocan en 1 a 2 camiones de volteo con una capacidad entre 8 y 10 m³, en total se generan 7.5 toneladas de composta por semana. Los residuos composteados son utilizado como biofertilizante en campos de cultivo, y se recomiendan aplicaciones entre 1 a 2 toneladas de composta por hectárea.

Subproceso 4. Tratamiento de efluentes líquidos

Los efluentes provenientes de los dos biodigestores se descargan por gravedad a un cárcamo común del cual son enviados a una primera laguna de sedimentación, en este punto se realiza el proceso de separación de los sólidos sedimentables y el líquido. La primera laguna tiene un volumen de 600 m³. Los sólidos sedimentados son dragados cada año y son enviados a compostaje. El efluente se mueve por gravedad a la segunda laguna de sedimentación que tiene un volumen de 1700 m³ (Tabla A8, Anexo A).

El efluente de la segunda laguna se bombea a los cuatro tanques de aireación que operan de manera secuencial, tienen una capacidad de 250 m³ cada uno, operan al 50%, con una capacidad de 125 m³. Los tanques están implementados con tubería especial para la aireación del efluente durante 20 min cada 20 min.

Cada semana se llena un tanque con el efluente de la segunda laguna de sedimentación, y el efluente es bombeado al tanque a un flujo de 9 L/s durante 4 h cada semana. El efluente se mueve por gravedad a los otros tanques de aireación, y el último tanque descarga el efluente aireado al humedal por gravedad.

El humedal es de plantas de bambú con dimensiones de 600 m² de área por 1 m de profundidad. El efluente a la salida es enviado por gravedad a una cisterna de 30 m³ a un flujo continuo. El efluente es bombeado de la cisterna del humedal a un tanque de almacenamiento a un flujo de 2.25 L/s cada tercer día. Posteriormente, el efluente se bombea semanalmente para regar los jardines o campos aledaños.

5.2.3 Caracterización del proceso

Los resultados de la etapa de caracterización del proceso se presentan en cuatro secciones: 1) Excretas líquidas, que incluye el tratamiento de las excretas líquidas hasta los efluentes del humedal; 2) Excretas sólidas, que incluye el tratamiento de las excretas sólidas y digestato para la obtención de composta; 3) Composición y producción del biogás, y 4) Consumo y producción de energía eléctrica. Los resultados mostrados son los generados durante las mediciones en campo, así como los parámetros analizados en laboratorio.

Tratamiento de excretas líquidas

Los principales parámetros de campo que permitieron evaluar la evolución del proceso del tratamiento de las excretas líquidas, desde su almacenamiento y pasando por el sistema de biodigestión, lagunas de sedimentación, tanques de aireación y el humedal, fueron potencial redox, oxígeno disuelto y sólidos totales disueltos. En las Figuras 5.3 a 5.5 se presentan los resultados de los parámetros mencionados anteriormente calculados a partir del promedio de las muestras correspondientes.

El potencial redox que se observa en la etapa de la descarga de los efluentes de la granja es el promedio del potencial medido en las muestras tomadas en el canal de excretas y en la fosa de efluentes, obteniendo un potencial de -333.5 mV, el cual refleja las condiciones anaerobias en las que se encuentran los residuos almacenados y descargados de los criaderos de los cerdos y los cuales son la carga de entrada a los biodigestores (Figura 5.3). De acuerdo con la literatura para un adecuado crecimiento de los microorganismos anaerobios obligados el valor del potencial redox se debe mantener entre -220 mV a -350 mV a pH 7.0 para asegurar un ambiente fuertemente reductor que las bacterias metanogénicas necesitan para su óptima actividad (FAO, 2011b).

A la salida de los biodigestores el potencial Redox negativo disminuye ligeramente, en los tanques de aireación el potencial se incrementa hasta un promedio de -219 mV, con una desviación estándar alta de ± 119.7 mV resultado del flujo continuo de un tanque a otro. Al final del proceso, a la salida del humedal, el efluente presentó un potencial de 11 mV indicando el cambio a condiciones aerobias.

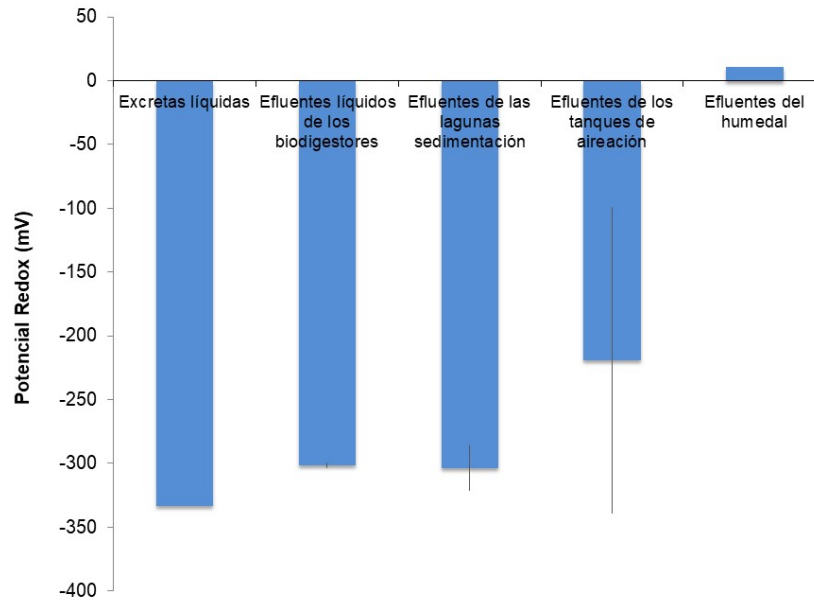


Figura 5.3 Cuantificación en campo del potencial Redox, en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso.

El contenido de oxígeno disuelto (OD) se muestra en la Figura 5.4, a la entrada de los biodigestores las excretas líquidas presentan un valor promedio de 2.62 mg/L, el cual se mantiene hasta la salida de la laguna de sedimentación con un valor de 2.3 mg/L, los valores bajos registrados son indicativos del bajo contenido de oxígeno disuelto resultado de las condiciones anaerobias.

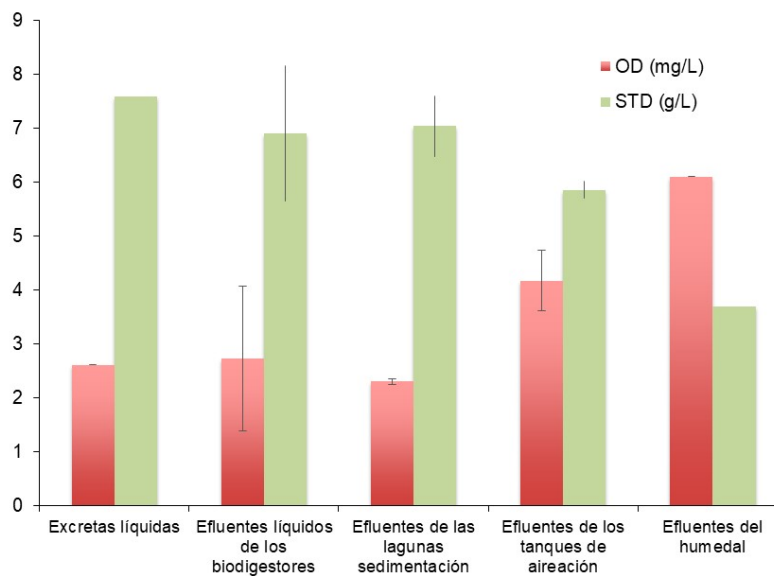


Figura 5.4 Cuantificación en campo de oxígeno disuelto (OD) y sólidos totales disueltos (STD), en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso.

En los tanques de aireación se registra un incremento del OD a 4.2 mg/L y en el humedal de 6.1 mg/L, mostrando la efectividad del proceso de burbujeo de aire en los tanques. El contenido de sólidos totales disueltos disminuye gradualmente a lo largo del proceso, iniciando en 7.6 g/L y alcanzando a la salida del humedal un contenido de 3.7 g/L (Figura 5.4), resultado del proceso de degradación de la materia.

Los tres parámetros de campo descritos anteriormente muestran un proceso que se realiza en condiciones anaerobias en los biodigestores y permanece en las lagunas de sedimentación. Los tanques de aireación presentaron un cambio en los parámetros medidos, lo cual refleja el cambio a condiciones aerobias manteniéndose hasta el final del proceso.

El pH de las excretas líquidas se muestra en la Figura 5.5, se observa un incremento gradual desde las excretas líquidas diluidas hasta el final del proceso. El pH muestra un valor promedio de 6.6 al inicio del proceso, posteriormente en los biodigestores y lagunas de sedimentación se registraron valores promedio de 7.3 y 7.6 respectivamente, en los tanques de aireación el pH se eleva por arriba de 8.2 disminuyendo ligeramente a la salida del humedal a un pH final de 8.1 en el agua tratada la cual se utiliza para riego.

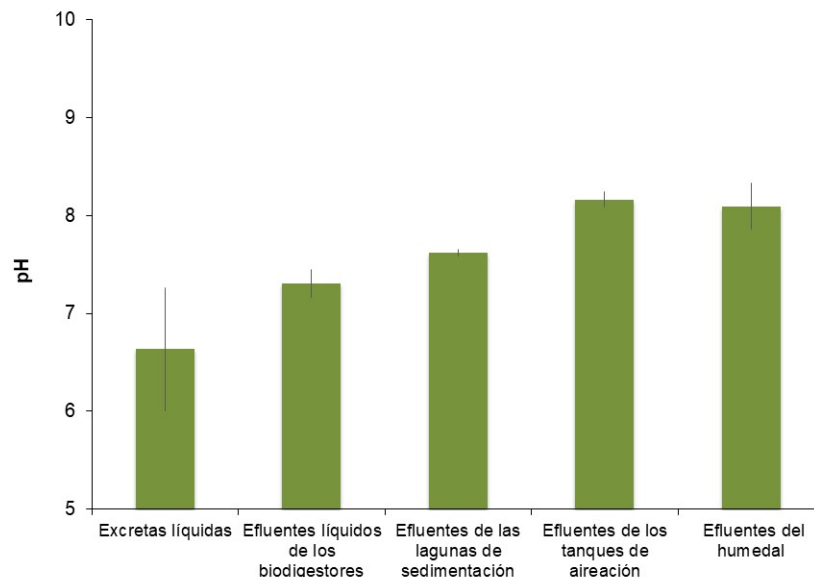


Figura 5.5 pH en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso.

En la Figura 5.6 se presenta el contenido de sólidos totales durante el tratamiento de las excretas líquidas diluidas, en promedio se registró un contenido de ST a la entrada de los biodigestores de 31,326 mg/L (3.1 %), en este punto se observa una desviación grande, debido a que en el segundo muestreo se obtuvo un contenido de 50,499 mg/L (5%), valor 3 veces mayor que los sólidos encontrados en el primer muestreo de 12,153 mg/L (1.2%). La diferencia se atribuye a las variaciones normales del contenido de sólidos totales en las excretas que se generan diariamente. Se ha demostrado que una carga en digestores semi-continuos no debe tener más de un 8% a 12 % de sólidos totales para asegurar el buen funcionamiento del proceso, a diferencia de los digestores discontinuos, que tienen entre un 40 a 60% de sólidos totales (FAO, 2011b).

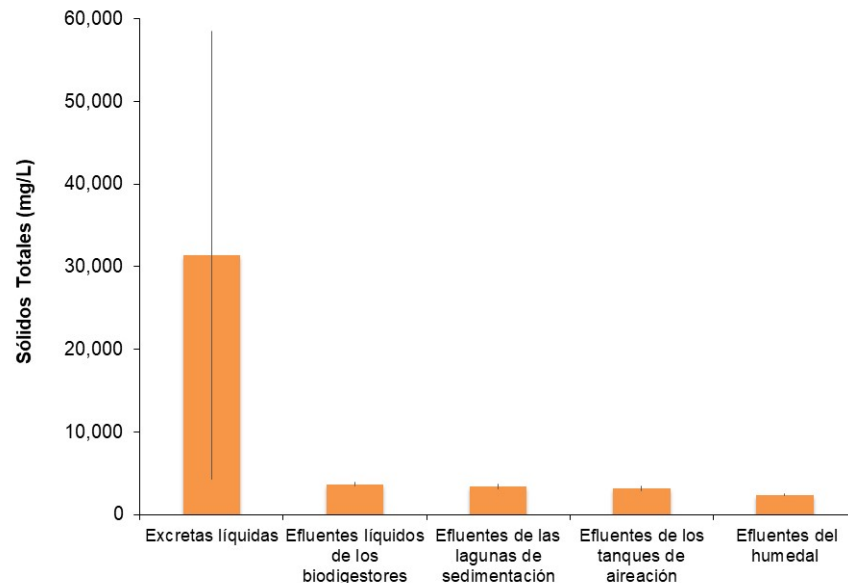


Figura 5.6 Sólidos totales, en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso

En los biodigestores y las siguientes etapas del proceso el contenido de sólidos totales disminuyó gradualmente. A la salida de los biodigestores se obtuvo un contenido de 3,638 mg/L, posteriormente en las lagunas de sedimentación no se muestra una reducción considerable obteniendo al final de la segunda laguna un valor de 3,411 mg/L, por lo que se considera que las lagunas no son muy eficientes para la remoción de sólidos. A la salida de los tanques de aireación se obtuvo en promedio un contenido de sólidos de 3,108 mg/L y en el humedal de 2,371 mg/L, lo cual representa 0.24% de sólidos totales en el efluente final del proceso.

Los sólidos totales representan los sólidos suspendidos totales, las sales disueltas y la materia orgánica, por lo que la reducción obtenida es resultado de la degradación de la materia orgánica y la sedimentación de los sólidos suspendidos. El contenido de sólidos totales del digestato se presenta en el apartado sobre tratamiento de excretas sólidas y el balance general de materia en el apartado 5.2.4.

El contenido de materia orgánica medida como sólidos volátiles totales que se muestra en la Figura 5.7, presenta una tendencia similar a la descrita anteriormente para los sólidos totales (Figura 5.6). Las excretas líquidas generadas en los criaderos entran a los biodigestores a una concentración promedio de sólidos volátiles totales de 25,327 mg/L en un intervalo de 8,353 a 42,300 mg/L, lo cual representa en promedio 81% de los sólidos totales.

La concentración de SVT en los efluentes líquidos del sistema de digestión anaerobia disminuye a 1,452 mg/L, que representa 40% de los sólidos totales. A la salida de la segunda laguna de sedimentación y los tanques de aireación la concentración disminuye en promedio a 1,283 mg/L y 999 mg/L, respectivamente. Finalmente, en el humedal la reducción es más eficiente, llegando a una concentración promedio de SVT de 492 mg/L, en esta etapa final del

proceso la materia orgánica en el efluente representa únicamente 21% de los sólidos totales, por lo que la mayor parte de los sólidos es material inorgánico (79%).

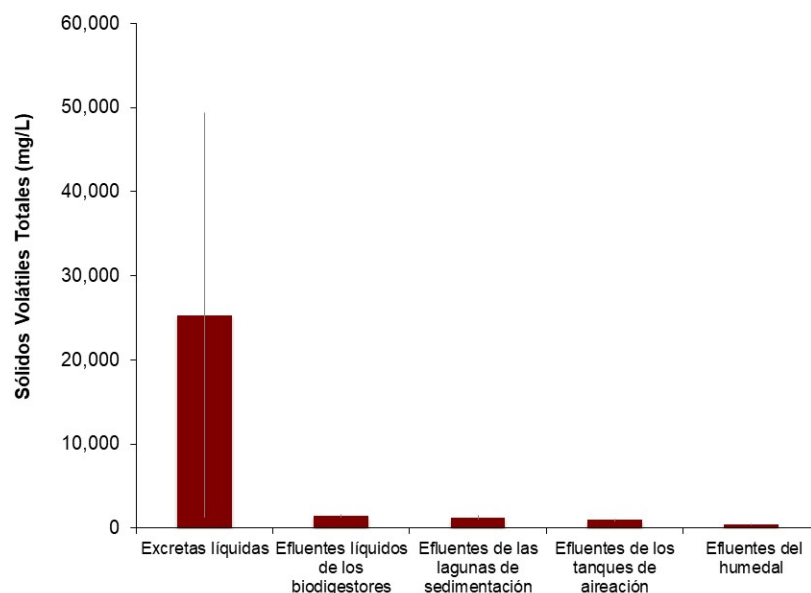


Figura 5.7 Sólidos volátiles totales, en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso.

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro que también permite evaluar la degradación de la materia orgánica, siendo un parámetro ampliamente utilizado para determinar la eficiencia de los procesos de tratamiento de aguas residuales.

El análisis de la DQO presentó una tendencia similar a la mostrada con la concentración de sólidos volátiles totales (Figura 5.8). En este caso las excretas líquidas diluidas registraron una DQO promedio de 73,625 mgO₂/L en un intervalo de 23,983-123,267 mgO₂/L, en la literatura, Chae et al. (2002) reportan valores entre 4,540-44,800 mg O₂/L para un biodigestor semicontinuo para el tratamiento de excretas de cerdo en Corea.

La DQO disminuyó considerablemente en los biodigestores obteniendo un valor a la salida de 3,976 mgO₂/L, posteriormente al final de la 2da laguna de sedimentación la concentración disminuye a 2,618 mgO₂/L; en los tanques de aireación se registró una concentración de 2,173 mgO₂/L, y finalmente en el humedal se observó una reducción hasta alcanzar una concentración de 508 mgO₂/L.

La determinación de la materia orgánica por los dos métodos utilizados genera porcentajes de reducción similares; sin embargo, la determinación de la DQO (NMX-AA-030-SCFI-2001) es un proceso que utiliza sustancias químicas y genera residuos peligrosos durante el análisis por el uso de dicromato de potasio, sulfato de plata, y sulfato mercúrico, por tal motivo la determinación del contenido de materia orgánica por la técnica de sólidos volátiles totales, que emplea un método gravimétrico, es una técnica recomendable de seguimiento del proceso, menos agresiva y que genera pocos residuos.

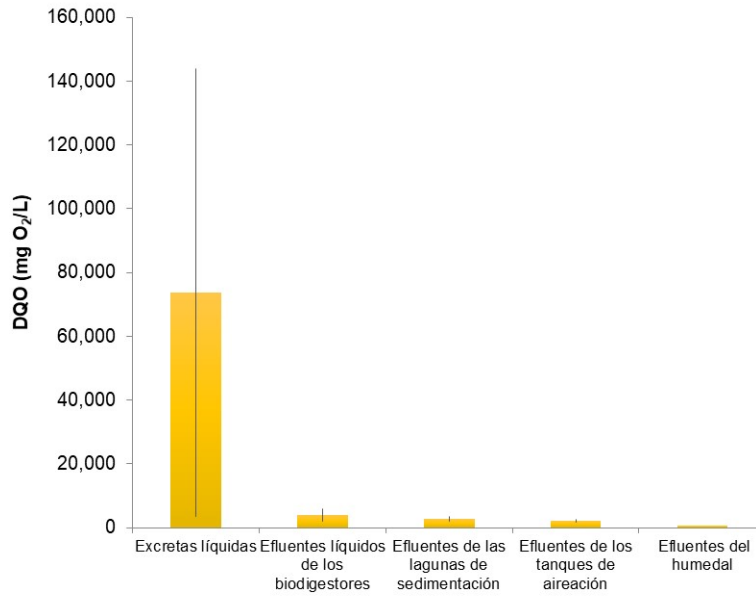


Figura 5.8 Demanda química de oxígeno, en excretas líquidas y efluentes, durante las diferentes etapas del proceso

Con la finalidad de evaluar el tratamiento de las excretas en el sitio de estudio se realizó una comparación de información con datos reportados en la literatura científica en otras granjas porcinas en diferentes países (Tabla A9 en Anexo A). Algunos de los artículos reportan datos a escala laboratorio, y en algunos casos como el de Brasil a escala piloto.

Para el sitio de estudio se reporta una concentración de sólidos totales a la entrada de los biodigestores entre 1.2% y 5.3%, el cual es similar a los reportados en la literatura. En Corea se reporta para un biodigestor húmedo una concentración de ST a la entrada de 3,750-40,800 mg/L que equivale a 0.37-4% (Chae et al., 2002), en tanto que en una granja en Italia reportan un porcentaje de 4.5% (Provenzano et al., 2014), para la laguna anaerobia de Carolina del Norte en Estados Unidos la concentración de sólidos totales es de 13,216 mg/L (1.3%) (Vanotti et al., 2007).

Los sólidos volátiles totales a la entrada de los biodigestores del sitio de estudio, registran un porcentaje en base sólidos totales entre 69% y 84%, el cual es cercano a los reportados para los biodigestores de Italia y China de 77.1% y 77.8%, respectivamente (Provenzano et al., 2014; Deng et al., 2016). La comparación de los datos muestra que los digestores del sitio de estudio trabajan con cargas de ST y STV de entrada similares a otros países para lagunas anaerobias y biodigestores húmedos.

Tratamiento de excretas sólidas

La caracterización del tratamiento de las excretas sólidas incluye el análisis de las excretas sólidas generadas en los criaderos, el digestato producido en los biodigestores y la composta (Tabla 5.5). El análisis de las excretas sólidas muestra un contenido de humedad del 22.63% y de sólidos totales de 77.37%, con un contenido de materia orgánica del 83.5% (base ST), carbono total del 38.5% y nitrógeno total de 4.25%, registrando una relación C/N de 9.06.

Tabla 5.5 Caracterización de las muestras sólidas del proceso.

Parámetro		Excretas sólidas	Digestato	Composta (3 semanas)	Composta (7 semanas)
Humedad	%	22.63	85.92	28.24	12.02
Sólidos Totales	%	77.37	14.08	71.76	87.98
Sólidos volátiles totales	% (base ST)	83.50	60.95	51.61	23.55
Carbono total	% (base ST)	38.50	29.02	26.94	14.92
Nitrógeno total	% (base ST)	4.25	3.09	2.70	1.28
Cenizas	% (base ST)	16.50	39.10	48.40	76.40
pH		7.80	8.08	7.63	7.26
C/N		9.06	9.39	9.97	11.66

El digestato generado en los biodigestores presenta un contenido de SVT de 60.9% (base ST), menor al de las excretas sólidas a la entrada del proceso de digestión, dicha reducción es el resultado de la transformación microbiana de la materia orgánica durante el proceso, el digestato todavía tiene un alto contenido de humedad de 85.9%, debido a la cantidad de agua en los lodos descargados.

Para el proceso de compostaje las excretas sólidas y el digestato son mezclados como material de inicio del tratamiento, durante el muestreo en campo no fue posible obtener muestra de la mezcla, por lo que se estimó la composición del material mezclado, obteniendo una composición del 47% de humedad con un 53% de sólidos totales y un contenido de materia orgánica de 75% (base ST).

En la Tabla 5.5 se muestra la caracterización de la composta con 3 semanas de proceso y otra con 7 semanas (considerada como composta final). Los contenidos de humedad de ambas compostas son bajas de 28.24% y 12.02%, respectivamente.

Los porcentajes de sólidos volátiles totales disminuyen en los dos tipos de composta de 51.6% a 23.5% (base ST), así como de nitrógeno total de 2.7 a 1.28%. La reducción del material orgánico, incluyendo el nitrógeno, que se presenta desde las excretas sólidas (83.5% y 4.25%) y el digestato (60.9% y 3.09%) muestran la transformación microbiana de la materia orgánica que se lleva a cabo durante el proceso de compostaje, y en consecuencia de la generación y liberación de CO₂, NH₃ y NO₂ a la atmósfera.

Existen parámetros que aportan información sobre el valor agrícola de un material orgánico bioprocesado, la relación C/N es un parámetro importante que regula la mineralización y conservación de la materia orgánica en el suelo (Tambone et al., 2010). En este caso la relación C/N para la composta fue de 11.66, la cual es mayor a la de las excretas secas y el digestato, de 9.06 y 9.39, respectivamente, sin embargo, es menor a los valores de C/N reportados en la literatura, para compostas se reportan valores de 19 y para bioabonos valores de 25 (FAO, 2011b).

Composición y producción de biogás

La composición del biogás durante los dos muestreos se presenta en la Tabla 5.6. Durante la primera caracterización se obtuvieron datos de composición de metano del 69.9% y 77.6% para el biodigestor 1 y 2, respectivamente. Durante el 2do muestreo, el primer biodigestor se

encontraba fuera de servicio por mantenimiento, por lo que se presentan resultados de la composición del biogás únicamente en el 2do biodigestor, obteniendo una composición del biogás de 79.4% de metano, 20.6% de CO₂ y 1463 ppm de sulfuro de hidrógeno.

Tabla 5.6 Composición del biogás generado en los biodigestores

	Biodigestor	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)
1er muestreo	1	69.9	30.1	-
	2	77.6	22.4	-
2do muestreo	1*	-	-	-
	2	79.4	20.6	1463
Promedio		75.6	24.4	1463

*Biodigestor fuera de servicio por mantenimiento

La diferencia en porcentaje de metano en los biodigestores puede ser el resultado del tipo de residuos alimentados, el biodigestor 2 también recibe residuos de vísceras, y sangre del rastro. En promedio, se calcula una composición de metano de 75.6% y de bióxido de carbono de 24.4%, con una concentración de sulfuro de hidrógeno de 1,463 ppm. Dicha composición, es comparable a los porcentajes de metano reportados en Corea y Brasil mayores al 70% (Chae et al., 2002; Amaral et al., 2014); aunque en la mayoría de los artículos científicos se reportan valores menores a 70%.

Durante el año 2015, en la granja se presentó un año normal sin complicaciones ni problemas operativos en el proceso. En la Figura 5.9, se muestran las oscilaciones en la producción total de biogás en los biodigestores, el biogás convertido a energía eléctrica y el biogás quemado, así como la temperatura media ambiente durante todo el año. Se puede observar que la producción total de biogás muestra un patrón similar a la temperatura ambiente, el cual es un factor que afecta la degradación microbiana. En el año 2015, durante los meses de enero, febrero y diciembre se presentaron las menores producciones de biogás alrededor de los 20,000 m³/mes, los cuales corresponden al registro de temperaturas menores a 15°C. Las mayores producciones de biogás se registraron de abril a octubre, presentándose la mayor producción en el mes de septiembre con 37,873 m³ de biogás a una temperatura ambiente promedio de 16.7°C.

En promedio, en el año 2015 se estimó una producción de biogás de 27,995 m³/mes, de los cuales 20,997 m³/mes fueron convertidos a energía eléctrica. La quema de biogás se consideró en un 10% del total del biogás producido durante todo el año, teniendo un promedio de biogás quemado de 2,800 m³/mes.

En el año 2016, la producción de biogás mostró un comportamiento similar al del 2015 en relación a la temperatura ambiente promedio, del mes de abril a octubre se obtuvieron las mayores producciones (33,497- 39,241 m³/mes) a las temperaturas más altas del año (19.9 – 17.8 °C). En general las temperaturas durante todo el año son bajas, lo cual puede influir en la eficiencia del proceso y por lo tanto reducir la producción del biogás, es bien conocido que la temperatura es uno de los principales parámetros que afecta el proceso de DA, en el rango mesofílico, de 25 a 40°C, es donde se obtienen las mayores eficiencias de degradación y producción de biogás (Mendes et al., 2015).

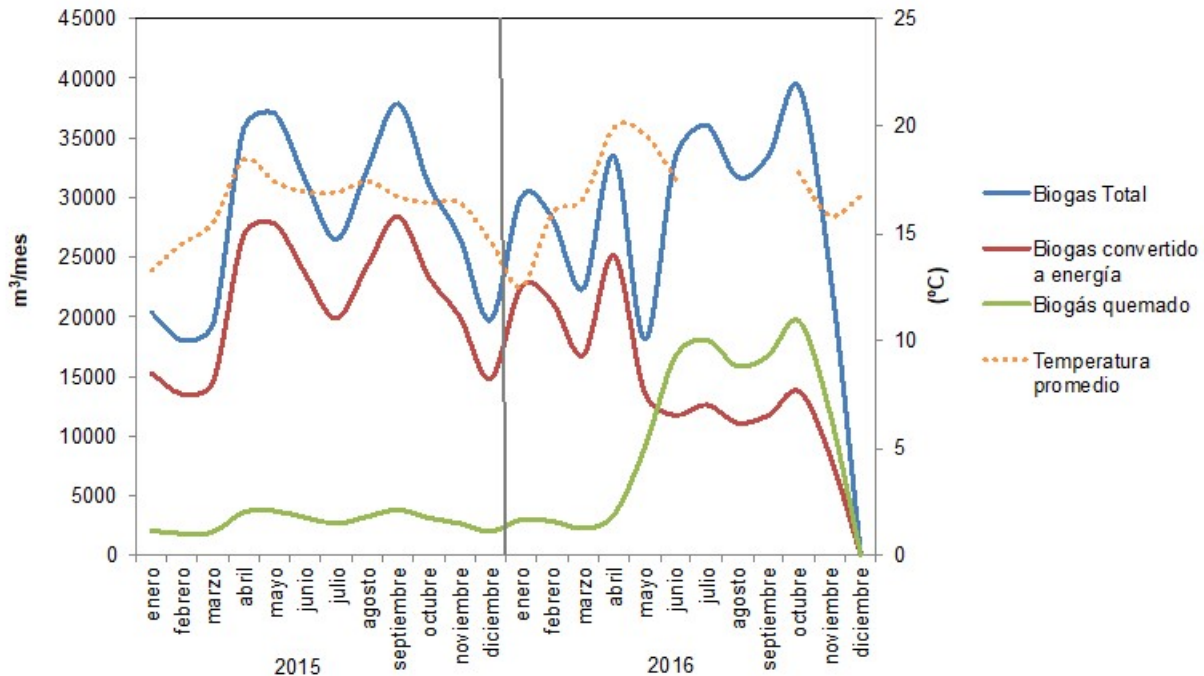


Figura 5.9 Producción de biogás en la granja porcina en el año 2015 y 2016.

De enero al mes de abril se mantuvo una conversión de 75% del biogás total a energía eléctrica, 10% a quema de biogás y el 15% emitido no intencionalmente; similar al año 2015, pero a partir de mayo, iniciaron los problemas operativos por lo que en promedio se estimó una reducción de la conversión del biogás a energía a 50%, aumentando la cantidad de biogás enviada a los quemadores. En noviembre, se presentaron más problemas operativos, y solamente un biodigestor operaba disminuyendo la producción de biogás a 23,948 m³/mes; finalmente, en diciembre cuando los dos generadores presentaron fallas y los biodigestores entraron a servicio de mantenimiento, la producción de biogás y energía se suspendió completamente. En promedio, de enero a octubre del año 2016, se obtuvo una producción de biogás de 30,604 m³/mes, transformándose en promedio a energía eléctrica 15,994 m³/mes; la quema de biogás aumentó hasta 10,740 m³/mes.

Con base en la información proporcionada por el propietario, los problemas operativos que afectaron la conversión del biogás a energía eléctrica fueron la nivelación de las cargas, el manejo de las variaciones de voltaje y la descompostura de los generadores. Sin embargo, el factor más importante que limitó el aprovechamiento energético del biogás fue el propio consumo interno de la granja, esto es, el biogás que se genera en el sistema se transforma a energía eléctrica únicamente cuando se consume electricidad dentro de la granja, de lo contrario el biogás generado es enviado a los quemadores. Bajo estas condiciones, la transformación del biogás a energía podría aprovecharse si existiera la infraestructura de interconexión para distribuir la energía generada a la red nacional o si se contara con baterías para el almacenamiento de energía.

Generación de energía eléctrica

La energía eléctrica generada a partir del biogás producido en los biodigestores se muestra en la Figura 5.10. Se observan oscilaciones similares a las obtenidas en la producción de biogás (Figura 5.9), de igual manera en el año 2016, la producción de energía va disminuyendo gradualmente hasta que en diciembre se detiene la generación. Debido a que la generación de energía eléctrica disminuye, hay un aumento del consumo de energía de la red de CFE en toda la granja. En promedio en el 2015, se obtuvo una generación de 20,997 kWh/mes; en tanto que para el año 2016 (enero-octubre), disminuyó a 15,994 kWh/mes, a un promedio durante los dos años de 18,723 kWh/mes.

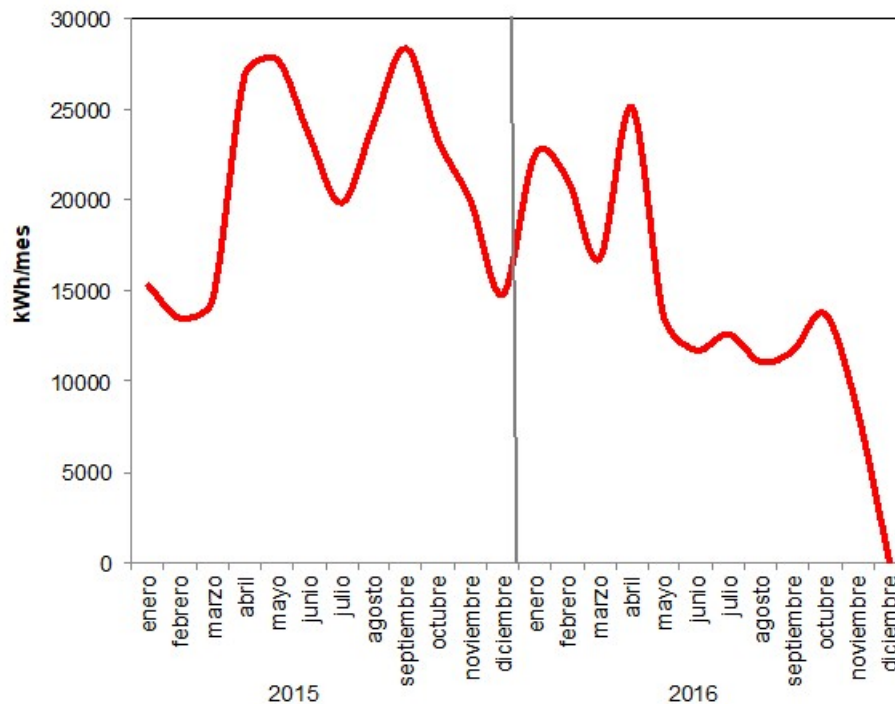


Figura 5.10 Generación de energía eléctrica a partir de biogás en la granja porcina.

5.2.4 Balance de materia y energía

Con la información recabada durante la caracterización del proceso se realizó el balance de materia y energía para estimar los flujos másicos y energéticos necesarios para llevar a cabo el análisis de los efectos ambientales por análisis de ciclo de vida.

Flujos de materia

Para realizar el balance de materia, se utilizaron los flujos volumétricos diarios o semanales de cada proceso unitario proporcionados por el propietario de la granja, así como las concentraciones promedio de sólidos totales, sólidos volátiles totales y nitrógeno total

cuantificados en la etapa de caracterización. Los resultados se presentan a continuación para cada uno de los subprocesos.

Subproceso 1. Generación de excretas

La materia inicial de la cual se generan las excretas es a partir del alimento que se les proporciona a los cerdos de 60 a 70 t/semana. La generación de excretas totales (heces y orina) fue estimada a partir de los datos de laboratorio de las muestras de excretas líquidas y las excretas sólidas, en tanto que los flujos másicos fueron calculados utilizando la densidad correspondiente cuantificada en laboratorio.

Con base en los datos, se estimó que la granja tiene una producción de excretas totales de 7.69 toneladas al día, con una humedad promedio del 77.5%, un contenido de sólidos totales del 19.17% y de materia orgánica medida como SVT del 81% en base ST. La FAO reporta un contenido de sólidos totales para estiércol de porcinos entre 15 y 49% (FAO, 2011b), por lo que la reportada en el presente trabajo se encuentra dentro del rango mencionado. Con base en los datos anteriores se estiman flujos másicos de ST de 1.73 t/día y de SVT de 1.42 t/día (Tabla 5.7).

Las excretas totales se dividen en 2 corrientes de flujo dependiendo del proceso de remoción en los criaderos: 1) excretas líquidas, generados a un flujo másico de 31.1 t/día por el lavado con agua (24.3 m³/día) de los residuos sólidos frescos (heces) y líquidos (orina) y 2) excretas sólidas, generadas a un flujo de 0.92 t/día por el raspado de los residuos sólidos de los pisos de los criaderos.

Tabla 5.7 Generación promedio de excretas en los criaderos.

		Entradas		Salidas	
		Excretas totales	Agua	Excretas sólidas	Excretas líquidas
Flujo total	t/día	7.69	24.3	0.92	31.1
Sólidos totales	t/día	1.73 (1.11 – 2.35)	0	0.71	1.02 (0.39 – 1.63)
Sólidos volátiles totales	t/día	1.42 (0.86 – 1.96)	0	0.60	0.82 (0.27 – 1.37)
Nitrógeno Total	t/día	0.07*	0	0.03	0.04*
Humedad	%	77.5 (69.4 – 85.6)	-	22.6	96.7 (94.7-98.7)

*Flujos estimados.

(los datos entre paréntesis son los valores mínimos y máximos)

Con base en los flujos, se estimó que 90% de las excretas totales generadas en los criaderos son excretas líquidas, y el 10% excretas sólidas; sin embargo, estos porcentajes son calculados en base húmeda. Con la finalidad de realizar un balance más objetivo es importante reportar los porcentajes en base seca, por lo que 59% de los sólidos totales de las excretas generadas son enviadas al proceso de digestión anaerobia como excretas líquidas, y 41% enviadas a compostaje como excretas sólidas.

Subproceso 2. Digestión anaerobia y producción de energía

El flujo de entrada a los biodigestores proviene del lavado de las excretas líquidas en los criaderos. El balance de los flujos a la entrada y salida de los biodigestores se presenta en la Tabla 5.8. Diariamente la granja genera un flujo volumétrico de excretas líquidas de 32.4 m³, cada biodigestor recibe de manera alternada el volumen que se genera diariamente en la granja, por lo que cada digestor tiene un flujo de entrada de 16.2 m³/día, con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 162 días.

En el proceso de digestión anaerobia se generan tres productos resultado de la degradación microbiana de las excretas: 1) biogás, 2) efluente líquido y 3) digestato. A la salida de los biodigestores, el efluente líquido se descarga a un flujo de 27.7 t/día con una carga promedio de materia orgánica de 0.042 toneladas medida como sólidos volátiles totales. En tanto que la descarga semanal del digestato es de 23 toneladas que corresponde a 3.3 t/día con una carga de materia orgánica de 60.95% (base ST) que corresponde a un flujo de 0.28 t/día como SVT.

Tabla 5.8 Flujos de materia en el proceso de digestión anaerobia.

		Entrada Excretas líquidas	Salidas		
			Efluente líquido	Digestato	Biogás (m ³ /día)
Flujo total	t/día	31.1	27.7	3.3	989 (623 – 1,266)
Sólidos totales	t/día	1.02 (0.39 – 1.63)	0.106 (0.10 - 0.11)	0.46	-
Sólidos volátiles totales	t/día	0.82 (0.27 – 1.37)	0.042 (0.039 – 0.046)	0.28	-
Nitrógeno total	t/día	0.04*	-	0.014	-
Humedad	%	96.7 (94.7-98.7)	99.6 (99.60 - 99.64)	85.9	-

*Flujos estimados.

(los datos entre paréntesis son los valores mínimos y máximos)

De acuerdo con el balance de sólidos volátiles totales en el proceso de digestión anaerobia, se estima que el proceso tiene una eficiencia de transformación promedio de materia orgánica de 60.5% (Tabla 5.9), removiendo una cantidad de 0.5 toneladas al día de materia orgánica para la producción de biogás, 5.1% de los SVT no removidos sale en el efluente líquido y 34.4% en el digestato para su remoción en el proceso de compostaje. Ahlberg-Eliasson et al. (2017) reporta porcentajes de degradación en plantas de biogás en Suiza en un intervalo de 23 a 75%, aunque con TRH menores a 60 días.

La carga orgánica calculada para cada biodigestor fue de 0.16 kg SVT/m³.día (Tabla 5.9). Con base en una comparación con biodigestores en otros países (Tabla A9, anexo A), la carga reportada para el sitio es baja comparada con un biodigestor húmedo de Brasil que tiene una carga entre 0.45 y 1.5 kg SVT/m³.día (Amaral et al., 2014). Para un reactor semicontinuo instalado en China se reporta una carga de 3.46 g VS /L día (Deng et al., 2016), sin embargo, en este caso el reactor se maneja en condiciones menos húmedas con un contenido alto de

sólidos totales de 27.4% (BH). En la literatura se reporta que las lagunas anaerobias soportan menores cargas a las utilizadas en reactores, se reportan cargas para las lagunas entre 0.04 a 0.05 kg SVT/ m³.día comparado con digestores mesofílicos con cargas entre 1.77-2.48 kg SVT/ m³.día (Safley y Westerman, 1988). Amaral et al. (2016), reportan para este tipo de sistemas cargas orgánicas de aproximadamente 0.5 kg SVT/m³.día con TRH mayores a 30 días y concentraciones de sólidos totales menores al 3%. Con base en la comparación, el proceso de degradación anaerobia de las excretas de cerdo en la Granja se encuentra en condiciones similares a las reportadas en lagunas anaerobias y otros biodigestores de menor tamaño. La carga orgánica que maneja la laguna anaerobia del sitio de estudio es adecuada para su tipo, aunque es baja comparada con otros tipos de biodigestores.

Tabla 5.9 Parámetros de operación del proceso de digestión anaerobia.

	Unidad	Sólidos volátiles totales
Tiempo de retención hidráulica	días	162
Remoción de materia orgánica	%	60.5
Carga Orgánica	kg SVT/m ³ . día	0.16
Rendimiento de producción de biogás	m ³ /kg SVT removido	1.99 ± 0.43
	m ³ /kg SVT entrada	1.20 ± 0.26

De acuerdo con los datos de producción de biogás de 989 m³/día y la cantidad de materia orgánica a la entrada y salida del digestor, se estima un rendimiento de 1.2 m³ de biogás por kg de SVT a la entrada o de 1.99 m³ de biogás producido por kg de SVT removido. El rendimiento a la entrada es ligeramente mayor a los reportados para las granjas listadas en la Tabla A9 (anexo A). Se reportan rendimientos entre 0.8 y 1 m³/kg SV para la codigestión del estiércol de cerdo (Murto et al., 2004) y entre 0.24 a 1.15 Nm³/kg SV cuando se maneja la separación de los sólidos (Amaral et al., 2016). Safley y Westerman (1988) reportaron valores entre 0.75 - 0.8 m³/kg SV para lagunas anaerobias.

En general, se reporta que las lagunas anaerobias son los sistemas de digestión anaerobia más ampliamente utilizados debido a su bajo costo y su facilidad de operación. A pesar de ello, presentan limitaciones técnicas, operan con bajas cargas orgánicas, altos tiempos de retención hidráulica, bajos contenidos de sólidos totales y bajos rendimientos de biogás. Los bajos rendimientos de biogás resultado de bajos contenidos de materia orgánica, deben ser compensados con grandes biodigestores a grandes tiempos de retención hidráulica (Amaral et al., 2016).

Subproceso 3. Compostaje

El proceso de compostaje tiene diferentes tipos de entradas: 1) excretas secas, 2) digestato, 3) lodos generados en las lagunas de sedimentación y tanques de aireación, y 4) animales muertos. Para realizar el balance de materia únicamente se consideraron las dos primeras corrientes debido a que son las principales y de las cuales se tienen datos de campo. Los lodos de las lagunas de sedimentación y tanques de aireación son generados anualmente y no fueron consideradas en el balance.

El digestato generado en los biodigestores es colocado en una plancha de concreto para su secado al aire libre previo al compostaje. Debido a que no fue posible medir la pérdida de

humedad durante el secado, se consideró una pérdida del 70% de humedad y la misma carga de sólidos totales y materia orgánica a la entrada y salida del proceso (Tabla 5.10).

Tabla 5.10 Flujos de materia en el proceso de secado del digestato.

	Unidad	Entrada	Salida
		Digestato	Digestato semideshidratado
Flujo total	t/semana	23.04	9.18
Sólidos totales	t/semana	3.24	3.24
Sólidos volátiles totales	t/semana	1.98	1.98
Nitrógeno total	t/semana	0.10	-
Humedad	%	85.92	64.67

Durante el proceso de secado se obtienen flujos de salida de vapor de agua por la pérdida de agua, y flujos de metano y bióxido de carbono provenientes de la carga de los gases que ya contiene el digestato a la salida de los digestores y del proceso metanogénico durante la semana de secado. Estos flujos de emisiones son importantes para el análisis de ciclo de vida y serán estimados en el capítulo 6.

El digestato semi-deshidratado entra al proceso de compostaje a un flujo de 9.18 toneladas a la semana con una humedad del 64.67%, un contenido de ST de 3.2 ton de las cuales el 60.95% es materia orgánica medida como SVT. Las excretas secas entran al proceso de compostaje a un flujo de 6.4 toneladas a la semana (Tabla 5.11). Con la finalidad de realizar el balance del proceso de compostaje se estimó un material de entrada compuesto por el digestato y las excretas secas con un flujo de 15.6 t/semana, con una humedad del 47% y un contenido de sólidos volátiles totales de 6.15 toneladas, lo cual representa 75% de los sólidos totales.

Tabla 5.11 Flujos de materia en el proceso de compostaje.

	Unidad	Entrada	Salida
		Digestato y excretas secas*	Composta
Flujo total	t/semana	15.65	7.56
Sólidos totales	t/semana	8.24	6.65
Sólidos volátiles totales	t/semana	6.15	1.56
Nitrógeno total	t/semana	0.223	0.085
Humedad	%	47	12

*Datos estimados

A la salida del proceso se obtiene un material que reduce su masa en un 48%. Durante el proceso se generan 7.56 toneladas de composta a la semana que representa un volumen de 14 m³ a una densidad del 0.5 t/m³, con una humedad del 12% y un contenido de SVT de 1.56 t y de nitrógeno de 0.085 t. El proceso de compostaje tiene una duración de 8 semanas, de acuerdo con resultados de Huang et al. (2006), la composta de estiércol de cerdo puede alcanzar madurez a cabo de 63 días.

Durante el proceso de compostaje, se estima que se remueven a la semana 6.5 m³ de agua, 4.6 toneladas de materia orgánica, de los cuales 27% es carbono (1.2 t/semana), también se eliminan 0.1 toneladas de nitrógeno principalmente como NH₃ y N₂O. De acuerdo con la cantidad de materia orgánica removida, se estima una eficiencia en el proceso de compostaje de 74.6%.

Subproceso 4. Tratamiento de efluentes líquidos

Los biodigestores generan un flujo de 27.7 t/día de efluentes líquidos con un contenido de sólidos volátiles totales de 0.042 toneladas (Tabla 5.8), los cuales entran a las lagunas de sedimentación para su tratamiento. A la salida de las lagunas de sedimentación, se genera un flujo de 17.6 t/día, por lo que se estima una pérdida considerable de efluente o agua de 10.1 m³ (Tabla 2.12) que puede atribuirse a la evaporación del agua, a la acumulación de lodos en el fondo de las lagunas, o a fugas por grietas en la estructura de las lagunas.

A la salida de las lagunas de sedimentación el efluente muestra una concentración de sólidos totales de 3.6 g/L, con una carga promedio de 0.063 t/día. Considerando las cargas del efluente líquido proveniente de los digestores se obtiene una reducción de sólidos del 38%; esta reducción se atribuye a la sedimentación de los sólidos en el fondo de las lagunas, aunque también puede deberse a la pérdida del efluente.

Tabla 5.12 Flujos de materia en el tratamiento de los efluentes líquidos en las lagunas de sedimentación, tanques de aireación y el humedal.

	Unidad	Salidas		
		Lagunas Sedimentación	Tanques de aireación	Humedal
Flujo total	t/día	17.6	17.6	13.0
Sólidos totales	t/día	0.063 (0.060 – 0.067)	0.057 (0.053 – 0.061)	0.032 (0.031 – 0.033)
Sólidos volátiles totales	t/día	0.024 (0.021 – 0.027)	0.018 (0.017 – 0.020)	0.006 (0.006 – 0.007)
Humedad	%	99.64 (99.62-99.66)	99.68 (99.65-99.70)	99.76 (99.75-99.76)

(los datos entre paréntesis son los valores mínimos y máximos)

En los tanques de aireación continua el proceso de degradación de la materia orgánica de los efluentes bajo un proceso aeróbico. El efluente a la salida del último tanque muestra una concentración de sólidos totales de 3.1 g/L, ligeramente menor a la entrada al tanque 1, con una carga a la salida de SVT de 0.018 t/día, mostrando un cambio muy bajo con respecto a la entrada de SVT (0.024 t/día). El porcentaje de remoción de materia orgánica en esta etapa fue de 22% medida como SVT, este porcentaje indica una baja eficiencia de remoción por lo que el proceso está funcionando principalmente para incrementar el contenido de oxígeno disuelto.

En el humedal se presenta otra pérdida de efluente, de acuerdo con los datos de flujo y bombeo del efluente, a la salida se genera un flujo de 13 t/día, por lo que se calcula otra pérdida de 4.6 t/día, la cual puede atribuirse a la evaporación de agua en la superficie de los 4 tanques y/o a fugas en el fondo del humedal. A la salida del humedal, se obtiene un efluente

final con un contenido de sólidos totales de 2.4 g/L, con una carga de SVT de 0.006 t/día, respectivamente. Para este proceso unitario se obtiene una eficiencia de remoción de SVT de 64%, lo cual muestra una buena eficiencia de degradación de materia orgánica.

En general, el balance para el tratamiento de los efluentes mostró un porcentaje de remoción de materia orgánica del 84% medida como SVT, con una pérdida de efluentes de 14.7 toneladas al día. De 84% removido como SVT, 42% es removido en las lagunas de sedimentación, 11% en los tanques de aireación y 29% en el humedal.

El efluente líquido final del proceso presenta parámetros cercanos a una calidad de agua para riego; sin embargo, todavía se requiere reducir los niveles. En la norma NOM-003-SEMARNAT-1997 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se re-usan en servicios al público, se especifican los límites de contaminantes para re-uso de agua con contacto directo e indirecto, en la Tabla 5.13 se muestran los límites establecidos en la norma.

Tabla 5.13 Límites máximos permisibles de contaminantes en aguas residuales tratadas que se reusan en servicios al público establecidos en la NOM-003-SEMARNAT-1997

TIPO DE REUSO	PROMEDIO MENSUAL				
	Coliformes Fecales NMP/100 ml	Huevos de Helminto (h/l)	Grasas y Aceites mg/l	DBO ₅ mg/l	SST mg/l
SERVICIOS AL PÚBLICO CON CONTACTO DIRECTO	240	≤ 1	15	20	20
SERVICIOS AL PÚBLICO CON CONTACTO INDIRECTO U OCASIONAL	1,000	≤ 5	15	30	30

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno;
SST: Sólidos Suspendidos Totales

Los servicios al público con contacto directo, consideran el riego de parques y jardines, con límites de DBO y sólidos suspendidos totales de 20 mg/L. El efluente proveniente del proceso tiene un contenido de DQO de 510 mgO₂/L y de sólidos totales de 2,370 mg/L, aunque la DQO y los ST siempre tendrán valores más altos que la DBO y los SST, se puede observar diferencias de uno a dos órdenes de magnitud, por lo que se considera que el agua proveniente del humedal no cumplirá con la normatividad ambiental. Para alcanzar los límites establecidos se recomienda mejorar las eficiencias de remoción en todas las etapas del tratamiento de los efluentes, desde el uso de floculantes en las lagunas de sedimentación, así como mejorar tiempos e intervalos de burbujeo y TRH en los tanques de aireación.

En la Tabla 5.14, se presentan los flujos de materia orgánica durante todo el proceso. Al inicio se estimó un flujo de materia orgánica proveniente de las excretas generadas en los criaderos de 1.41 t/día. De acuerdo con el balance, al final del tratamiento se genera biogás (CH₄ y CO₂) como producto principal, composta y agua para riego como subproductos y emisiones de CO₂ producidas durante el compostaje y el tratamiento de los efluentes líquidos.

Tabla 5.14 Flujos de materia orgánica.

	Entrada t/día	Salida	
		t/día	%
Excretas	1.41		
Remoción por digestión anaerobia (CH ₄ y CO ₂)		0.497	35.1
Remoción por compostaje (CO ₂)		0.656	46.2
Remoción por tratamiento de efluentes (CO ₂)		0.034	2.4
Composta		0.224	15.8
Agua para Riego		0.006	0.5

Durante el proceso de digestión anaerobia se transforma el 35.1% de la materia orgánica inicial en biogás (CH₄ y CO₂), es importante considerar que a este proceso entra el 58% de la materia orgánica. Durante el proceso de compostaje se remueve el 46.2% de la materia orgánica transformándola a CO₂, y 15.8% forma parte de la composta. El tratamiento de los efluentes líquidos transforma únicamente 2.4% en CO₂ y 0.5% forma parte del agua para riego. En general, el proceso integral transforma 83.7% de la materia orgánica presente en las excretas líquidas y sólidas generadas en los criaderos.

Los flujos de agua durante el proceso se muestran en la Tabla 5.15, a la entrada se estimó un flujo diario de 24.3 m³ por el lavado de los criaderos y 7 m³ correspondiente a la humedad de las excretas. Se estimaron salidas de vapor de agua durante el proceso de secado del digestato de 1.98 m³/día y durante el compostaje de 0.93 m³/día; las pérdidas durante el tratamiento de los efluentes no fueron estimadas; también se estimó un flujo de salida de 0.13 m³/día por al contenido de humedad en la composta. El mayor flujo de agua al final del proceso corresponde al efluente líquido utilizado como agua para riego con una caudal de 13.5 m³/día (Tabla 5.15). Con base en el balance, se calcula una pérdida de agua por evaporaciones y fugas no identificadas durante todo el proceso de 14.8 m³/día, dicho valor representa el 61% del agua utilizada.

Tabla 5.15 Flujos de agua (m³/día).

	Entrada	Salida
Agua de lavado	24.3	
Excretas (humedad)	7.0	
Evaporación durante secado		1.98
Evaporación durante tratamiento de efluentes		-
Evaporación durante composteo		0.93
Composta (humedad)		0.13
Agua para riego		13.5

Flujos de energía

El consumo de electricidad durante el tratamiento de las excretas se describe en la Tabla 5.16, se muestra el consumo de energía eléctrica en diferentes puntos del proceso. El lavado de las excretas en los criaderos utilizando hidrolavadoras tiene un consumo de 1,342 kWh/mes, lo cual representa el 19% del consumo total. El proceso de digestión anaerobia muestra un

consumo mensual de 2,693 kWh, que representa 38% del consumo energético total, dicho proceso incluye el bombeo de las excretas diluidas (168 kWh), el bombeo del digestato (75 kWh) y el bombeo para el mezclado (2,450 kWh), siendo este último el que consume mayor energía.

El tratamiento de los efluentes líquidos incluyendo el bombeo para riego consume la mayor cantidad de energía (43%) del total consumido, en este tratamiento el burbujeo de aire en los tanques de aireación consume la mayor parte de la energía de 2686 kWh. El consumo total de energía eléctrica para el tratamiento de las excretas generadas en los criaderos se estimó en 7090 kWh/mes.

Para realizar el balance de energía se tomaron en consideración las estimaciones descritas en el apartado de metodología y los registros mensuales. Cuando se produce biogás, pero no hay generación de energía, el agronegocio registró un consumo de electricidad de la CFE de 56,137 kWh/mes, la cual disminuye a 37,414 kWh/mes en promedio cuando operan los biodigestores.

Tabla 5.16 Consumo de energía eléctrica durante el tratamiento de las excretas.

Etapa		Consumo de energía eléctrica (kWh/mes)	Contribución al proceso
Generación de excretas	<ul style="list-style-type: none"> Lavado de excretas en criaderos 	1,342	19
Producción de biogás	<ul style="list-style-type: none"> Bombeo de entrada de excretas diluidas 	168	2
	<ul style="list-style-type: none"> Bombeo para descargar el digestato 	75	1
	<ul style="list-style-type: none"> Mezclado interno 	2,450	35
Tratamiento de efluentes líquidos	<ul style="list-style-type: none"> Bombeo de efluentes líquidos de lagunas de sedimentación a tanques de aireación 	89	1
	<ul style="list-style-type: none"> Burbujeo en tanques de aireación 	2,686	38
	<ul style="list-style-type: none"> Bombeo de las cisterna del humedal al tanque de almacenamiento 	101	1
	<ul style="list-style-type: none"> Bombeo para riego de agua tratada 	179	3
Total		7,090	100

Con base en el balance, la energía generada a partir del biogás (18,723 kWh/mes) cubre únicamente una tercera parte (33%) de la demanda energética mensual de todo el agronegocio. Si se considera únicamente el consumo de la granja de 28,069 kWh/mes entonces la energía generada cubre 67% de la demanda energética mensual (Tabla 5.17).

De la demanda energética de la granja, se podría considerar que la energía generada cubre completamente el consumo de electricidad para el tratamiento de las excretas de 7,090 kWh/mes, lo cual representa únicamente 38% del total generado, 62% restante se utilizaría para cubrir otras demandas internas de la granja.

Tabla 5.17 Flujos de energía.

	Consumo kWh/mes	Generación kWh/mes
Energía a partir del biogás		18,723 ± 5,790
Demanda energética en la granja	28,069	
Tratamiento de las excretas	7,090	

Balance general

Con base en la información generada durante la caracterización del proceso, presentada en los incisos anteriores, se determinó el balance general de materia y energía estimando los flujos anuales de las entradas y salidas de cada uno de los procesos unitarios que conforman el tratamiento de las excretas.

En la Figura 5.11 se presenta el balance general, se observa que el tratamiento utilizado en el sitio de estudio tiene una capacidad de tratamiento de excretas líquidas y sólidas de 2,807 toneladas al año, requiriendo un flujo de agua de 8,869 m³ para el lavado y recolección de las excretas líquidas que se generan en los criaderos, las cuales son almacenadas y posteriormente enviadas al sistema de digestión anaerobia.

El proceso de digestión anaerobia genera anualmente 335,946 m³ de biogás, 10,324 m³ de efluentes líquidos y 1,198 toneladas de digestato a partir de un flujo de entrada de 11,339 toneladas de excretas líquidas diluidas. Del total del biogás generado, 251,959 m³ es transformado a energía eléctrica, otra parte es enviado al quemador (33,595 m³) y otra es liberada a la atmósfera por fugas no intencionales (50,392 m³).

Durante el secado del digestato se libera una gran cantidad de vapor de agua, entrando al proceso de compostaje 477 toneladas de digestato semiseco y 337 toneladas de excretas secas para producir anualmente 393 toneladas de composta. Por otra parte, los efluentes líquidos generados en los digestores son tratados en los sedimentadores, tanques de aireación y el humedal generando al año un total de 4,927 m³ de aguas residuales.

En la Figura 5.11 también se observa el balance general de materia orgánica, el cual inicia en los criaderos con una cantidad anual de 518 toneladas, las cuales se transforman a lo largo del proceso disminuyendo a 83.4 toneladas anuales totales en los subproductos: 81 toneladas en la composta y 2.4 toneladas en las aguas residuales.

El balance general de energía muestra que la granja tiene una capacidad anual de producción de energía eléctrica de 251,959 kWh, en tanto el consumo energético del proceso se estimó en un total anual de 82,933 kWh y de 2,600 litros anuales de combustible diésel.

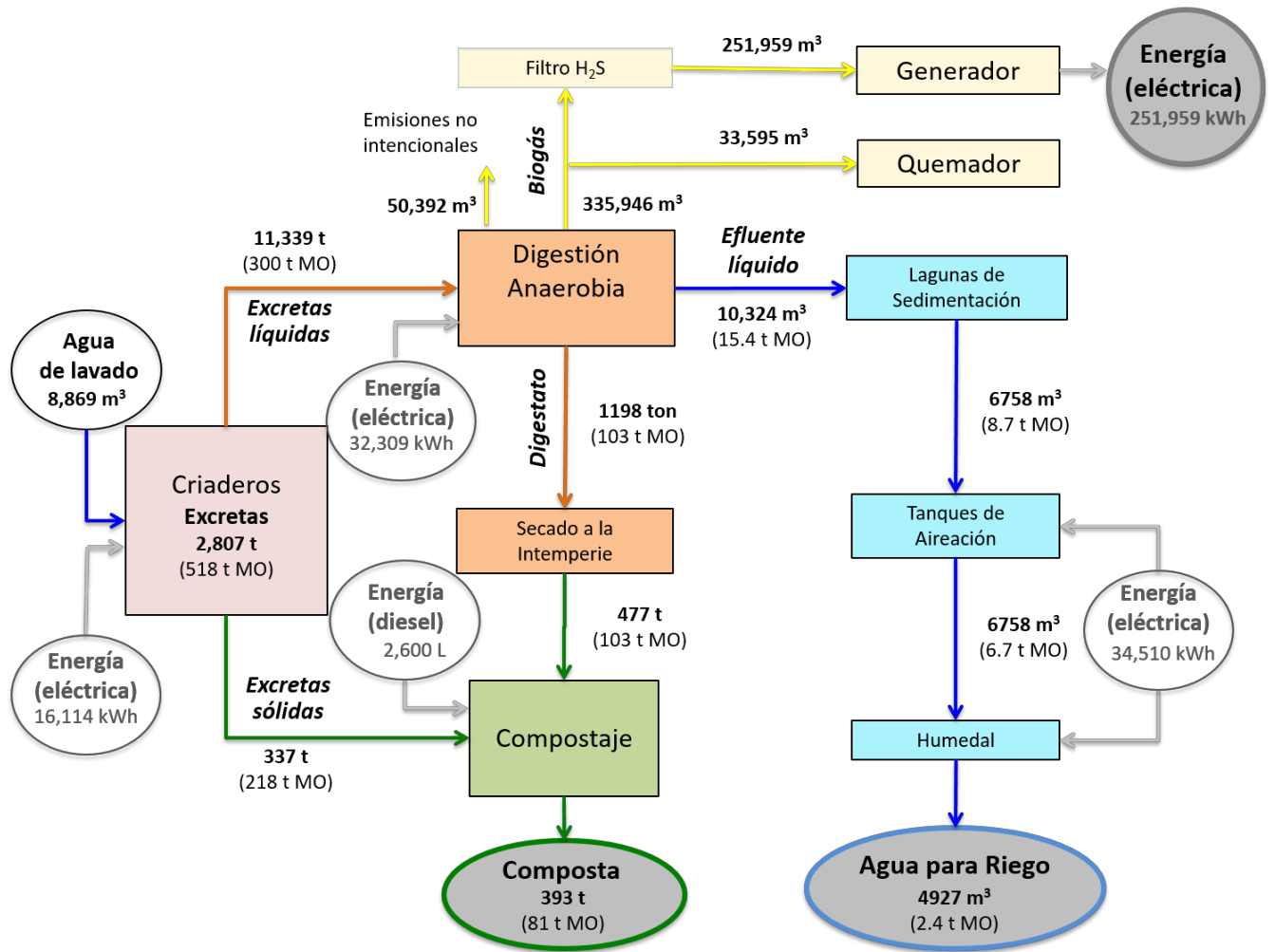


Figura 5.11 Balance general de materia y energía del tratamiento de digestión anaerobia de las excretas de cerdo en la granja seleccionada (base anual).

5.2.5 Comparación de datos de actividad y factores de emisión con datos de la literatura

En la literatura se reportan diversos factores para estimar las principales entradas y salidas en los sistemas para el tratamiento de las excretas de animales (Tabla 5.18). La FAO reporta un factor de generación diaria de excretas húmedas en base al número de animales de 2.25 kg/animal por día (FAO, 2011b). Si consideramos este factor con un número promedio de cerdos de 5,000 para la granja en estudio, tendríamos una producción de excretas de 11,250 kg/día, dicho valor es mayor al calculado mediante el balance de masa de 7,690 kg/día presentado anteriormente. Por otro lado, Vanotti et al. (2007) reporta un factor mucho mayor de 6.2 kg de estiércol por cerdo por día, el cual genera un valor estimado mucho mayor de 31,000 kg de excretas diarias.

Tabla 5.18 Comparación de factores reportados en la literatura y factores estimados por balance de materia.

Factor de literatura	Actividad de la Granja	Valor por factor de literatura	Valor con datos del sitio de estudio	Factor estimado
Generación de excretas				
2.25 ^a kg estiércol/animal.día	5,000 porcinos	11,250 kg excreta /día	7,690 kg excreta /día	1.5 kg excretas/animal.día
6.2 ^b kg estiércol/animal.día	5,000 porcinos	31,000 kg excreta /día		
Producción de biogás				
0.06 ^a m ³ biogás/kg excreta	6,770 kg excreta/día	406 m ³ biogás/día	989 m ³ biogás/día	0.14 m ³ biogás/kg excretas húmedas (85%)
0.35 ^c m ³ biogás/kg DQO	2,385 kg DQO/día	835 m ³ biogás/día		
0.3-0.5 ^d m ³ biogás/m ³ volumen digestor	5,260 m ³ vol digestor	1,578 – 2,630 m ³ biogás		
Generación de electricidad				
23.5 ^e kWh/t materia húmeda	6.77 t materia húmeda	159 kWh/día	615 kWh/día	0.10 kWh/kg de excretas húmedas

^a FAO, 2011b; ^b Vanotti et al., 2007; ^c Luo et al., 2014; ^d Xie, 2012; ^e Achinas et al., 2017

La producción de biogás es un flujo que puede estimarse mediante factores reportados en literatura los cuales se basan en diferentes actividades o características del proceso. La FAO reporta un factor de 0.06 m³ de biogás por kilogramo de excreta húmeda producida (FAO, 2011b), Luo et al. (2014) reportan un factor de 0.35 m³ de metano en base a la cantidad de DQO transformado en el biodigestor. Considerando estos factores reportados en la literatura, se obtendrían menores producciones diarias de biogás en la granja de estudio, de 406 y 835 m³ de biogás respectivamente, comparado con el valor real estimado por balance con datos de campo de 989 m³ biogás/día. También, se reportan factores con base en el volumen del digestor de 0.3 a 0.5 m³ biogás/m³ volumen (Xie, 2012), en este caso el valor estimado es el doble comparado con el valor estimado en este estudio.

La generación de electricidad aplicando el factor reportado por Achinas et al. (2017) de 23.5 kWh/t materia húmeda, sería de 159 kWh/día, valor por debajo de la generación real estimada con datos de la granja de 615 kWh/día.

En general la comparación presentada en los párrafos anteriores, muestra claramente las grandes variaciones en los datos de entrada y salida que se pueden obtener al utilizar factores reportados en la literatura. La selección de los factores debe realizarse cuidadosamente tratando de aproximarse lo más posible a las condiciones que se están evaluando.

Tomando en consideración los datos obtenidos en el sitio de estudio se estimaron los siguientes factores: para la generación diaria de excretas húmedas se estimó un factor de 1.5 kg de excretas/animal por día, o en base a la cantidad de alimento sólido consumido de 769 a

894 kg de excretas/ton de alimento. El factor para la producción de biogás se estimó en 0.14 m³ de biogás/kg de excretas húmedas (85%) y para la producción de energía eléctrica de 0.10 kWh/kg de excretas húmedas (0.68 kWh/kg excretas (base seca)).

Los elementos técnicos generados durante la caracterización del sitio, así como los factores reportados en este estudio sobre la generación diaria de excretas y la producción de biogás y energía podría contribuir a la evaluación y entendimiento de otros procesos en granjas pequeñas y medianas con tratamientos similares, apoyando la obtención de datos y la identificación de fallas técnicas para la implementación de acciones de corrección.

En el presente capítulo se obtuvo información de campo del sitio de estudio permitiendo generar datos reales del proceso los cuales se requieren para llevar a cabo con mayor precisión las siguientes etapas de la investigación sobre la cuantificación de los efectos ambientales (capítulo 6) y la evaluación económica de los co-beneficios (capítulo 7 y 8), reduciendo la variación de las estimaciones y aumentando la certidumbre de los resultados.

En el siguiente capítulo se presenta la cuantificación de los efectos ambientales del tratamiento de las excretas mediante el análisis de ciclo de vida, para lo cual se utilizó la información generada y que se encuentra resumida en el balance general de materia y energía.

5.3 CONCLUSIONES

La granja seleccionada produce anualmente 2,807 toneladas de excretas porcinas de las cuales el 59% son tratadas en un sistema de digestión anaerobia para la producción de energía eléctrica utilizada únicamente para autoconsumo, y el 41% restante se trata por compostaje.

El proceso de digestión anaerobia opera con bajos contenidos de sólidos totales a la entrada del biodigestor (3.27%), altos tiempos de retención hidráulica (162 días) y una baja carga orgánica (0.16 kg SVT/m³/día). Presenta una eficiencia de remoción promedio de materia orgánica de 60.5% y un rendimiento promedio de producción de biogás de 1.2 m³/kg SVT. Los parámetros estimados reiteran la poca eficiencia en la que operan los biodigestores tipo laguna anaerobia cubierta.

La digestión anaerobia de las excretas produce en promedio 335,946 m³ de biogás al año con un contenido promedio de 75.6% de metano, indicando un proceso anaerobio metanogénico en condiciones apropiadas. El 62% del biogás generado es transformado a energía eléctrica para producir 251,959 kWh al año.

El proceso de digestión anaerobia genera subproductos los cuales son tratados generando anualmente 393 toneladas de composta para su aplicación en campos de cultivo y 4,927 m³ de agua tratada utilizada para riego de jardines.

CAPÍTULO 6 . CUANTIFICACIÓN DE LOS EFECTOS AMBIENTALES MEDIANTE ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA

En el presente capítulo se cuantifican, mediante análisis de ciclo de vida, los efectos ambientales del aprovechamiento de las excretas de cerdo para la producción de biogás y energía en sistemas de digestión anaerobia, en comparación con sistemas sin producción de energía. Los sistemas evaluados representan los principales tipos de procesos que se aplican en México para el tratamiento y manejo de las excretas porcinas. El análisis se llevó a cabo, tomando como base la información generada durante la caracterización de la granja en el capítulo anterior.

6.1 METODOLOGÍA

Se evaluaron 2 sistemas con aprovechamiento energético y 2 sistemas sin producción de energía que corresponden a la práctica de quema de biogás y el manejo convencional de las excretas sin ningún tipo de tratamiento. Los sistemas no caracterizados fueron estimados utilizando los parámetros de operación del proceso evaluado en el capítulo anterior.

Se determinaron los perfiles ambientales desde la generación de las excretas hasta el uso del biogás y de los subproductos de la digestión para producir composta y agua tratada. Los flujos anuales de materia y energía obtenidos en la etapa de caracterización, así como los flujos de los sistemas estimados fueron los insumos para llevar a cabo el inventario de ciclo de vida. Se cuantificaron los efectos en 6 categorías de impacto; cambio climático, oxidación fotoquímica, eutrofización, acidificación, agotamiento de recursos fósiles y agotamiento de recursos abióticos. En el capítulo se desarrollan las 4 etapas que comprende un ACV: definición del objetivo y alcance, inventario de ciclo de vida, evaluación de impactos de ciclo de vida e interpretación de la evaluación de impactos.

6.1.1 Objetivo y alcance del ACV

El objetivo fue determinar los potenciales impactos ambientales mediante análisis de ciclo de vida (ACV) del aprovechamiento energético del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, comparado con sistemas sin producción de energía como la quema de biogás y el manejo convencional.

El análisis se realizó desarrollando las 4 etapas de un ACV que se menciona en la norma ISO-14040: definición de objetivos y alcance, inventario del ciclo de vida, evaluación de los impactos del ciclo de vida y la interpretación de resultados. Para el inventario se utilizaron los flujos de materia y energía del proceso caracterizado en la granja porcina ubicada en el Estado de Puebla (capítulo 5). Los sistemas no caracterizados fueron modelados a partir de los parámetros de operación del proceso caracterizado durante los años 2015-2016.

Los sistemas evaluados reflejan los principales tipos de tratamiento o prácticas de manejo que se utilizan en México, los cuales fueron seleccionados con base en la información oficial reportada en los estudios publicados por el Gobierno Mexicano o las Agencias Internacionales

que realizaron estudios sobre el manejo de excretas de animales en el país. Los factores de emisión utilizados para determinar las emisiones en cada uno de los subsistemas fueron seleccionados con base en una completa revisión de la literatura científica más reciente.

6.1.2 Unidad Funcional

El sistema tiene como finalidad el manejo y tratamiento de las excretas de cerdo para la transformación, de la materia orgánica a su forma más simple, mediante procesos de digestión anaerobia para la producción de energía y procesos que no tienen un aprovechamiento energético como la práctica de quema de biogás y el manejo convencional.

La unidad funcional para evaluar los cuatro sistemas es la cantidad de excretas generadas durante un año en granjas porcinas a mediana escala del sector industrial en México. La unidad funcional establecida en el presente análisis es de 1 tonelada de excretas, que incluye tanto los residuos sólidos (heces) y líquidos (orina).

6.1.3 Límites del sistema

El análisis está limitado al tratamiento y manejo de las excretas líquidas y sólidas generadas en los criaderos. El sistema no incluye producción de animales (criaderos), alimentación, ni la construcción y desmantelamiento de los equipos de proceso. Para llevar a cabo el ACV y con la finalidad de estimar la contribución de los diferentes puntos del proceso, el sistema se subdividió en siete subsistemas los cuales se presentan en la Figura 6.1.

Los flujos de entrada son las excretas generadas en los criaderos (residuos sólidos y líquidos), energía (eléctrica y combustibles) y agua. Los principales flujos de salida son biogás transformado a energía eléctrica, composta y agua tratada para su aplicación en campos de cultivo.

Los primeros seis subsistemas corresponden al tratamiento de las excretas: 1) separación que incluye lavado de excretas en criaderos y raspado de excretas sólidas, 2) almacenamiento de excretas sólidas y excretas líquidas, 3) digestión anaerobia, 4) transformación del biogás que incluye generación de electricidad y quema de biogás, 5) tratamiento de subproductos intermedios como el almacenamiento del digestato y tratamiento de efluentes líquidos, y 6) compostaje. En el subsistema 5 se incluye el secado del digestato que se realiza para disminuir su contenido de agua previo al mezclado con las excretas secas para el proceso de compostaje.

El subsistema 7 considera el uso de los subproductos, está integrado por el transporte y aplicación en campos de cultivo de la composta y el agua tratada. En el sistema también se incluyen los impactos evitados por la sustitución de la energía de fuentes fósiles (producción) y de fertilizantes inorgánicos (producción y aplicación en campos de cultivo).

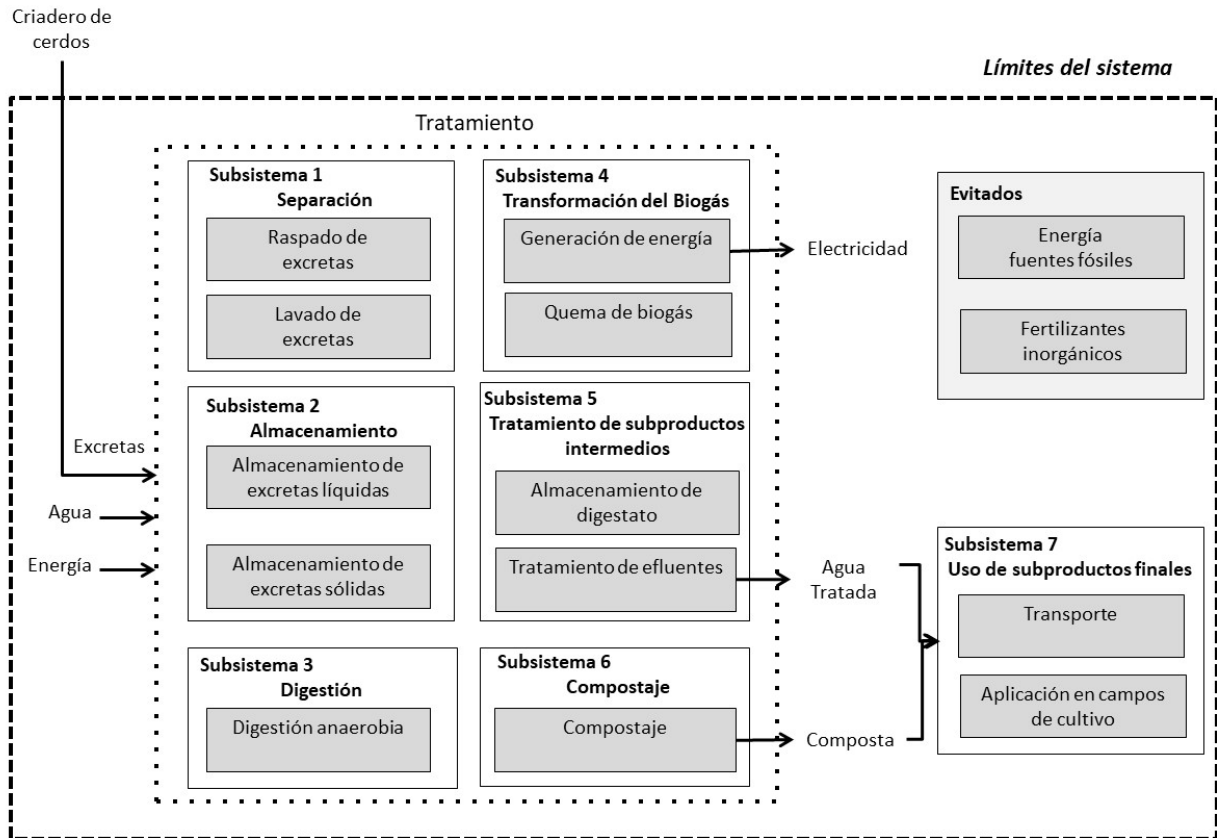


Figura 6.1 Límites del sistema de manejo y tratamiento de excretas de cerdo.

6.1.4 Descripción de los sistemas

El análisis está enfocado en la evaluación de los impactos ambientales de cuatro sistemas que representan el aprovechamiento energético de las excretas, la quema de biogás y el manejo convencional. Los 4 sistemas se agruparon de la manera que se muestra en la Tabla 6.1: sistemas con aprovechamiento energético y sistemas sin aprovechamiento energético. En el primer grupo se incluyen 2 sistemas que generan energía a partir del biogás producido por la degradación anaerobia parcial y total de las excretas, y en el segundo grupo, los sistemas de quema de biogás y manejo convencional.

Tabla 6.1 Sistemas evaluados por ACV del manejo y tratamiento de excretas de cerdo con y sin aprovechamiento energético.

Grupos	Sistemas	Clave
Sistemas con aprovechamiento energético	Sistema con producción parcial de energía	S1
	Sistema con producción total de energía	S2
Sistemas sin aprovechamiento energético	Sistema de quema de biogás	S3
	Sistema de manejo convencional	S4

Los dos primeros sistemas representan el aprovechamiento energético parcial y total de las excretas ya que en México sólo 24% de las excretas producidas en las granjas del sector industrial del país son tratadas en digestores anaerobios; de este porcentaje, 21% de las granjas tratan 100% de las excretas en el digestor, mientras que el 79% restante aplican esquemas de manejo complementarios como separación de sólidos, compostaje y aplicación directa en el suelo (IRRIMEXICO, 2015). A continuación, se describe cada uno de los sistemas y se presenta el diagrama correspondiente.

Sistema con producción parcial de energía (S1)

Los sistemas con aprovechamiento energético están constituidos por el tratamiento de las excretas mediante un proceso integral para su completa valorización, desde la producción de biogás por digestión anaerobia para la generación de electricidad hasta el tratamiento de los efluentes para la producción de subproductos.

El sistema S1 evalúa el aprovechamiento parcial de las excretas para la producción de energía ya que el sistema se encuentra limitado por la demanda del consumo interno, este sistema representa las condiciones de operación de la granja caracterizada. El tratamiento por digestión anaerobia de las excretas líquidas para la producción del biogás utiliza únicamente 59% de las excretas totales en base seca; el 41% restante es enviado al proceso de compostaje, el diagrama se presenta en la Figura 6.2. En este sistema, la demanda de electricidad para el tratamiento de las excretas es cubierta por la producción de energía a partir del biogás, por lo que no considera el uso de energía de la red nacional. Adicionalmente, en este sistema se consideró un 10% de quema de biogás; la composta generada es transportada para su aplicación en campos agrícolas y el agua tratada en utilizada como agua para riego de jardines.

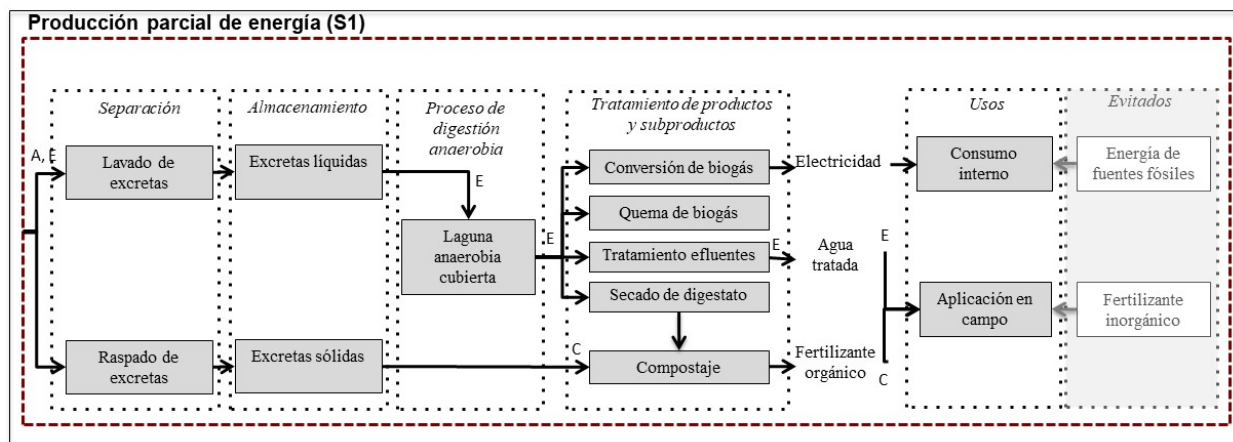


Figura 6.2 Diagrama del sistema con producción parcial de energía del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia (S1). A=agua, E=energía eléctrica y C=combustible.

Sistema con producción total de energía (S2)

El sistema S2, es un sistema simulado a partir de los datos de proceso de la granja caracterizada: misma eficiencia energética y rendimiento del proceso. El sistema muestra el completo aprovechamiento energético por el tratamiento del 100% de las excretas líquidas y sólidas para la producción de biogás, generando electricidad para cubrir el consumo interno y excedentes que se pueden distribuir en la red de CFE. En S2 se consideró un porcentaje mínimo de 1% de quema de biogás. De igual manera el sistema genera composta a partir del digestato para su aplicación como fertilizante orgánico, en tanto el agua tratada es reincorporada el proceso para el lavado de las excretas en los criaderos. El proceso se muestra en la Figura 6.3.

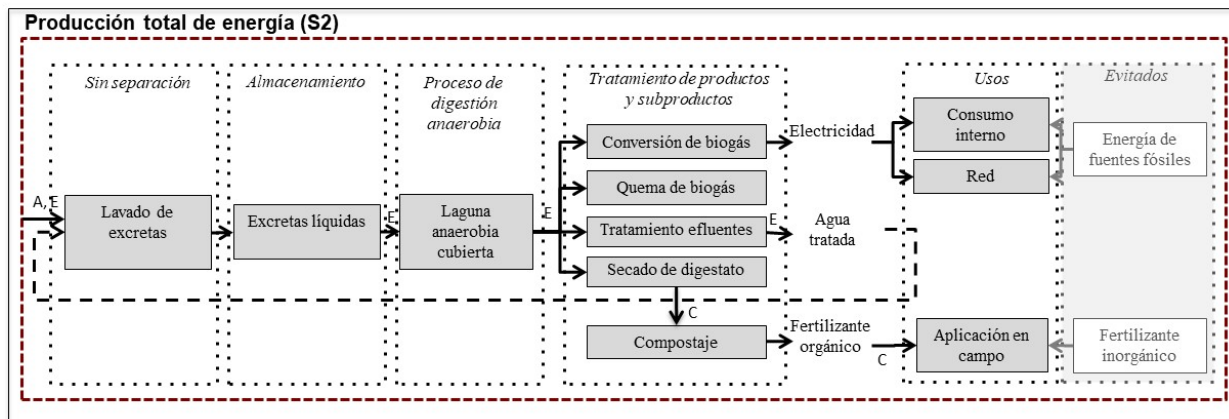


Figura 6.3 Diagrama del sistema con producción total de energía del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia (S2). A=agua, E=energía eléctrica y C=combustible.

Sistema de quema de biogás (S3)

El sistema de quema de biogás es considerado en esta investigación, ya que en México únicamente 39% de los sistemas de digestión anaerobia instalados en el país aprovechan el biogás como fuente de energía renovable, la mayoría de los sistemas instalados (61%) queman el biogás sin ningún tipo de aprovechamiento energético (IRRIMEXICO, 2015). Se reporta que muchas granjas realizan el manejo de las excretas en la medida de sus posibilidades para dar cumplimiento con la legislación ambiental y evitar sanciones (LGPGIR, 2015).

El sistema S3 considera la quema de todo el biogás producido bajo las mismas condiciones de operación del sistema S1, el diagrama del proceso se presenta en la Figura 6.4; considera el tratamiento por digestión anaerobia de las excretas diluidas y el compostaje de las excretas secas, de igual manera se genera composta y agua tratada para su aplicación en campos agrícolas y jardines. El sistema no genera energía eléctrica, por lo tanto, utiliza energía eléctrica de la red de CFE para cubrir el consumo energético del proceso.

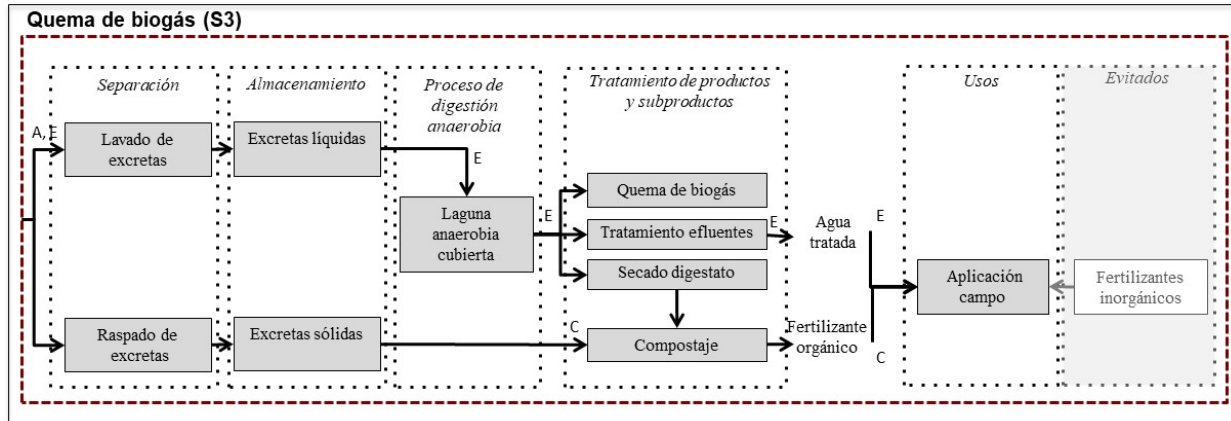


Figura 6.4 Diagrama del sistema de quema de biogás producido por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia (S3). A=agua, E=energía eléctrica y C=combustible.

Sistema de manejo convencional (S4)

El cuarto sistema (S4) es un sistema que simula el manejo de las excretas sin ningún tipo de tratamiento, representa las prácticas convencionales de manejo de las excretas incluyendo prácticas de manejo inadecuadas. Actualmente, en el país se sigue realizando un manejo convencional de las excretas, por lo que existen granjas que no realizan tratamiento y aplican las excretas directamente en campos de cultivo; en algunos otros casos, todavía se descargan las excretas húmedas a ríos cercanos. La FAO (2002) reportó que, en Michoacán y Jalisco, 50% de las granjas de ciclo completo no realizan ningún tipo de manejo de excretas, algunas aplican las excretas como bioabono en húmedo, así como el secado en pila, y el composteo para el tratamiento de las excretas secas. El almacenamiento temporal de las excretas líquidas y sólidas antes de su aplicación en los campos de cultivo, una o dos veces al año, todavía es una práctica común en el país.

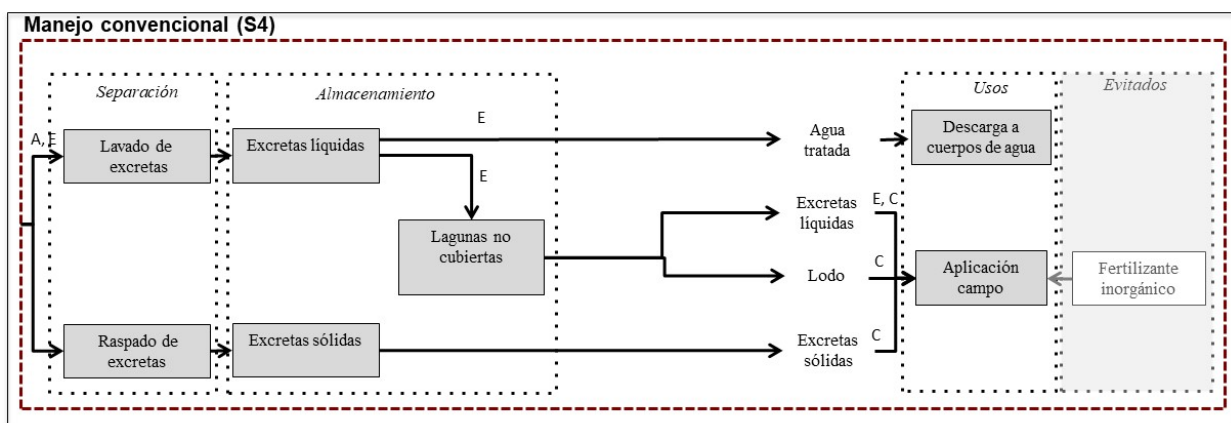


Figura 6.5 Diagrama del sistema del manejo convencional de las excretas de cerdo (S4). A=agua, E=energía eléctrica y C=combustible.

El sistema considera que todas las excretas secas son aplicadas directamente a campos de cultivo como abono orgánico previo su almacenamiento, en tanto que las excretas húmedas diluidas, el 50% se descarga directamente a cuerpos de agua; mientras que el otro 50%, se almacena temporalmente en las lagunas sin cobertura durante medio año, para su posterior transporte y aplicación en campos de cultivo.

6.1.5 Inventario de Ciclo de Vida

En la presente sección se calcula el inventario de los 4 sistemas evaluados en base a una tonelada de excretas producidas, para lo cual se describen a continuación los flujos de materia y energía y los factores de emisión utilizados para calcular las entradas y salidas del inventario de cada sistema.

Flujos de materia y energía

Los cuatro sistemas evaluados utilizan los mismos insumos, las excretas totales son divididas en dos flujos de entrada: las excretas sólidas con un flujo de 337 toneladas anuales y las excretas líquidas que son generadas durante el lavado de los criaderos a un flujo de 11,339 t/año (Tabla 6.2). Los datos de los subproductos generados al final de los procesos son datos reales para S1. Para el sistema S3 (quema de biogás), se utilizan los mismos datos del sistema S1; en tanto que para los sistemas S2 y S4, los flujos y la composición de los productos y subproductos intermedios y finales son estimaciones obtenidas por un balance de masa, a partir de los parámetros de operación del sistema caracterizado.

Tabla 6.2 Flujos anuales y composición de las entradas y salidas de los sistemas evaluados.

	Masa (t/año)	MS (%)	MO (% bs)	NT (% bs)
Insumos				
Excretas totales	2,807	22.5	81.0	-
Excretas sólidas	337	77.4	83.5	4.25
Excretas líquidas	11,339	3.3	76.3	4.25
Agua				
Productos y subproductos				
S1 y S3				
Composta	393	88.0	23.5	1.3
Agua Tratada	4,730	0.25	20.8	-
S2				
Composta	399	59.0	19.2	1.3
Agua Tratada	4,635	0.79	29.0	-
S4				
Descarga a cuerpos de agua	5,670	3.3	76.3	4.25
Bioabono líquido	4,793	1.9	80.8	2.9
Bioabono sólido	268	77.2	83.5	3.7
Bioabono semi-sólido	251	30.0	80.8	2.9

MS = materia seca; MO = materia orgánica; NT = nitrógeno total

Los flujos y composición de las salidas (composta y agua tratada) de los sistemas S1, S2 y S3 son muy similares: en S1 y S3, la composta proviene de la mezcla del digestato y excretas sólidas, las cuales tienen un alto porcentaje de MO de 23.5%; en tanto que, en el sistema S2, la composta únicamente se origina del digestato por lo que tiene menor contenido de MO (19.2%). En general, la composición de la composta en los sistemas con tratamiento muestra contenidos de MO menores a 25% (bs) y de NT menor a 1.5% (bs). Para el sistema 4, las excretas no son tratadas y son aplicadas como bioabono directamente en el suelo con contenidos de MO mayores a 80% (bs) y de NT por arriba de 2.9% (bs). La diferencia del contenido de nitrógeno entre las excretas de entrada y los tres tipos de bioabono se deben a la pérdida de nitrógeno durante las etapas de almacenamiento previo a su aplicación en los campos de cultivo.

Se reporta en la literatura que, la composta y el bioabono tienen características físicas, químicas y biológicas diferentes, su composición es variable dependiendo de la materia prima utilizada y el tiempo de estabilización. De manera general, la composta es un producto estabilizado que puede ser utilizado como nutriente para el crecimiento de plantas o como acondicionador para mejorar las propiedades físicas del suelo con menores contenidos de materia orgánica y nitrógeno que el bioabono (FAO, 2011b).

Para S1, se estimó una producción de biogás de 335,946 m³ al año; los detalles de la estimación se presentaron en el Capítulo 5. La producción en el sistema S2 fue estimada en 579,809 m³/año, considerando el mismo rendimiento del sistema base a un flujo mayor de SVT a la entrada del biodigestor. La producción proyectada fue obtenida disminuyendo el TRH a 97 días, lo cual puede lograrse si se incrementa la frecuencia de agitación al interior del digestor de forma alternada cada día; esto permite acelerar la degradación de la materia orgánica y su transformación a biogás y electricidad. Para el sistema S3, se consideró la misma producción de biogás que en el sistema S1 (Tabla 6.3).

En los tres sistemas con digestión anaerobia (S1, S2 y S3), se consideró un porcentaje del biogás que se envía al quemador. La quema de biogás en el sistema caracterizado (S1) se consideró de 10%, que corresponde a un volumen de 33,595 m³/año. En S2, se envió al quemador un 1% del total del gas producido (5798 m³/año); en tanto que en S3, se quema un volumen de 285,554 m³/año que corresponde a 85% del biogás total generado.

Tabla 6.3 Flujos anuales de biogás producido en los sistemas evaluados (m³/año).

Sistemas	Producción total	Quema	Perdidas no intencionales	Liberado con digestato y efluente	Convertido a energía
S1	335,946	33,595	16,797	33,595	251,959
S2	579,809	5,798	28,990	57,981	487,040
S3	335,946	285,554	16,797	33,595	0
S4	NA	NA	NA	NA	NA

NA: No aplica

En los tres sistemas, se consideraron pérdidas no intencionales de biogás por fugas en los biodigestores de 5% del total generado, con base en lo reportado en la literatura (Vu et al., 2015a). También, se consideraron las liberaciones durante la descarga de los subproductos de los biodigestores y el potencial de producción de metano del digestato, aplicando un porcentaje

de 10% del total del metano producido, ya que este es el porcentaje reportado por la UNFCCC/CCNUCC (2012) para lagunas anaerobias cubiertas.

Los flujos de energía de los cuatro sistemas se presentan en la Tabla 6.4. Para el sistema S1, la granja presentó un consumo de energía eléctrica de 336,822 kWh/año, de los cuales el consumo durante el tratamiento de las excretas fue de 85,081 kWh/año. Este sistema, genera al año 251,959 kWh, de los cuales se considera que 34% cubre el consumo energético del tratamiento de las excretas, y el 66% restante cubre otras demandas internas de la granja.

Para el sistema S2, se estimó un mayor consumo de energía durante el tratamiento de las excretas de 172,140 kWh/año, como resultado del aumento de la agitación interna del digestor y del transporte de un mayor flujo de efluentes líquidos y del digestato. Para este sistema, la electricidad consumida durante el tratamiento también se abastece de la energía generada a partir del biogás. El S2, genera una mayor cantidad de energía eléctrica a partir de biogás de 487,040 kWh/año, que cubre al 100% el consumo interno de la granja que incluye el tratamiento de las excretas (423,881 kWh/año), generando excedentes de energía de 63,159 kWh al año, que podrían incorporarse en la red de CFE.

Tabla 6.4 Flujos anuales de energía (electricidad) en los sistemas evaluados (kWh/año).

Sistemas	Generación	Consumo				Excedentes
		Granja		Tratamiento		
		biogás	fósil	biogás	fósil	
S1	251,959	251,959	84,863	85,081	0	0
S2	487,040	423,881	0	172,140	0	63,159
S3	0	NA	336,822	NA	85,081	0
S4	0	NA	271,613	NA	19,872	0

NA: No aplica

El sistema S3, presenta el mismo consumo de electricidad para el tratamiento de las excretas que el sistema S1 de 85,081 kWh/año; pero en este caso, el proceso no genera energía por lo que 100% del consumo interno de la granja es abastecido por la red de CFE.

En el sistema S4, se estimó un consumo de energía para el manejo de las excretas de 19,872 kWh/año que se obtiene de la red de CFE, la electricidad se consume durante el lavado de excretas en criaderos, y el bombeo y aplicación de excretas líquidas en los campos de cultivo.

Factores de Emisión

Para estimar las emisiones en cada uno de los procesos unitarios de los sistemas evaluados se utilizaron factores de emisión reportados en la literatura. Para seleccionar los factores adecuados para las condiciones de los sistemas se realizó un análisis de artículos científicos que utilizan factores de emisión específicamente para el tratamiento de excretas de cerdo. En general, existen pocos artículos que reportan factores medidos en campo, la mayoría de los artículos utilizan factores estimados. En la Tabla 6.5 y 6.6 se presentan los valores utilizados en cada etapa, detallándose a continuación la selección de cada uno de ellos. Únicamente para el proceso de compostaje se aplicaron factores calculados con datos generados en el presente estudio, tomando en consideración el balance de materia de carbono y nitrógeno.

Durante el almacenamiento de las excretas sólidas se utilizaron factores de emisión reportados por Vu et al. (2015b) (Tabla 6.5). Lo anterior, debido a que el almacenamiento de las excretas sólidas y líquidas producen NH_3 , así como los tres principales gases de efecto invernadero como CO_2 , CH_4 y N_2O . Esto porque las excretas sólidas que se generan diariamente se van apilando hasta que son procesadas por compostaje, almacenándose al aire libre, por lo que el factor de emisión de metano es bajo; mientras que el factor de emisión de NH_3 es el más importante, por las condiciones aerobias y los contenidos de nitrógeno en las excretas de cerdo (Wolter et al., 2004).

Para el almacenamiento de las excretas líquidas se utilizaron factores para CO_2 y CH_4 reportados por Loyon et al. (2007), los cuales están basados en las emisiones diarias por el volumen almacenado de excretas, este factor permite tomar en cuenta el factor tiempo aunque no considera la concentración de carbono y nitrógeno; a pesar de la limitación mencionada, el factor es reportado para excretas de cerdo con una composición similar a la presentada en este estudio, y bajo condiciones de almacenamiento similares. Para estimar las emisiones de N_2O y NH_3 se utilizaron los factores reportados por Wang et al. (2017) de $1.2\text{E}-3$ kg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}/\text{kg NT}$ y 0.31 kg $\text{NH}_3-\text{N}/\text{kg NT}$.

Tabla 6.5 Factores de emisión durante el proceso.

	Valor	Unidad	Referencia
Almacenamiento de excretas sólidas			
CO_2	0.2	kg $\text{CO}_2\text{-C}$ / kg CT	Wolter et al., 2004
CH_4	$8.0\text{E}-3$	kg $\text{CH}_4\text{-C}$ / kg CT	
N_2O	$5.0\text{E}-3$	kg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ / kg NT	Vu et al., 2012
NH_3	0.31	kg NH_3-N / kg NT	(en Vu et al., 2015b)
Almacenamiento de excretas líquidas			
^{a, b} CO_2	41.9	g $\text{CO}_2\text{-C}$ / $\text{m}^3\text{.día}$	Loyon et al., 2007
^{a, b} CH_4	49.8	g $\text{CH}_4\text{-C}$ / $\text{m}^3\text{.día}$	
N_2O	$1.2\text{E}-3$	kg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ / kg NT	Wang et al., 2017
NH_3	0.31	kg NH_3-N / kg NT	Wang et al., 2017
Secado de digestato			
CO_2	75.6/24.4	Relación CH_4/CO_2	Mediciones propias
CH_4	0.1	fracción del CH_4 producido	UNFCCC/CCNUCC, 2012
N_2O	0.1	%NT	IPCC, 2006b
^c NH_3	52	% NH_4-N	Style et al., 2016
Compostaje			
^d CO_2	0.26	kg $\text{CO}_2\text{-C}$ / kg MO degradada	Cálculos propios
^d CH_4	0.01	kg $\text{CH}_4\text{-C}$ / kg MO degradada	
^e N_2O	0.02	kg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ / kg NT transformado	
^{e, f} NH_3	0.88	kg NH_3-N / kg NT transformado	
Combustión de diésel			
CO_2	3.14	kg CO_2 / kg diésel	INECC, 2014

^a Volumen de cárcamo de 150 m^3 para estimación en S1, S2, S3

^b Volumen de laguna de $2,630 \text{ m}^3$ para estimación en S4

^c 80% de NT en forma de NH_4 (Croxatto et al., 2014)

^d 74.5% de MO degradada

^e 62% de NT transformado

^f $0.725 \text{ N}-\text{NH}_3/\text{NT}$ (Wang et al., 2017)

Los subproductos generados durante el proceso de digestión anaerobia emiten durante su almacenamiento o tratamiento un porcentaje del biogás generado al interior de los biodigestores, como resultado de la liberación del biogás disuelto y del fugado durante la descarga (Vu et al., 2015b). Por otro lado, los subproductos todavía presentan un potencial de generación de CH_4 por la presencia de materia orgánica no digerida, por lo que este continúa emitiéndose durante su manejo (Lijó et al., 2014; Rodríguez-Verde et al., 2014). En los sistemas que se evalúan en este estudio el digestato es colocado a la intemperie, con la finalidad de disminuir el contenido de humedad previo a su compostaje, durante este proceso de secado se considera tanto la emisión del biogás arrastrado durante su descarga como por el potencial remanente en el residuo. El factor de emisión aplicado para el secado del digestato fue el reportado por la UNFCCC/CCNUCC (2012) de 10% del biogás del total producido en lagunas aerobias cubiertas, porcentaje similar fue aplicado en otros estudios de ACV (Croxatto et al., 2014; Rodríguez-Verde et al., 2014). Para estimar las emisiones de CO_2 se consideró la composición en el biogás cuantificado en laboratorio (24.2% de CO_2).

La mayoría de los artículos no reportan emisiones de N_2O durante el almacenamiento del digestato, ya que la mayor parte del nitrógeno se libera como NH_3 , debido a sus altos contenidos de N-NH_4^+ generado durante el proceso de digestión anaerobia (Paccanelli et al., 2015). Sin embargo, en el presente análisis se consideró el factor de emisión para N_2O reportado por el IPCC (2006b) de 0.1% del total del nitrógeno. El factor de emisión de amoníaco aplicado para el secado del digestato fue 52% en base al contenido de amonio reportado para lagunas por Style et al. (2016). Debido a que en el presente estudio no se cuantificó el contenido de amonio, se consideró que 80% del contenido total de nitrógeno se encuentra en forma de este compuesto (Croxatto et al., 2014).

Las emisiones durante el compostaje de la mezcla del digestato y excretas secas fueron estimadas utilizando factores de emisión calculados con datos propios obtenidos del balance de C y N total. Para determinar las emisiones específicas de cada gas se consideraron datos de caracterización de los gases emitidos durante el compostaje reportados en la literatura (Vu et al., 2015a; Basset-Mens et al., 2007). Del carbono emitido se consideró que 97% se encuentra en forma de CO_2 y el 3% en CH_4 , en tanto que para las emisiones de compuestos nitrogenados se consideró que 1.5% del nitrógeno liberado se emite como N_2O (Vu et al., 2015a) y para NH_3 se aplicó la relación de 0.725 $\text{N-NH}_3/\text{NT}$ reportado por Wang et al. (2017); dato promedio de un intervalo de 0.24-0.93 $\text{N-NH}_3/\text{NT}$. Con base en los porcentajes de cada gas se estimaron los factores de emisión reportados en base a la cantidad de carbono y nitrógeno degradado o transformado durante el proceso (Tabla 6.5).

Para la quema de biogás, los factores de emisión fueron calculados a partir de la composición del biogás considerando una completa combustión del gas generando CO_2 y SO_2 . Para estimar las emisiones por el transporte de la composta y las excretas se consideró el empleo de camiones de carga de 8-10 m^3 que utilizan diésel como combustible con un rendimiento de 2.5 km/L diésel (CAPUFE, 2004). Para ello, se consideró el uso de 2 camiones por semana con viajes redondos de aproximadamente 20 km cada camión.

Durante la aplicación de composta y excretas sólidas y líquidas en campos de cultivo se generan emisiones de N_2O y NH_3 , los factores de emisión aplicados para determinar las emisiones de estos gases se muestran en la Tabla 6.6. Las emisiones de amonio son las más importantes, por lo que en muchos estudios las emisiones de los óxidos nitrosos son considerados cero, en el presente estudio si se consideró el factor reportado por el IPCC

(2006a). Para la aplicación de las excretas sólidas y líquidas en los campos de cultivo se aplicaron factores reportados por Wang et al. (2017) para ambos gases. Los factores de emisión para la aplicación de la composta fueron considerados los mismos para los sistemas S1 y S2, en el primer sistema la composta se genera de la mezcla excretas sólidas y digestato, en tanto que para el sistema S2, la composta proviene únicamente del digestato. El factor de emisión para NH_3 fue 50% del total del nitrógeno amoniacal (Lopez-Ridaura et al., 2009), el cual fue estimado considerando que 25% del nitrógeno total se encuentra como nitrógeno amoniacal (TAN) (Brockmann et al., 2014).

Para calcular las emisiones evitadas por la sustitución de la aplicación de los fertilizantes minerales se asumió la sustitución de la misma cantidad de nitrógeno presente en la composta (fertilizante orgánico) y excretas (bioabono), los factores de emisión utilizados fueron los reportados por el IPCC (2006b) para N_2O ; en tanto que, para NH_3 se aplicó el valor reportado por Vu et al. (2015b).

Tabla 6.6 Factores de emisión durante la aplicación en campos de cultivo.

	Valor	Unidad	Referencia
Composta			
N_2O	0.01	kg $\text{N}_2\text{O-N}$ / kg NT	IPCC 2006a
^a NH_3	50%	N amoniacal	Lopez-Ridaura et al., 2009
Excretas sólidas			
N_2O	8.0E-5	kg $\text{N}_2\text{O-N}$ / kg NT	Wang et al., 2017
NH_3	0.18	kg $\text{NH}_3\text{-N}$ / kg NT	Wang et al., 2017
Excretas líquidas			
N_2O	9.3E-3	kg $\text{N}_2\text{O-N}$ / kg NT	Wang et al., 2017
NH_3	0.30	kg $\text{NH}_3\text{-N}$ / kg NT	Wang et al., 2017
Fertilizantes minerales			
N_2O	0.01	kg $\text{N}_2\text{O-N}$ / kg NT	IPCC, 2006b
NH_3	0.24	kg $\text{NH}_3\text{-N}$ / kg NT	Vu et al., 2015b

^a 25% TAN/NT (Brockmann et al., 2014)

Inventario

Para realizar el inventario de los cuatro sistemas evaluados se utilizaron los flujos de materia y energía, así como los factores de emisión descritos anteriormente; los valores a detalle del inventario se presentan en la Tabla B1 en el Anexo B. La energía eléctrica consumida en los sistemas S1 y S2 es cubierta por la energía producida en el proceso a partir de biogás, por lo que no se considera como entrada en el inventario. Para los sistemas S3 y S4, la energía se abastece de la red de CFE. Las salidas del inventario incluyen los productos intermedios y finales, las emisiones al aire y las liberaciones al agua.

6.1.6 Evaluación de Impactos

El ACV se realizó en el software SIMAPRO pHD 8.1.1.16 2016. Para las entradas de energía eléctrica, combustible diésel y agua se utilizaron los análisis disponibles en la base de datos Ecoinvent 3. Para la producción de energía eléctrica, se usó un mix de producción de alto voltaje en México que se emplea a nivel industrial (>24 kV) con datos del 2012 al 2014, que incluye las tecnologías usadas para la producción y distribución de la energía.

Debido a que no se tienen datos para México relacionados con la extracción de agua, se utilizó la base de datos para la extracción de agua del subsuelo sin tratamiento reportado para Quebec, Canadá (2012-2014); el proceso considera el bombeo del agua desde el acuífero, sin tratamiento, pero con presurización para su distribución. Se seleccionó esta base de datos porque el agua en México tampoco recibe ningún tipo de tratamiento para su distribución. Para el consumo de combustible diésel fue utilizado un proceso de refinación a partir de petróleo crudo con datos de Europa (sin Suiza).

Para estimar los impactos ambientales evitados por la sustitución de los fertilizantes inorgánicos se utilizó la mezcla de dos fertilizantes: 50% sulfato de amonio y 50% urea. Los porcentajes utilizados fueron seleccionados con base en información del uso de fertilizantes en México (ANACOFER, 2011; ASERCA, 2013). Se reporta que, en el país, el sulfato de amonio es el de mayor producción nacional; en tanto la urea es un producto importado. Las bases de datos para la producción de los dos fertilizantes fueron bases independientes reportadas para Europa (RER) con datos promedio provenientes de diversas plantas. La cantidad de fertilizante mineral sustituido fue estimado tomando en consideración la misma cantidad de nitrógeno presente en la composta y excretas.

Los impactos evitados por la sustitución de la energía de fuentes fósiles fueron estimados considerando que toda la electricidad generada a partir del biogás, reduce el uso de la misma cantidad de electricidad proveniente de fuentes fósiles, evitando los impactos ambientales generados durante su producción.

La mayoría de los ACV relacionados con la evaluación del manejo de excretas de animales realizan los análisis considerando las emisiones de CO₂ como emisiones biogénicas. El IPCC (2006a) establece que las emisiones de CO₂ del manejo del estiércol son cero porque el CO₂ de la fotosíntesis de las plantas regresa a la atmósfera como CO₂ respirado, formando parte del ciclo del carbono. Sin embargo, existen puntos de vista que cuestionan si se deben o no incluir las emisiones de CO₂ biogénico (Hoeve et al., 2014). Con la finalidad de poder comparar los resultados obtenidos con los reportados en la literatura, en el presente estudio se consideró que el CO₂ generado por el tratamiento de las excretas es CO₂ biogénico, por lo que fue excluido del análisis; únicamente fueron incluidas las emisiones de CO₂ generadas por el uso de diésel.

La evaluación de los impactos ambientales fue realizada mediante el uso del método CML-IA 2013 (versión 4.2) desarrollado por el Centro de Ciencias Ambientales de la Universidad de Leiden en Holanda en el 2001, el método incluye 8 grupos de categorías de impacto: cambio climático, acidificación, eutrofización, agotamiento de la capa de ozono, oxidación fotoquímica, toxicidad humana, ecotoxicidad (acuática de agua dulce, acuática de agua marina y terrestre) y agotamiento de recursos abióticos (combustibles fósiles y elementos y reservas).

Las ocho categorías de impacto que incluye el método CML fueron modelados para cada uno de los sistemas evaluados, pero únicamente se presentan los resultados de seis categorías que presentaron datos de impacto sobre el propio proceso evaluado: cambio climático (emisiones de CO₂-biogénico, CO₂-fósil, CH₄, N₂O), oxidación fotoquímica (CH₄, VOC, NO_x), eutrofización (NH₃, DQO), acidificación (NH₃ y SO₂), agotamiento de recursos fósiles y agotamiento de recursos abióticos el cual incluye los recursos hídricos. Los impactos sobre toxicidad humana y ecotoxicidad que no se presentan, provienen principalmente de los procesos de producción de electricidad y diésel que del propio sistema de tratamiento de las excretas

6.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados son presentados tomando en consideración los impactos totales generados de forma directa por el tratamiento de las excretas y los impactos evitados por la sustitución de energía de fuentes fósiles y fertilizantes inorgánicos. Los impactos netos fueron calculados restando los impactos totales (valores positivos), menos los impactos evitados (valores negativos). Los impactos netos con valores positivos son considerados impactos o cargas ambientales, en tanto los impactos netos con valores negativos son considerados como beneficios o impactos positivos.

6.2.1 Cambio Climático

Los impactos ambientales sobre el cambio climático de los 4 sistemas evaluados se presentan en la Figura 6.6. El tratamiento de una tonelada de excretas aplicando el sistema base (S1) con producción parcial de energía genera un total de 338 kg CO₂ eq, de los cuales el 46% está asociado al biogás que se libera junto con el digestato y el efluente líquido a la salida del biodigestor. La liberación de biogás por fugas contribuyó con el 23% de los impactos, el almacenamiento de las excretas con el 16% y el compostaje únicamente con el 13%.

El sistema S2 con producción total de energía emite una cantidad de gases de efecto invernadero a la atmósfera de 471 kg CO₂ eq, las emisiones están asociadas a los mismos procesos unitarios mencionados para el sistema S1. En este caso, las liberaciones con el digestato y las fugas no intencionales representan el 57% y 28% respectivamente, esto se debe a que las emisiones están estimadas en base a la cantidad de biogás generado en el digestor, por lo que al generar una mayor cantidad de biogás se estiman mayores emisiones en estas dos etapas del proceso de digestión anaerobia.

El sistema S3, que representa la quema de biogás presenta impactos totales de 356 kg CO₂ eq, muy cercano al S1 debido a que son los mismos sistemas, la diferencia se debe al uso de energía de la red de CFE en S3. El sistema S4 sin ningún tipo de tratamiento generó un total de 447 kg CO₂ eq, de los cuales el almacenamiento de las excretas líquidas diluidas en las lagunas abiertas emite la mayor cantidad de GEI a la atmósfera contribuyendo con 89% del total de los impactos, mientras que el almacenamiento de las excretas secas contribuye únicamente con 10%. Se ha reportado que el almacenamiento en lagunas anaerobias sin cobertura es una fuente significativa de emisiones de metano, amonio y nitrato; a pesar de ello, la formación de costras naturales en la superficie de las lagunas disminuye significativamente las emisiones (Prapasongsa et al., 2010).

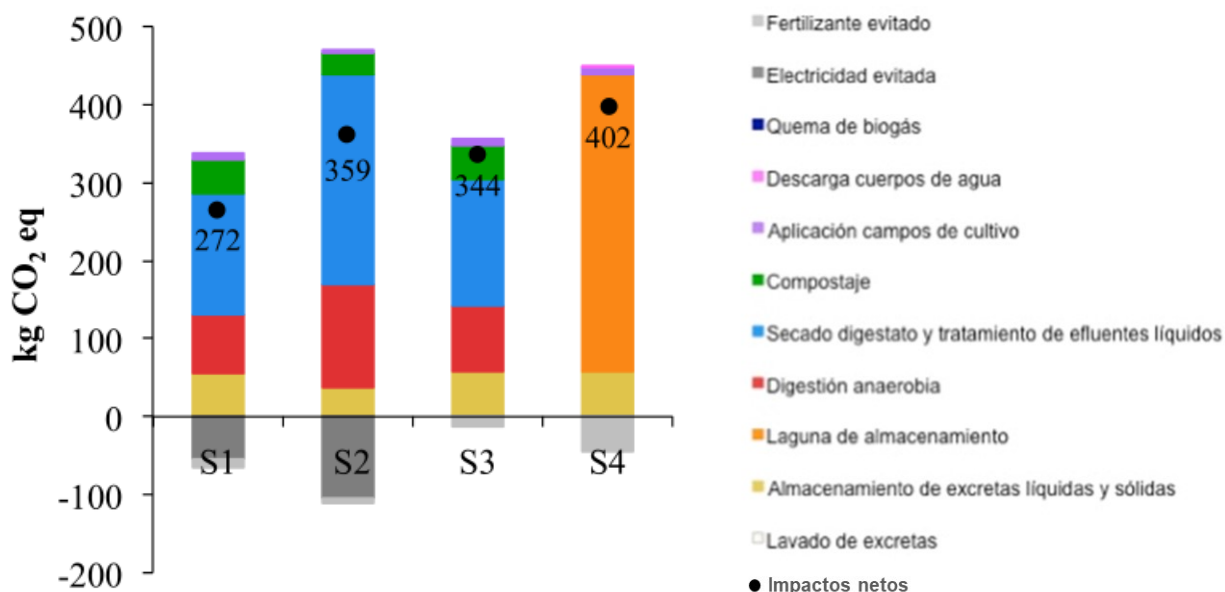


Figura 6.6 Impactos ambientales sobre cambio climático generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.

En general, en los primeros tres sistemas la técnica de compostaje presentó menores cargas ambientales sobre cambio climático (27-43 kg CO₂ eq) que el proceso de digestión anaerobia (77-133 kg CO₂ eq), asociando a este último las emisiones no intencionales por fugas. Comparando el compostaje proveniente de diferentes insumos, en el sistema S1 y S3, se obtuvieron mayores impactos (43.5 kg CO₂ eq) por el compostaje de excretas y digestato, el cual tiene un mayor contenido de materia orgánica; en tanto el compostaje de sólo digestato en el sistema S2 produce emisiones menores de 27.5 kg CO₂ eq. Estos resultados son comparables con los obtenidos por Luo et al. (2014), quienes reportan mayores impactos cuando todas las excretas son enviadas a compostaje, que cuando se compostea la mezcla de excretas y sólidos descargados de la planta de biogás.

Los impactos evitados en los sistemas con aprovechamiento energético (S1 y S2) provienen principalmente de la sustitución de energía de fuentes fósiles (82% y 93%), en tanto la sustitución de fertilizantes inorgánicos únicamente contribuye con el 18% y 7% en cada uno de los sistemas. Al considerar las emisiones evitadas para estimar los impactos netos la comparación entre los sistemas cambia.

Los impactos netos del sistema S1 disminuyeron a 272 kg CO₂ eq, en tanto en el sistema S2 solamente disminuyeron a 359 kg CO₂ eq. El sistema S2 generó la mayor cantidad de impactos evitados de 104 kg CO₂ eq por la sustitución de una mayor cantidad de energía eléctrica, lo que ayudó a disminuir la carga ambiental del proceso. La emisión de metano por fugas, y durante la descarga del digestato, tiene una fuerte contribución sobre el total obtenido; por lo que los impactos evitados no fueron suficientes para reducir los impactos netos por debajo del sistema

S1. Esto significa que aumentar la generación de energía por la digestión anaerobia de todas las excretas, incrementa los impactos netos ambientales sobre el calentamiento global en 87 kg CO₂ eq por ton de excretas producidas.

El sistema S3 generó impactos netos de 344 kg CO₂ eq, obteniendo una diferencia con el sistema S1 de 72 kg CO₂ eq. El manejo convencional de las excretas presentó los impactos netos más altos de todos los sistemas con 402 kg CO₂ eq; estos resultados muestran la importancia de tratar las excretas por digestión anaerobia para disminuir los impactos y contribuir a la mitigación del calentamiento global.

Si se comparan los sistemas de producción de energía con el manejo convencional se obtiene una diferencia de 43 y 130 kg CO₂ eq para el sistema con producción total y parcial de energía respectivamente, lo cual muestra que el aprovechamiento energético de las excretas presenta un mejor perfil ambiental comparado con el manejo de las excretas sin ningún tipo de tratamiento. Algunos artículos científicos reportan resultados similares con valores cercanos a los reportados en el presente estudio, Prapasongsa et al. (2010) reportó una reducción de 144-147 kg CO₂ eq por tonelada de excretas de cerdo (base húmeda) en un sistema de digestión anaerobia con recuperación de energía; en tanto Hamelin et al. (2011) encontró una reducción de 104 kg CO₂ eq por tonelada en un sistema de producción de energía con separación de excretas sólidas y líquidas.

Los valores netos sobre cambio climático para los 4 sistemas evaluados se encuentran entre 270 y 402 kg de CO₂ eq por tonelada de excretas producidas; estos valores son mayores a los reportados en otros estudios con una UF similar. De Vries et al. (2012a) obtuvieron impactos netos aproximadamente de 80 kg de CO₂ eq por tonelada de sustrato; esta diferencia puede explicarse porque se consideran bajos porcentajes de emisiones no intencionales y no se consideran emisiones de biogás por el manejo de subproductos. En otros estudios se reportan valores negativos por tonelada de excretas (base húmeda) debido a la mayor cantidad de impactos evitados (Prapasongsa et al., 2010; Croxatto et al., 2014).

6.2.2 Oxidación Fotoquímica

Existen diversas sustancias que promueven la generación de ozono troposférico mediante su oxidación fotoquímica, en los sistemas evaluados los impactos provienen principalmente de las emisiones de CH₄ por la degradación de la materia orgánica y del SO₂ generado durante la quema del biogás. En general los cuatro sistemas tienen un comportamiento similar al observado para cambio climático (Figura 6.7), el sistema S1 con producción parcial de energía y composta presenta el menor impacto con 0.074 kg etileno eq, el 50% de los impactos se deben a la liberación en los subproductos de la digestión anaerobia y el 25% a la liberación de metano por emisiones no intencionales. Lijo et al. (2014) también reporta importantes contribuciones al cambio climático y oxidación fotoquímica por la pérdida de biogás debido a liberaciones no intencionales en el digestor, así como al almacenamiento del digestato.

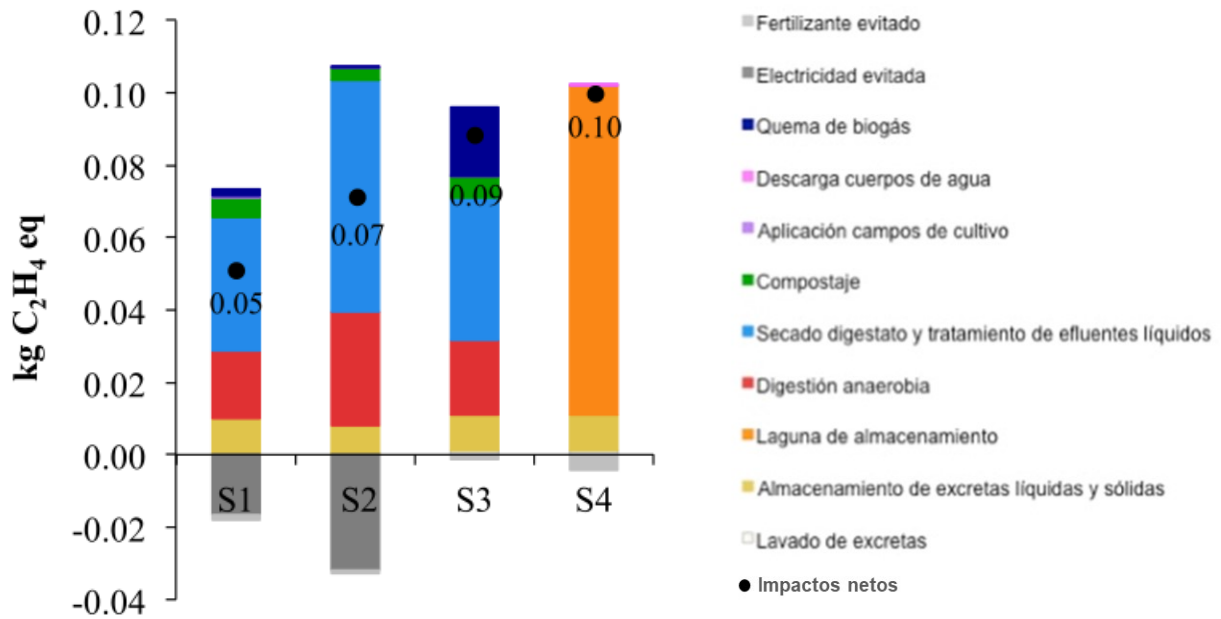


Figura 6.7 Impactos ambientales sobre oxidación fotoquímica generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.

El sistema S2, de igual manera tiene los mayores impactos sobre oxidación fotoquímica con 0.107 kg etileno eq, de los cuales las emisiones al aire durante la digestión anaerobia contribuyen al total de los impactos. En el sistema S3, se observa una diferencia notable en comparación con S1 debido a la producción de SO₂ por la quema del biogás, registrando impactos de 0.096 kg etileno eq. El sistema sin tratamiento de excretas (S4) presentó un total de 0.102 kg etileno eq. principalmente por la emisión de CH₄ a la atmósfera durante el almacenamiento de las excretas líquidas.

Los impactos evitados provienen principalmente del reemplazo del uso de electricidad de CFE para los sistemas con aprovechamiento energético (92-97%). Tomando en consideración estos impactos evitados, el sistema con producción parcial de energía (S1) presentó el menor impacto neto de 0.05 kg etileno eq. con una reducción de 23% de las emisiones; mientras que S2 con una mayor producción de energía eléctrica, disminuyó sus impactos en un 30% llegando a 0.075 kg etileno eq. Los sistemas S3 y S4 redujeron ligeramente sus impactos por la sustitución de los fertilizantes inorgánicos, manteniéndose en 0.095 y 0.098 kg etileno eq. respectivamente. El manejo de las excretas sin tratamiento (S4) muestra aproximadamente el doble de los impactos netos sobre la oxidación fotoquímica comparado con S1. Pocos estudios reportan impactos sobre creación potencial de oxidantes fotoquímicos y la mayoría de ellos utilizan unidades de energía como unidad funcional, Fusi et al. (2016) reportó efectos sobre oxidación fotoquímica de 70 gr C₂H₄ eq/MWh para una planta que genera 2,505 MWh al año.

Los resultados obtenidos sobre cambio climático y oxidación fotoquímica muestran que los mayores impactos son generados principalmente durante el proceso de digestión anaerobia, específicamente por la liberación de biogás por fugas no intencionales y durante la descarga y tratamiento del digestato y los efluentes. El secado del digestato al aire libre para disminuir el contenido de agua es la práctica que presentó las mayores cargas ambientales por las emisiones de CH_4 , siendo la etapa más relevante en el perfil ambiental de los sistemas analizados, es una práctica inadecuada que no debe realizarse para evitar emisiones a la atmósfera. Las pérdidas del biogás y los impactos sobre cambio climático durante la descarga y almacenamiento de los subproductos de la digestión también han sido reportadas en otros artículos (Lijo et al., 2014; Vu et al., 2015b; Van Steppen et al., 2016; Styles et al., 2016).

En diversos estudios se evalúan las mejores prácticas de manejo y las mejores técnicas de tratamiento del digestato para evitar emisiones durante su manejo. Para controlar las emisiones de CH_4 y NH_3 durante el almacenamiento o tratamiento del digestato es importante considerar procesos cerrados y controlados como lo propone Paccanelli et al. (2015). El compostaje y la separación sólido-líquido con tratamiento de flujos gaseosos previo al tratamiento biológico de los compuestos nitrogenados, son técnicas propuestas (Vazquez-Rowe et al., 2015). La recirculación del digestato a los biodigestores para aprovechar el potencial residual de metano lo cual mejora el aprovechamiento energético y económico es una práctica propuesta por Sambusiti et al. (2015). Style et al. (2016) en un estudio sobre el balance ambiental del sector biogás en el Reino Unido proponen reglamentar el uso de depósitos cubiertos para el almacenamiento de digestato y usar métodos de inyección para su aplicación en campos de cultivo para disminuir impactos netos sobre eutrofización y acidificación.

Actualmente existen propuestas para el tratamiento de los subproductos generados en grandes plantas industriales de biogás (capacidad > 500 kW), en países desarrollados como Alemania se ha demostrado la reducción del uso de recursos y de los impactos ambientales por la aplicación de diversas tecnologías (en uso y nuevas), incluyendo el compostaje en celdas cerradas, sin embargo, puntualizan que el criterio predominante para seleccionar la tecnología más apropiada es la rentabilidad (Rehl y Müller, 2011).

6.2.3 Eutrofización

Los impactos ambientales sobre la eutrofización de los recursos naturales son importantes, ya que refleja la contaminación de los suelos y cuerpos de agua por la descarga de materia orgánica y nutrientes como nitrógeno y fósforo, lo cual causa crecimiento excesivo de algas disminuyendo la calidad del agua y la fauna (Acero et al., 2017). El método CML considera los impactos sobre eutrofización por las emisiones de NH_3 , NO_2 y NO_x y la descarga de nitrógeno y fósforo, además de la materia orgánica medida como DQO.

Los efectos de las emisiones y descargas generadas por los sistemas evaluados sobre la eutrofización de los recursos naturales se muestran en la Figura 6.8. La mayor contribución a la eutrofización proviene del almacenamiento de las excretas previo a su tratamiento con aproximadamente el 50% de los impactos para los cuatro sistemas evaluados. El compostaje fue el segundo proceso que contribuyó de forma importante a los impactos, seguido de la aplicación en los campos de cultivo para los sistemas con tratamiento. Styles et al. (2016), reportan mayores contribuciones sobre eutrofización por el almacenamiento del digestato que de las excretas como resultado de un mayor contenido de NH_4 .

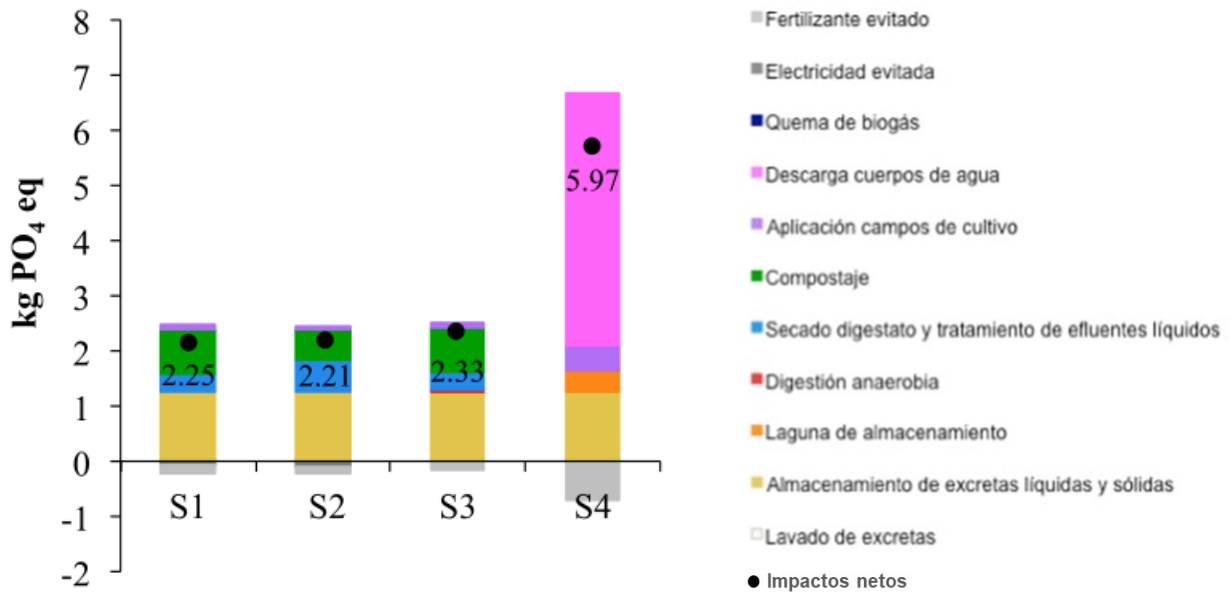


Figura 6.8 Impactos ambientales sobre eutrofización generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.

Es bien conocido que el proceso de compostaje es un tratamiento sencillo y económico que muestra beneficios ambientales al generar composta para su aplicación como fertilizante orgánico y mejorador de suelos (Donnehy et al., 2017; Sáez et al., 2017). En los apartados anteriores se observó que el compostaje tiene pocos efectos sobre cambio climático y oxidación fotoquímica, sin embargo, los principales problemas del compostaje son la generación de N₂O y NH₃ (Lopez-Ridaura et al., 2009), por tal motivo esta técnica muestra mayores impactos sobre eutrofización. Estudios de ACV indican mayores impactos del compostaje comparado con técnicas de manejo con separación y aplicación directa de excretas en campos de cultivo. En otros estudios se proponen mejoras al proceso para promover la formación de N₂, así como aplicar condiciones controladas y cerradas para capturar los gases generados durante el proceso (Szanto et al., 2007; Zeng et al., 2016).

En general, los tres sistemas con tratamiento tienen impactos sobre eutrofización muy similares, pero el sistema S2 que representa el completo aprovechamiento energético presentó el valor más bajo de 2.44 kg PO₄ eq, en respuesta a la menor producción de composta reduciendo las emisiones de NH₃, en comparación con el sistema S1 con compostaje del digestato y excretas secas con mayor contenido de nitrógeno.

S4 presentó los mayores impactos sobre la eutrofización de 6.68 kg de PO₄ eq, resultado principalmente de la descarga a cuerpos de agua de las excretas con altos niveles de nitrógeno y materia orgánica, contribuyendo con el 69% del total de los impactos; así como por el almacenamiento y la aplicación directa de las excretas en los campos de cultivo con 19% y el 7%, respectivamente. En el presente estudio no fue analizado el contenido de fósforo, pero su contribución es de gran importancia de acuerdo con lo reportado por Luo et al. (2014) y Vu et al

(2015b), lo cual se espera que aumenten los impactos, reflejando aún más la problemática ambiental que representa la descarga de residuos a los recursos naturales.

Para esta categoría, los impactos evitados provienen principalmente de la sustitución de los fertilizantes minerales; en el sistema S1, 75% proviene de la sustitución de los fertilizantes y sólo 25% de la sustitución de energía; en tanto que en S2, los impactos están balanceados con el 50% cada uno. El sistema S4 presentó los mayores impactos evitados de 0.707 kg de PO_4eq , debido a la mayor sustitución de fertilizantes minerales y del mayor contenido de nitrógeno en las excretas. En tanto S2, tiene los menores impactos evitados de 0.12 kg de PO_4eq , por la menor cantidad de composta aplicada con niveles bajos de nitrógeno.

Aunque las estimaciones reflejan una mayor sustitución de fertilizantes minerales para el sistema S4, es de suma importancia considerar que no todos los nutrientes presentes en las excretas son absorbidos por las plantas; existe un porcentaje que es lixiviado al suelo y los mantos freáticos o arrastrados a ríos y lagos aguas abajo de los campos de cultivo que genera problemas de contaminación. Sin embargo, en el presente estudio no se consideraron los factores de liberación al suelo y agua por la aplicación directa de excretas al suelo.

Tomando en consideración los impactos evitados por la sustitución de fertilizantes, los impactos en el sistema S2 disminuyeron a 2.21 kg de $PO_4 eq$; mientras que los sistemas S1 y S3, permanecieron con impactos netos de 2.25 y 2.33 kg de $PO_4 eq$, respectivamente. A pesar de que el sistema S4 tiene los mayores impactos evitados, la descarga a cuerpos de agua genera grandes cargas ambientales por lo que los impactos netos fueron de 5.97 kg de $PO_4 eq$, más del doble comparado con los sistemas que aplican tratamiento a las excretas.

Los resultados obtenidos muestran claramente que la descarga de excretas a cuerpos de agua es una práctica que impacta fuertemente en la eutrofización de los sistemas naturales, evitarla reduce de manera importante los impactos al ambiente (Luo et al., 2014; Vázquez-Rowe et al., 2015). La descarga de residuos a los suelos y ríos con altos contenido de nutrientes y materia orgánica es una actividad que se reporta en muy pocos estudios debido a que es una práctica inadecuada del manejo de las excretas, pero en países en vías de desarrollo todavía es una práctica común. En Vietnam y China se reporta el uso de esta práctica y los resultados del ACV muestran el impacto de la descarga no sólo de excretas, sino también del digestato en sistemas con producción de biogás (Luo et al., 2014; Vu et al., 2015b). Vu et al. (2015b) reportan importantes impactos sobre cambio climático y eutrofización por la descarga del digestato en cuerpos de agua en Vietnam, haciendo mención de la poca viabilidad técnica y factibilidad económica de aplicar los residuos como bioabono en sistemas a pequeña escala por el alto contenido de agua y la problemática técnica que representa su transporte a grandes distancias para su distribución en campos agrícolas.

6.2.4 Acidificación

La acidificación refleja el aumento de acidez en el agua y los suelos resultado de las emisiones de compuestos azufrados (SO_x) y nitrogenados (NO_x). En el presente estudio los impactos sobre la acidificación de los tres sistemas con tratamiento de las excretas fueron resultado principalmente de las emisiones de NH_3 durante el almacenamiento temporal de las excretas (48-52%), el compostaje (22-32%), el secado del digestato (13-23%) y la aplicación de la composta como fertilizante orgánico en los campos de cultivo (2.4-3.4%) (Figura 6.9).

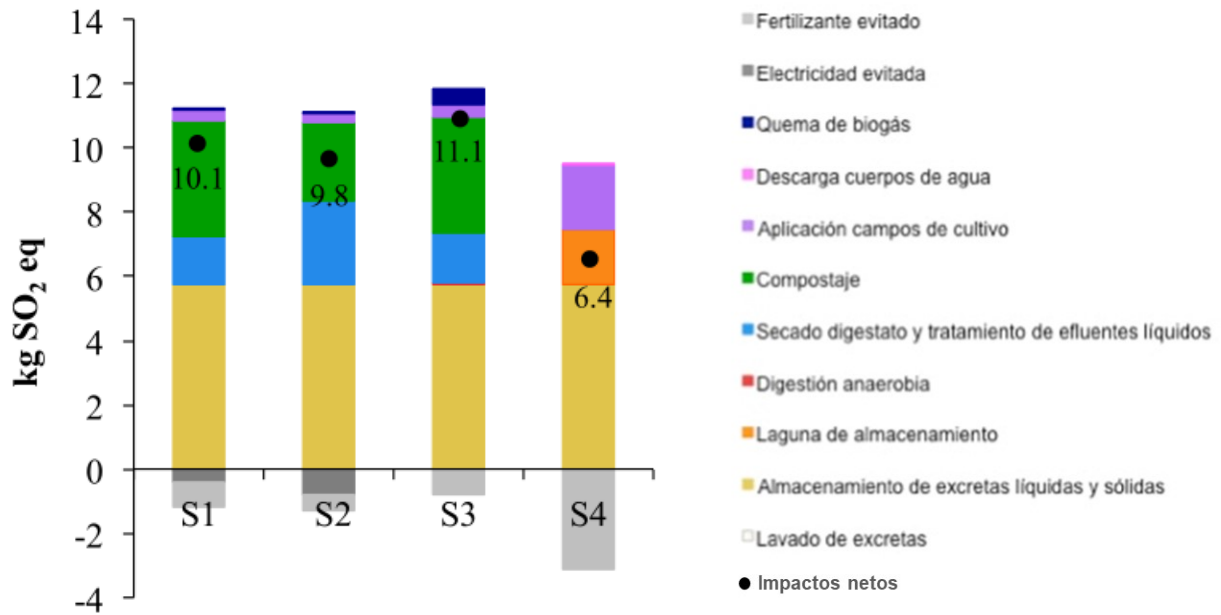


Figura 6.9 Impactos ambientales sobre acidificación generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.

Aunque los resultados sobre cambio climático y oxidación fotoquímica muestran la importancia de las emisiones de CH₄ durante el manejo del digestato, es también importante considerar las liberaciones de NH₃, ya que durante el proceso de digestión se lleva a cabo la transformación de los compuestos orgánicos nitrogenados (urea) a NH₄⁺, el cual es liberado como NH₃ durante su manejo y tratamiento (Paavola y Rintala, 2008; Zeng et al., 2016; Styles et al., 2016). Las emisiones de amoníaco son importantes en las categorías de eutrofización y acidificación, las cuales provienen principalmente de las etapas de almacenamiento y durante el proceso de compostaje, en estas etapas hay menor generación de metano y predomina la formación de compuestos nitrogenados.

Los tres sistemas presentan un comportamiento similar a los impactos reportados sobre eutrofización. Los sistemas con producción de energía (S1 y S2) generaron impactos totales de 11.27 y 11.08 kg SO₂ eq respectivamente, en tanto el sistema de quema de biogás presentó los impactos más altos de 11.83 kg SO₂ eq por una mayor producción de composta y por la emisión de SO₂ durante la quema del biogás. El sistema sin tratamiento (S4) registró los impactos más bajos (9.45 kg SO₂ eq) comparado con los tres sistemas anteriores, de los cuales el almacenamiento de las excretas contribuyó con los mayores porcentajes (61% y 18%), en tanto la aplicación del bioabono presentó una contribución del 21%. La aplicación de las excretas directamente en los campos de cultivo generó mayores impactos sobre acidificación de 1.98 kg SO₂ eq que la aplicación de composta en los otros tratamientos de 0.26-0.38 kg SO₂ eq.

El almacenamiento de las excretas líquidas y sólidas es una de las principales prácticas que han mostrado impactos sobre eutrofización y acidificación, Paccanelli et al. (2015) reportan que

el almacenamiento de la fracción sólida tiene impactos sobre formación de partículas, acidificación terrestre y eutrofización marina, debido a las mayores emisiones de amonio en comparación con el almacenamiento de la fracción líquida. Otro estudio ha reportado cargas ambientales sobre acidificación terrestre por el almacenamiento de las excretas de aproximadamente 4 kg SO₂ eq por 1000 kg de excretas húmedas (Hoeve et al., 2014), valores comparables con los obtenidos en el presente estudio

En esta categoría los impactos evitados se generan principalmente por la sustitución de los fertilizantes minerales, para el sistema S1 la sustitución representó el 66% de los impactos evitados; mientras que en S2 sólo 40% proviene de la sustitución de fertilizantes y 60% de la sustitución de energía fósil. El sistema 3 de quema de biogás presentó los mayores impactos netos de 11.06 kg SO₂ eq y el sistema 4 los menores impactos (6.36 kg SO₂ eq), resultado de una mayor sustitución de fertilizantes.

6.2.5 Agotamiento de recursos fósiles

Los dos sistemas con aprovechamiento energético (S1 y S2) presentaron durante el proceso, los menores impactos sobre el agotamiento de recursos fósiles (54 MJ), debido a que no utilizan electricidad de la red de CFE, los pocos impactos registrados son generados por el uso de combustible diésel para el mezclado y movimiento de los insumos durante el compostaje (82%), así como el transporte de la composta a los campos de cultivo (18%) (Figura 6.10).

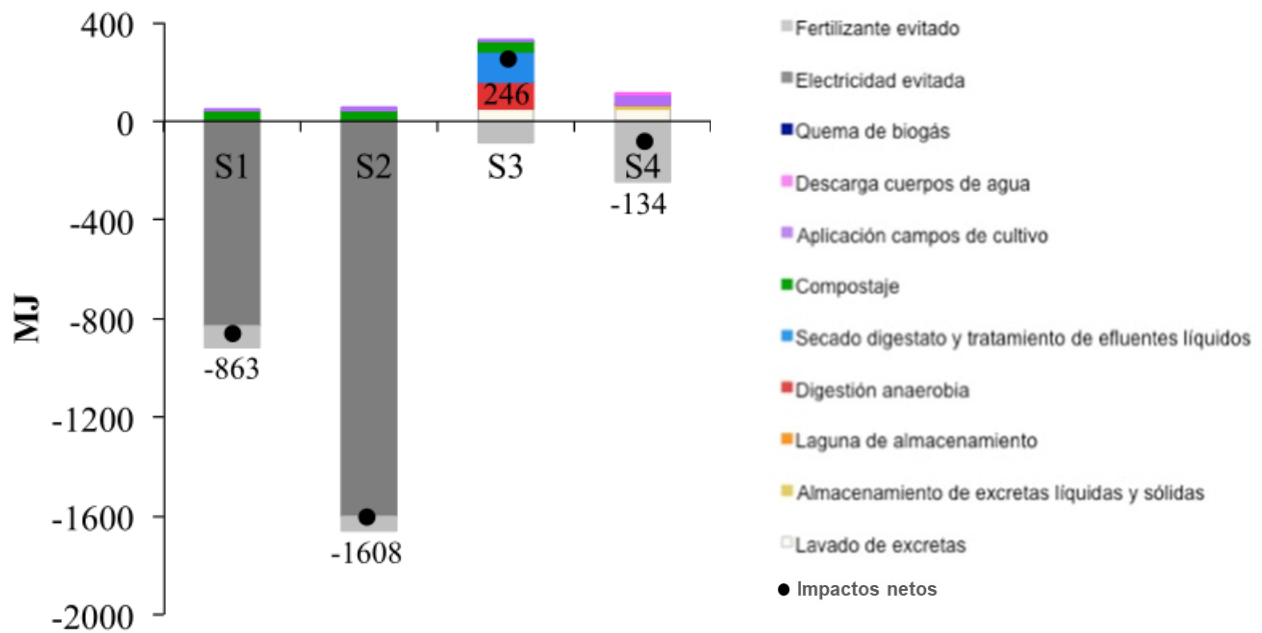


Figura 6.10 Impactos ambientales sobre el agotamiento de recursos fósiles generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas.

El sistema S3 que no produce energía requiere del consumo de electricidad de la red para el lavado de las excretas, la operación del digestor y el tratamiento de los efluentes líquidos, además del consumo de diésel para el compostaje y el transporte de la composta, generando un mayor agotamiento de recursos fósiles de 334 MJ. El sistema sin tratamiento (S4) requiere un menor consumo de energía de la red nacional generando impactos de 113 MJ principalmente por el lavado de las excretas (47%) y el transporte y aplicación de las excretas en los campos de cultivo (38%).

En esta categoría los impactos evitados por la sustitución de energía de fuentes fósiles fueron más importantes que los evitados por la sustitución de fertilizantes minerales. Para los sistemas con aprovechamiento energético los impactos evitados fueron de 917 y 1662 MJ, estimando impactos netos negativos de -863 y -1608 MJ respectivamente, los cuales representan beneficios ambientales en los sistemas. Resultados similares fueron obtenidos por De Vries et al. (2012a) quienes también reportan mayores impactos evitados por la sustitución de energía no renovable que de fertilizantes minerales, aunque con valores de -117 MJ por tonelada de sustrato en un sistema de monigestión de excretas porcinas en un reactor continuo de tanque agitado.

Los impactos evitados por la sustitución de fertilizantes minerales son mayores en el sistema S4 (247 MJ) que los impactos en los otros sistemas (60 y 88 MJ); esto debido a que durante el manejo convencional hay una gran aplicación de excretas en los campos de cultivo. Los impactos netos de los sistemas sin aprovechamiento energético (S3 y S4) fueron 246 MJ y -134 MJ respectivamente, estos son mayores que los impactos registrados para los sistemas con producción de energía.

6.2.6 Agotamiento de recursos abióticos

El agotamiento de los recursos abióticos es una categoría de impacto que se refiere al consumo de recursos no biológicos como minerales, metales y agua. Durante el tratamiento de las excretas se requieren importantes cantidades de agua para el lavado de los criaderos, por lo que el agotamiento de los recursos abióticos es una importante categoría de impacto para este estudio.

El agotamiento de los recursos en el método CML es expresado como la cantidad de antimonio equivalente y significa el consumo del recurso. En el sistema S1 y S2, se obtuvieron impactos de $5.01E-7$ y $3.29E-7$ kg Sb eq por tonelada de excretas producidas; aunque en la Figura 6.11 no se observa con claridad la contribución de cada etapa del proceso debido a la escala, los impactos son generados por el consumo de agua durante el lavado de los criaderos y el consumo de diésel durante el proceso de compostaje, transporte y aplicación en campos de cultivo. El S2 que representa el completo aprovechamiento energético tiene los impactos más bajos de los dos sistemas debido al re-uso del agua tratada en el proceso.

Para el sistema de quema de biogás se obtuvieron los impactos más altos de $2.93E-6$ kg Sb eq seguido del Sistema S4 con $1.5E-6$ kg Sb eq en consecuencia al uso de agua, de diésel y de la energía eléctrica. En estos dos sistemas no hay producción de energía, por lo que requieren del consumo de electricidad de la red de CFE.

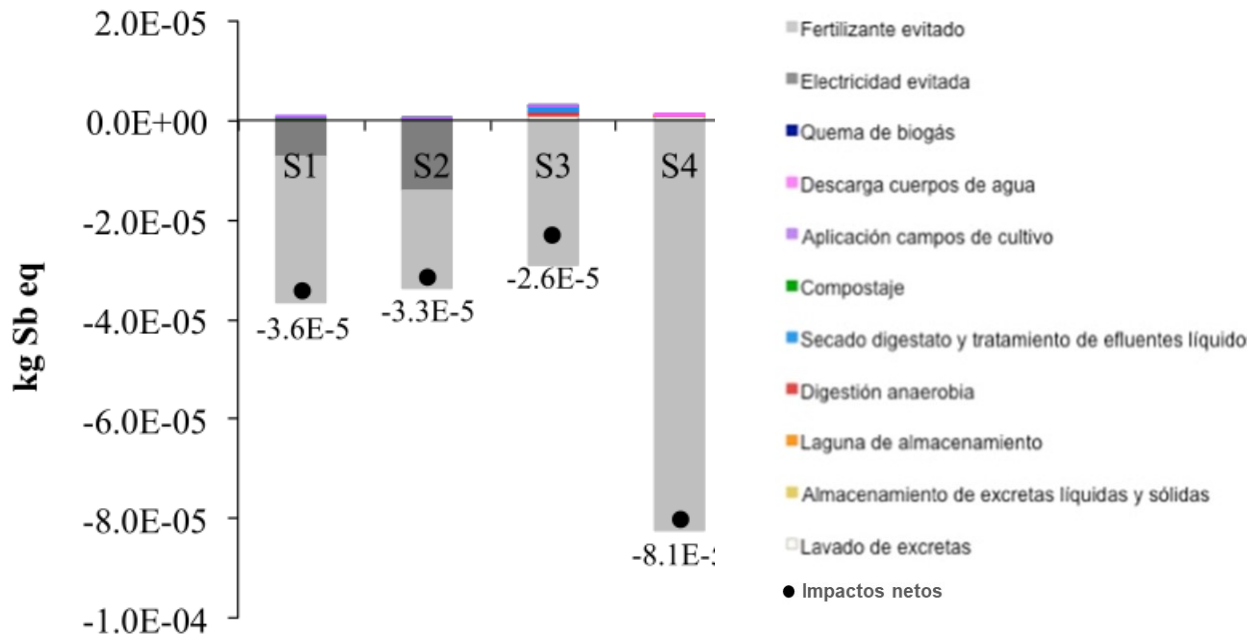


Figura 6.11 Impactos ambientales sobre el agotamiento de recursos abióticos generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas

Para el sistema de quema de biogás se obtuvieron los impactos más altos de $2.93E-6$ kg Sb eq seguido del Sistema S4 con $1.5E-6$ kg Sb eq en consecuencia al uso de agua, de diésel y de la energía eléctrica. En estos dos sistemas no hay producción de energía, por lo que requieren del consumo de electricidad de la red de CFE.

Los impactos evitados por la sustitución del uso de energía de fuentes fósiles y del uso de fertilizantes inorgánicos son los impactos más importantes comparado con los impactos generados durante el proceso. De estos dos, la sustitución de fertilizantes inorgánicos genera los mayores impactos evitados. Resultados similares fueron reportados por Chen et al. (2012), quienes identificaron que reemplazar el uso de fertilizantes químicos mejora las condiciones ambientales. Durante la producción de energía y de los fertilizantes se consumen grandes cantidades de recursos abióticos por lo que evitar su consumo también representa grandes beneficios ambientales.

Debido a los altos impactos evitados en los 4 sistemas evaluados se obtienen impactos netos negativos de los cuales el sistema sin tratamiento de excretas (S4) es el que tienen los mayores beneficios de $-8.1E-5$ kg Sb eq debido a la aplicación directa de grandes cantidades de excretas líquidas y sólidas en los campos de cultivo evitando el consumo de fertilizantes inorgánicos. En tanto la quema de biogás (S3) generó menores beneficios que los sistemas con producción de energía.

6.2.7 Comparación entre sistemas

El aprovechamiento parcial de las excretas para la producción de energía generó mayores beneficios ambientales sobre cambio climático y oxidación fotoquímica; así como sobre el agotamiento de recursos abióticos al evitar el uso de fertilizantes inorgánicos. Genera menos energía eléctrica que implica menor agotamiento de recursos fósiles. El sistema tiene mayores impactos sobre eutrofización y acidificación que el sistema con mayor aprovechamiento energético. En general, la producción parcial de energía genera mayores beneficios ambientales que un mayor aprovechamiento energético, la quema de biogás y el manejo convencional de las excretas.

El completo aprovechamiento de las excretas para producción de energía (S2) genera impactos sobre cambio climático y oxidación fotoquímica como resultado de la mayor producción de biogás y por lo tanto de la estimación de mayores emisiones no intencionales, pero por la mayor generación de energía eléctrica muestra una reducción importante sobre el agotamiento de recursos fósiles con una importante cantidad de emisiones GEI evitadas por la sustitución de la energía eléctrica de la red nacional; así mismo tiene una disminución de impactos relacionados con el agotamiento de los recursos abióticos debido al re-uso del agua tratada dentro del proceso.

En los sistemas con aprovechamiento energético se generaron importantes beneficios ambientales por las emisiones evitadas por la sustitución del consumo de energía eléctrica de la red nacional para las categorías de cambio climático, oxidación fotoquímica y agotamiento de recursos fósiles; resultados similares han sido obtenidos en otros estudios al evaluar diversos escenarios incluyendo digestión anaerobia con recuperación de energía comparados con manejos convencionales (Prapasongsa et al., 2010; Croxatto et al., 2014; McAuliffe et al., 2016).

Con base en los resultados, evitar el uso de energía de fuentes no renovables es una acción muy importante que no solamente tiene beneficios energéticos sino también beneficios ambientales. Es importante mencionar que las emisiones evitadas por el consumo de energía de la red eléctrica dependen fuertemente de las fuentes utilizadas para su generación; en México todavía 80% de la energía se genera mediante tecnologías convencionales a partir de gas, carbón y petróleo (SENER, 2017).

Por otro lado, para las categorías de eutrofización, acidificación y agotamiento de reservas abióticas, la sustitución de fertilizantes inorgánicos tiene mayores beneficios ambientales que la sustitución de energía. Se reporta que la sustitución de fertilizantes minerales salva más recursos fósiles que la misma producción evitada del consumo de energía no renovable (Vu et al., 2015b). Sin embargo, es importante considerar que esto depende de la cantidad de biogás que se produce en los sistemas.

La quema del biogás generado en los sistemas de digestión anaerobia es una práctica que tiene mayores consecuencias ambientales que aprovechar el biogás para producir energía, este sistema presentó importantes impactos en todas las categorías evaluadas; el agotamiento de los recursos fósiles es la categoría que presentó la mayor diferencia de impactos, debido al consumo de energía eléctrica de la red de CFE. Estos resultados muestran que la quema de biogás es una práctica que tiene importantes impactos ambientales, sin embargo en países en vías de desarrollo y en granjas a pequeña escala la quema de biogás es la opción más viable para evitar liberaciones intencionales por el exceso de biogás producido en los digestores, en

trabajos científicos se ha demostrado que las liberaciones intencionales representan el más grande problema durante la operación de los digestores generando fuertes impactos sobre cambio climático (Bruun et al., 2014; Vu et al., 2015b).

En general, el uso y tratamiento adecuado de los subproductos de la digestión anaerobia es uno de los aspectos primordiales a solucionar para reducir los impactos ambientales en los sistemas de producción de biogás, la disminución de las emisiones de metano y amoníaco a la atmosfera, así como el reciclaje de nutrientes para que puedan ser aplicados en campos de cultivo como fertilizantes orgánicos son problemas a resolver (Luo et al., 2014).

La aplicación del digestato en campos de cultivo presenta grandes beneficios al evitar el uso de fertilizantes químicos, pero se han reportado inconvenientes durante su aplicación sin ningún tipo de pretratamiento (Zeng et al., 2016). Estudios han mostrado los impactos sobre la salud humana y animal, así como impactos al ambiente por la sobrefertilización de los campos de cultivo generando contaminación de acuíferos por la liberación de nitratos y la contaminación de aguas superficiales por los escurrimientos y liberación de fósforo (Pinos-Rodríguez et al., 2012; Van Stappen et al., 2016). El pretratamiento de los digestatos antes de su aplicación en campos de cultivo se propone con base en resultados de ecotoxicidad presentados por Tigrini et al. (2016). En países como Bélgica han observado la contaminación del suelo y acuíferos por la sobrefertilización, resultado de la aplicación en décadas pasadas de digestato y excretas en campos de cultivo, actualmente las plantas de digestión en ese país tienen que tratar el digestato y evitar su aplicación en los suelos (Vazquez-Rowe et al., 2015). En otros países se intenta resolver el exceso de nutrientes en ciertas zonas, por lo que evalúan la redistribución de los nutrientes en tierra de cultivo lejanas a las zonas ganaderas, proponiendo tecnologías que resuelvan el transporte a grandes distancias (Hoeve et al., 2014).

El manejo convencional de las excretas presentó los mayores impactos ambientales sobre cambio climático y oxidación fotoquímica comparado con los sistemas con digestión anaerobia, así mismo presentó fuertes impactos sobre la eutrofización de los recursos naturales como resultado de la contaminación de los cuerpos de agua por la descarga de las excretas sin tratamiento alguno. Presentó bajos impactos sobre la acidificación porque no se llevan a cabo procesos de combustión, pero el almacenamiento y la aplicación sobre los campos de cultivo tienen contribuciones importantes. El sistema tiene impactos sobre el agotamiento de los combustibles fósiles por el consumo de electricidad de la red nacional; sin embargo, tiene menores impactos sobre el agotamiento de recursos abióticos por una mayor cantidad de impactos evitados por la sustitución de fertilizantes minerales.

En el presente estudio, no se consideró la aplicación del digestato directamente en campos de cultivo, pero si se consideró la aplicación de excretas y composta. Aunque el digestato es un material con mayor grado de estabilización que las excretas, este tiene un mayor contenido de amonio, la aplicación de estiércol como abono orgánico en suelos agrícolas es un tema que no es del todo claro, no hay un consenso científico sobre los riesgos potenciales de contaminación. El uso del estiércol como abono orgánico es una práctica convencional que se ha aplicado y que se sigue aplicando en diversos países, lo cual depende de las regulaciones ambientales (Dennehy et al., 2017), sin embargo es necesario un manejo adecuado para evitar riesgos de sobrefertilización como se mencionó anteriormente para la aplicación del digestato, así como riesgos de contaminación relacionados con olores, microorganismos patógenos, antibióticos, hormonas y metales pesados (Salazar et al., 2003; Hoeve et al., 2014; De Vries et al., 2012b). En México la aplicación de excretas es una práctica común, y se promueve el

manejo y aprovechamiento integral de los residuos bajo un enfoque de sostenibilidad, incluyendo el buen manejo de las excretas para aprovechar su potencial nutricional en los suelos agrícolas (SAGARPA-SENASICA, 2004; Dominguez-Araujo et al., 2014).

6.2.8 Análisis de sensibilidad

Con base en los resultados presentados anteriormente, las principales fuentes de emisión de GEI durante el proceso son las emisiones no-intencionales del biogás por fugas en los biodigestores y las liberaciones por la descarga y tratamiento de los subproductos de la digestión anaerobia, que incluye el secado del digestato al aire libre, mostrando las mayores contribuciones ambientales sobre cambio climático y oxidación fotoquímica. Por tal motivo, se realizó un análisis de sensibilidad variando los factores de emisión para estimar las emisiones durante estas dos etapas del proceso. Para los tres sistemas con tratamiento de excretas se evaluaron dos escenarios, en los cuales se consideran factores de emisión bajos y altos con base en la información reportada en la literatura científica.

Para el inventario se consideró un 5% del total del biogás producido como emisiones no intencionales por fugas en los biodigestores. En otros estudios se reportan diferentes porcentajes de biogás liberado por fugas: Bruun et al. (2014) consideran 3.1% del total como liberaciones fugitivas en digestores bien mantenidos, pero basados en un análisis de la literatura asumen que las pérdidas pueden ser hasta de 10% del total producido. Luo et al. (2014) aplican 3% de emisiones fugitivas, valor obtenido de la literatura. Croxatto et al. (2014) consideran emisiones fugitivas de metano de 2.7% y 1.6%; en tanto que De Vries (2012) asume pérdidas de 1.5% del metano producido en digestores anaerobios en plantas en Holanda, valores propuestos por el IPCC (2006). Tomando en consideración los porcentajes reportados, el análisis de sensibilidad fue realizado aplicando porcentajes de 1% y 10% del total producido en el digestor.

Para la descarga de los subproductos, inicialmente se consideró un valor de 10% reportado por UNFCCC/CCNUCC (2012), y por otros estudios de ACV para diferentes tipos de digestores (Croxatto et al., 2014; Rodriguez-Verde et al., 2014). En otros estudios se reporta que el digestato líquido tiene un potencial remanente de producción de metano de 15% del biogás total producido para digestores tipo UASB y de 20% para digestores convencionales, para digestato sólido se consideran valores hasta de 35%; Vu et al. (2015b) también consideraron 20% para diferente tipo de digestores. Otros estudios reportan emisiones potenciales de metano de 28% residual durante el almacenamiento del digestato por 1 año (Paavola y Rintala, 2008). Con la finalidad de evaluar la contribución del secado del digestato sobre la certidumbre del análisis, se evaluaron dos escenarios 5% y 20% del total del biogás producido en el digestor.

Con base en los valores propuestos se evaluaron los siguientes dos escenarios en los sistemas S1, S2 y S3:

- 1) 1% emisiones no intencionales y 5% emisiones durante la descarga de subproductos
- 2) 10% emisiones no intencionales y 20% emisiones durante la descarga de subproductos

Para realizar el análisis de sensibilidad en el sistema sin tratamiento (S4), se evaluó un sólo escenario, en el cual se eliminó la descarga a cuerpos de agua, lo cual implica almacenamiento

de todos los residuos diluidos en las lagunas no cubiertas previo a su aplicación en los campos de cultivo.

En la Figura 6.12 se presentan los resultados obtenidos sobre cambio climático y oxidación fotoquímica en cada uno de los sistemas evaluados bajo los dos escenarios propuestos. Considerando el escenario con los valores bajos, se obtienen impactos netos sobre cambio climático en los sistemas con generación de energía (S1 y S2) de 138 y 128 kg CO₂eq respectivamente, los cuales disminuyeron más del 50% comparado con los escenarios originales. La quema de biogás sólo redujo los impactos en un 40% a 217 kg CO₂eq. Los resultados obtenidos sobre los impactos netos por oxidación fotoquímica muestran un comportamiento similar al descrito sobre cambio climático, registrando valores de 0.021 y 0.014 kg etileno eq para los dos primeros sistemas; mientras que para el sistema S3 de quema de biogás los impactos son casi el triple con valores de 0.064 kg etileno eq.

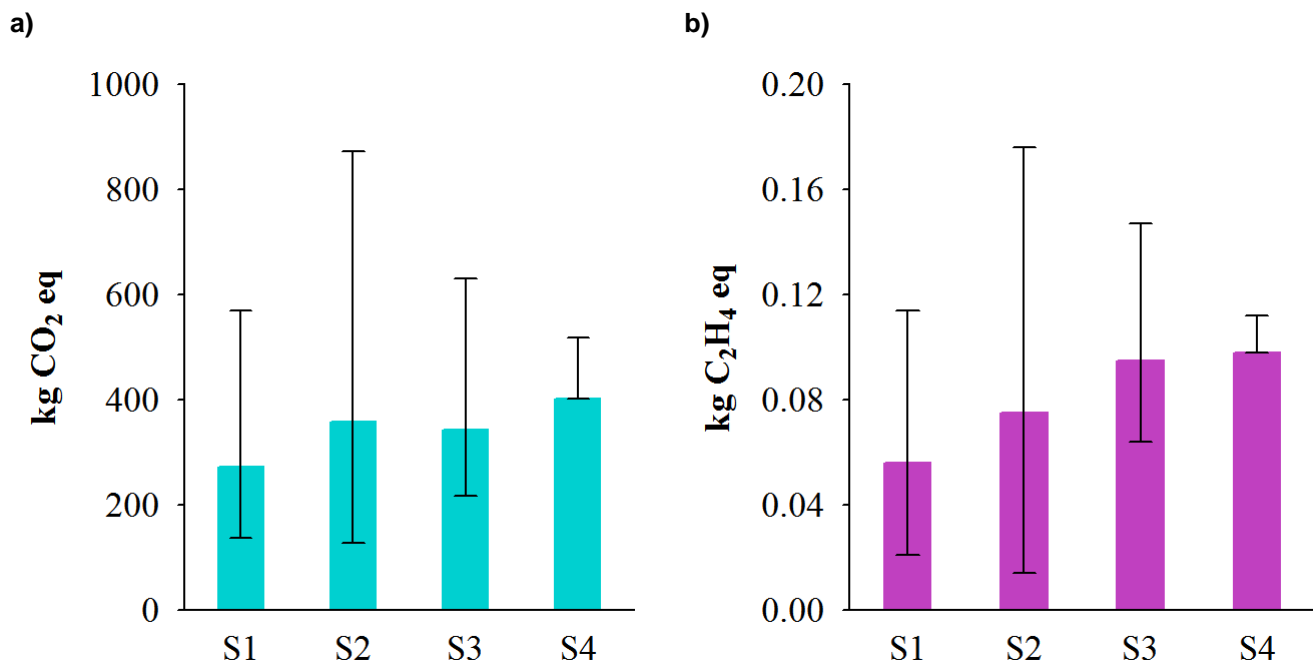


Figura 6.12 Análisis de sensibilidad de los impactos sobre cambio climático (a) y oxidación fotoquímica (b) generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas. El extremo inferior de las barras de error representa el escenario 1 (1% de emisiones no intencionales y 5% de emisiones por la descarga de subproductos); el extremo superior representa el escenario 2 (10% de emisiones no intencionales y 20% de emisiones por descarga de subproductos).

En el escenario 2 con valores altos, los impactos netos en los sistemas con generación de energía (S1 y S2) se incrementan notablemente hasta alcanzar valores de 569 y 863 kg CO₂eq. El sistema S3 generó impactos de 631 kg CO₂eq, por lo que quemar biogás tiene mayores impactos que el sistema S1. Los resultados de impactos sobre oxidación fotoquímica muestran resultados similares, S3 presenta mayores impactos de 0.147 kg etileno eq que S1 con impactos de 0.114 kg etileno eq. Para ambas categorías, aprovechar completamente las excretas para producir energía genera mayores impactos sobre cambio climático y oxidación fotoquímica.

El sistema sin tratamiento (S4) presentó un aumento en las dos categorías de impacto bajo el único escenario evaluado, 518 CO₂eq y 0.112 kg etileno eq, esto se debe a que el escenario considera almacenar una mayor cantidad de residuos en las lagunas no cubiertas porque todas las excretas generadas durante el lavado de los criaderos son almacenadas temporalmente antes de aplicarse como abono orgánico en los campos de cultivo. Al comparar el sistema S4 con los otros tres sistemas bajo el escenario 1 con valores bajos, se observa que no tratar las excretas genera mayores impactos sobre cambio climático y oxidación fotoquímica. Sin embargo, si se comparan los sistemas bajo el escenario 2 con valores altos de emisiones no intencionales, los 3 sistemas con digestión anaerobia (S1, S2 y S3) generan mayores impactos netos en las dos categorías analizadas que la aplicación de las excretas a los suelos sin ningún tipo de tratamiento.

Los dos escenarios evaluados no mostraron grandes cambios sobre los impactos en eutrofización y acidificación en los tres sistemas con tratamiento como se muestra en la Figura 6.13, debido a que en estas categorías el CH₄ no presenta efectos. Aunque las emisiones de biogás implican liberaciones de H₂S, el cual, si tiene efectos sobre acidificación, el cambio es muy pequeño.

Los impactos sobre eutrofización son observados principalmente en el sistema sin tratamiento (S4), esto se debe a que el escenario evaluado evita la descarga de los residuos a cuerpos de agua, al eliminar las descargas los impactos se reducen de forma importante a 1.87 kg de PO₄eq, dicho valor es el más bajo comparado con los otros tres sistemas con tratamiento de excretas (Figura 6.13a).

Por otro lado, en el S4 los impactos sobre acidificación aumentan a 8.58 kg SO₂eq debido al almacenamiento de una mayor cantidad de excretas lavadas en las lagunas no cubiertas lo que genera mayor liberación de biogás y por lo tanto de H₂S, así como durante la aplicación de las excretas como abono en los campos de cultivo. A pesar de ello, el sistema S4 sigue presentando menores impactos sobre acidificación comparado con los sistemas con tratamiento (Figura 6.13b).

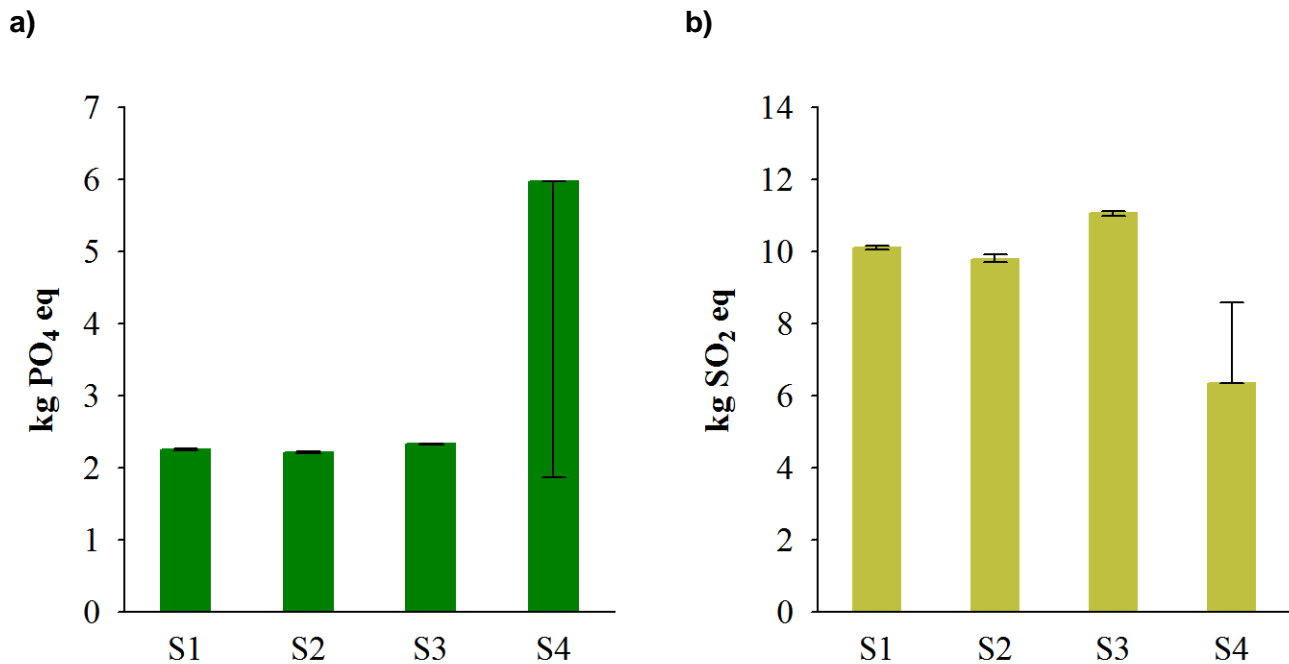


Figura 6.13 Análisis de sensibilidad de los impactos sobre eutrofización (a) y acidificación (b) generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=producción parcial de energía, S2=producción total de energía, S3=quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas. El extremo inferior de las barras de error representa el escenario 1 (1% de emisiones no intencionales y 5% de emisiones por la descarga de subproductos); el extremo superior representa el escenario 2 (10% de emisiones no intencionales y 20% de emisiones por descarga de subproductos).

El agotamiento de recursos fósiles se ve afectada por los escenarios evaluados, debido a que un cambio en los factores de emisión afecta el aprovechamiento del biogás para la producción de energía eléctrica afectando a su vez la sustitución y uso de fuentes de energía no renovables (Figura 6.14a).

El escenario con menores liberaciones de biogás aumenta los beneficios sobre el agotamiento de recursos fósiles en los sistemas con generación de energía (S1 y S2), sustituyendo una mayor cantidad de combustibles fósiles por el uso de una mayor cantidad de biogás generando beneficios o impactos negativos de -962 y -1,780 MJ. Bajo el escenario 2, con valores altos los beneficios disminuyeron, el sistema S1 apenas alcanzó un ligero beneficio de -34 MJ; en tanto que el sistema S2 con el mayor aprovechamiento de los residuos sigue mostrando beneficios importantes de -1,322 MJ. El sistema de quema de biogás no muestra cambios, ya que no genera energía; y, por consiguiente, registra los mismos impactos sin ningún beneficio. El sistema sin tratamiento (S4) muestra un cambio pequeño en respuesta a un menor consumo de electricidad al evitar la descarga a los ríos (Figura 6.14a).

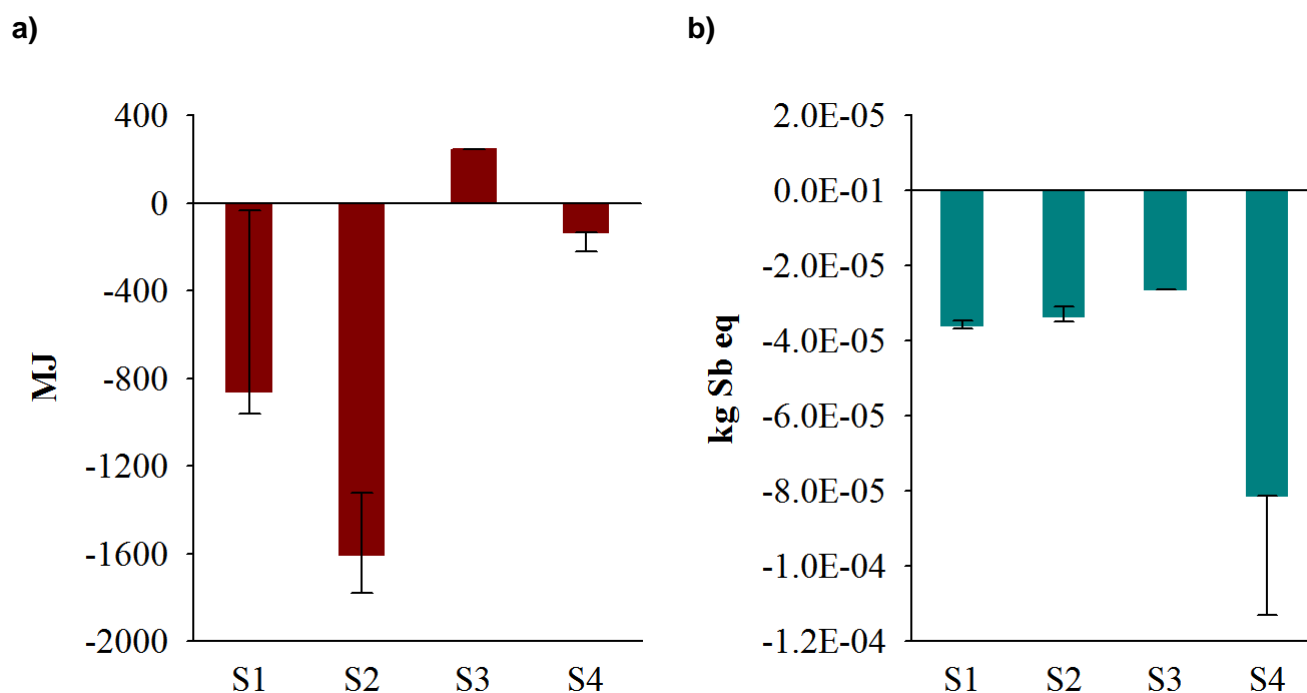


Figura 6.14 Análisis de sensibilidad de los impactos sobre el agotamiento de recursos fósiles (a) y el agotamiento de recursos abióticos (b) generados por cuatro sistemas que representan el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. S1=Producción parcial de energía, S2=Producción total de energía, S3=Quema de biogás y S4=Manejo convencional. Resultados reportados por unidad funcional de 1 t de excretas. El extremo inferior de las barras de error representa el escenario 1 (1% de emisiones no intencionales y 5% de emisiones por la descarga de subproductos); el extremo superior representa el escenario 2 (10% de emisiones no intencionales y 20% de emisiones por descarga de subproductos).

Los dos escenarios no presentaron un efecto importante sobre el agotamiento de recursos abióticos de los tres sistemas con tratamiento de excretas, ya que no se altera de forma importante el consumo de recursos abióticos tanto en el proceso como en la sustitución de fertilizantes y energía. El sistema S1 tiene beneficios de $3.59E-5$ kg Sb eq, en tanto la quema de biogás presenta valores ligeramente más bajos de $2.63E-5$ kg Sb eq (Figura 6.14b). El sistema mostró los mayores beneficios sobre el agotamiento de recursos abióticos de $1.13E-4$ kg Sb eq al evitar el consumo de fertilizantes inorgánicos, por la aplicación de todas las excretas líquidas y sólidas en los campos de cultivo.

Los resultados obtenidos en el análisis de sensibilidad muestran que el tratamiento de las excretas de cerdo genera importantes cargas ambientales sobre cambio climático y oxidación fotoquímica. Resultados similares se han reportado en digestores a pequeña escala, en países como China, India y Vietnam donde ha proliferado la instalación de este tipo de sistemas de digestión a pequeña escala (Surendra et al., 2014; Rupf et al., 2015; Vu et al., 2015b; Garfí et al., 2016; Roubik et al., 2016), se reporta que el manejo inapropiado de los digestores puede constituir una bomba climática virtual (Brunn et al., 2014; Roubik et al., 2016).

En otros artículos donde se evalúa el aprovechamiento energético, las liberaciones por fugas y el manejo de subproductos no muestran importantes contribuciones a los impactos totales; esto se debe a que el tratamiento se realiza en granjas y plantas en países desarrollados con procesos a escala industrial bien controlados y con buenas prácticas operativas (Rehl y Müller, 2011; Fusi et al., 2016; Styles et al., 2016; Scarlat et al., 2018). Sin embargo, los procesos que se realizan en países con menor grado de desarrollo, como es el caso de México, si es de gran importancia considerar las liberaciones intencionales y no intencionales, ya que los procesos se realizan en granjas rurales o granjas a mayor escala, pero en muchos casos sin un buen control operativo (Bond y Templeton, 2011).

Los resultados obtenidos en este estudio muestran que es muy importante llevar a cabo la producción de biogás aplicando prácticas correctas de manejo durante el proceso de digestión anaerobia, evitando tanto liberaciones fugitivas como intencionales, así como manejar adecuadamente o aplicar tecnologías durante el tratamiento del digestato y sus efluentes para evitar emisiones de metano y amoníaco. De lo contrario, si no se tiene un buen manejo y operación de los digestores se promueve la emisión de metano al ambiente incrementando los impactos sobre cambio climático y promoviendo la generación de ozono troposférico, en mayor grado que si las excretas se manejaran bajo las prácticas convencionales aplicando el estiércol como abono orgánico directamente en los campos agrícolas.

En general en el presente estudio los sistemas con aprovechamiento energético presentaron los mejores perfiles ambientales comparados con la práctica de quema de biogás y el manejo convencional de las excretas. El aprovechamiento energético aplicando tratamiento de digestión anaerobia y compostaje de forma complementaria presentó el mejor desempeño ambiental, dicho sistema es el proceso que utiliza la granja seleccionada para el tratamiento de sus excretas.

De los cuatro sistemas evaluados ninguno muestra beneficios en todas las categorías de impacto evaluadas, lo cual se presenta en la mayoría de los artículos publicados (Paccanelli et al., 2015; Hoeve et al., 2014; Lijo et al., 2014). Existen diferentes formas de normalizar los resultados para determinar el impacto o beneficio ambiental total de un sistema, una opción es traducir el impacto en un valor monetario aplicando métodos de valoración económica, esta monetización ayuda a definir y concluir sobre la importancia de cada categoría.

Para estimar los co-beneficios ambientales que genera el tratamiento de las excretas por digestión anaerobia es necesario determinar el valor económico de los efectos ambientales identificados y cuantificados en el ACV. En el siguiente capítulo se presentan los resultados de la monetización de los efectos ambientales aplicando diferentes métodos de valoración económica.

6.3 CONCLUSIONES

El sistema con una producción parcial de energía, que representa el sistema instalado en la granja porcícola genera, por tonelada de excretas producidas, mayores beneficios ambientales sobre cambio climático, oxidación fotoquímica y sobre el agotamiento de combustibles fósiles de 130 kg CO₂eq, 0.042 kg etileno eq, y 729 MJ respectivamente, en relación con el manejo convencional de las excretas.

El tratamiento por digestión anaerobia del 100% de las excretas genera una mayor cantidad de energía (487 MWh al año,) obteniendo un menor agotamiento de recursos fósiles (1,608 MJ/ton excretas), pero generando mayores impactos sobre cambio climático y oxidación fotoquímica que la producción parcial de energía.

En el país, la quema de biogás es una práctica que se realiza en el 61% de las granjas con sistemas de digestión anaerobia; esta práctica incrementa las emisiones GEI en 72 kg CO₂eq por tonelada de excretas e incrementa el agotamiento de recursos fósiles hasta 1109 MJ/ton excretas por el uso de energía de fuentes fósiles.

El manejo convencional aplicando las excretas directamente a los campos de cultivo y la descarga de los efluentes de las lagunas de oxidación a ríos cercanos, es considerada una práctica de manejo inadecuada con una fuerte carga ambiental generando los mayores impactos en todas las categorías evaluadas, principalmente cambio climático y eutrofización.

La liberación no intencional de biogás en los biodigestores y durante el manejo de los subproductos, fue responsable de los impactos generados por el sistema de digestión anaerobia sobre cambio climático y oxidación fotoquímica.

Los impactos evitados por la sustitución de energía de fuentes fósiles y de fertilizantes inorgánicos tiene importantes contribuciones al perfil ambiental de los sistemas con aprovechamiento energético.

El análisis de sensibilidad muestra que la mala operación de los sistemas de digestión anaerobia genera importantes cargas ambientales por la emisión de metano al ambiente en mayor magnitud que si las excretas se manejaran bajo las prácticas convencionales.

CAPÍTULO 7 . VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS EFECTOS AMBIENTALES

El presente capítulo corresponde a la primera actividad de la tercera y última etapa de la investigación relacionada con la evaluación económica. Se presenta la valoración económica de cuatro de los seis efectos ambientales cuantificados por análisis de ciclo de vida descritos en el Capítulo 6. El valor económico fue estimado aplicando métodos de valoración económica específicos para cada uno de los efectos.

7.1 METODOLOGÍA

Los efectos ambientales monetizados fueron: cambio climático, eutrofización, agotamiento de recursos fósiles y agotamiento de recursos hídricos. Para cambio climático, agotamiento de recursos fósiles e hídricos se aplicaron precios en el mercado del CO₂, de combustibles fósiles y del agua. La evaluación de la eutrofización se realizó aplicando el método de costos evitados por la descarga directa de los efluentes y residuos de granjas porcinas a cuerpos de aguas cercanos.

Los efectos sobre cambio climático, eutrofización son clasificados como valores de uso indirecto ya que se basan en la afectación de funciones naturales por la emisión de GEI a la atmósfera y la descarga de materia orgánica a cuerpos de agua, en tanto que el agotamiento de combustibles fósiles y de recursos hídricos tiene un valor de uso directo ya que implica la extracción de recursos no renovables.

7.1.1 Método económico para la valoración del cambio climático

La emisión de los GEI que generan el cambio climático se valoró económicamente aplicando directamente el valor económico del CO₂ en el mercado de carbono. Aunque también puede valorarse económicamente mediante costos de daños al ambiente, sociales y a la salud humana, aplicando los métodos de costos evitados o el método de preferencias declaradas, entre otros (Dong et al., 2019).

El precio de la tonelada de CO₂ se establece en el mercado ambiental del carbono, el cual fue creado como un instrumento económico denominado “permiso comerciable de contaminación”, el cual permite inducir menores emisiones atmosféricas proveniente de fuentes industriales (INE, 1996).

A nivel mundial el mercado del carbono tuvo su mayor auge a partir del Protocolo de Kioto, un tratado internacional para reducir a nivel global las emisiones GEI, negociado en 1997 entrando en vigor hasta el año 2005. Los mecanismos económicos instrumentados para alcanzar metas de reducción fueron: el comercio de derechos de emisión (CDE), la iniciativa de implementación conjunta (IC), y los mecanismos de desarrollo limpio (MDL). Bajo el CDE, los países que emitan por debajo del límite impuesto pueden vender sus derechos de emisión a otros estados que los excedan. El IC se creó para países con compromisos vinculantes de emisión, en el cual un país desarrollado promueve proyectos de energía limpia; mientras que los MDL se crearon para proyectos en países sin compromisos vinculantes. Bajo los MDL, los

países desarrollados comprometidos a limitar sus emisiones pueden comprar Reducciones Certificadas de Emisiones (CERs, por sus siglas en inglés) para cumplir con sus compromisos ambientales; los CERs se generan mediante proyectos que reducen emisiones implementados en países en vías de desarrollo (MexiCO₂, 2019; CORE, 2019).

Algunas ONGs como el Carbon Market Watch opinan que el mercado de carbono iniciado a partir de Protocolo de Kioto no generó los resultados esperados, ya que se generaron incentivos perversos, debido a que algunas instalaciones industriales aumentaron artificialmente sus emisiones para después reducirlas, obteniendo beneficios financieros. A pesar de las críticas, los proyectos MDL han sido considerados el parteaguas del mercado de carbono a nivel mundial, de las cuales se establecieron las bases para la generación de los mecanismos, procedimientos y metodologías para desarrollar, gestionar y comercializar el carbono para la reducción de emisiones de GEI, con el fin último de alcanzar la descarbonización del planeta.

Los MDL han servido de referencia para los mercados o programas que existen actualmente en diversos países como son los mercados voluntarios de carbono, los mercados de carbono obligatorios, así como los estándares de carbón (VSC, Gold Standar, Climate Action Reserve, Plan Vivo); en estos mercados y estándares, se pueden comercializar créditos de compensación (offsets) a través de proyectos que reducen emisiones, desarrolladores de proyectos, compradores de compensaciones, verificadores y consultores. Los mercados voluntarios de carbono existen en 83 países en todo el mundo, existiendo una comercialización libre entre los países o en el mismo país. La iniciativa Ecosystem marketplace reporta que en el 2016 se negociaron en los mercados voluntarios del mundo créditos de compensación equivalentes a 1.1 billones de toneladas métricas de CO₂e (Ecosystem marketplace, 2017).

En México, la mayoría de los proyectos de reducción de emisiones se han desarrollado bajo el MDL. Sin embargo, a partir del 2012, los proyectos dejaron de ser elegibles para su uso en el sistema de comercio de emisiones de la Unión Europea. Desde el año 2013, en el país opera un mercado voluntario de carbono que se ha desarrollado a pequeña escala a través de la Plataforma Mexicana de Carbono MexiCO₂. La plataforma ha reportado que, en el 2016, se comercializaron en el mercado voluntario mediante proyectos locales, 143,500 tCO₂e a un precio promedio de \$5.40 dólares por tonelada, con un valor total de aproximadamente 1 millón de dólares (MéxicoCO₂, 2019).

Actualmente, la Ley de Cambio Climático reformada en el 2018 menciona en su artículo 94, el establecimiento de forma progresiva y gradual de un Sistema de Comercio de Emisiones (SCE), con el objetivo de promover reducciones de emisiones que puedan llevarse a cabo con el menor costo posible, de forma medible, reportable y verificable, y sin vulnerar la competitividad de los sectores participantes frente a los mercados internacionales (LGCC, 2018). Bajo esta regulación, México inició el 1ro de enero del 2020 la primera fase piloto del SCE con una duración de 3 años, y la fase operativa iniciará en el 2022, con un periodo de transición entre ambas fases. Será aplicable a las instalaciones que realicen actividades de los sectores de energía e industria, cuyas emisiones anuales sean iguales o mayores a 100 mil toneladas de emisiones directas de CO₂ provenientes de fuentes fijas, durante la fase de prueba habrá penalizaciones no económicas para fomentar la participación; a partir de la Fase Operativa, que incluirá todos los sectores y GEI regulados por la Ley General de Cambio Climático, se aplicarán penalizaciones económicas (MexiCO₂, 2019).

Bajo los mecanismos de mercado del Protocolo de Kioto las reducciones de emisión se cubrían con los CERs, lo cual generó una sobreestimación de la demanda y elevó los precios hasta alrededor de 35 EUROS por cada certificado, sin embargo, posteriormente los precios cayeron considerablemente por diferentes factores. Posterior al término del Protocolo de Kioto, empezaron a tomar mayor importancia los mercados obligatorios y voluntarios. En los mercados obligatorios, las compensaciones se venden a precios relativamente constantes y más bajos; mientras que, en los mercados voluntarios, los precios varían ampliamente lo que depende de la demanda; teniendo un fuerte impacto en el precio los siguientes criterios: el origen y magnitud del proyecto, los co-beneficios ambientales y sociales alcanzados, y el estándar en el cual fue verificado.

El valor económico sobre el cambio climático fue calculado considerando las emisiones de CO₂eq y el precio promedio de la tonelada de CO₂ en cada año a partir del año 2015. Para definir el precio del CO₂eq se revisaron diferentes fuentes de información. De acuerdo con la iniciativa Ecosystem Marketplace, los precios en el 2016 presentaron una variación importante en los mercados voluntarios desde US\$0.5/t CO₂e hasta US\$50/t CO₂e (Tabla 7.1). La plataforma para la compensación de la huella de carbono de las Naciones Unidas presenta actualmente en su página web precios bajos para los proyectos MDL (<https://offset.climateneutralnow.org>), al igual que el mercado voluntario de Carbono en México. La Tabla 7.1 detalla los precios internacionales y nacionales de la tonelada de CO₂.

Tabla 7.1 Precios internacionales y nacionales de la tonelada de CO₂ equivalente en los mercados voluntarios.

Año	Precios Internacionales (US\$/tCO ₂ e)			⁴ Precios en México (US\$/tCO ₂ e)		
	Promedio	Min	Max	Promedio	Min	Max
¹ 2014	4.5	0.019	-	-	-	-
² 2016	3.0	0.50	50	5.4	-	-
² 2018	2.4	0.10	70	-	3	12
³ 2019	-	0.28	9	-	-	-

¹ UNDP, 2016; ² Ecosystem Marketplace, 2017

³ UN, 2019; ⁴ MexiCO2

Actualmente, los proyectos que generan mayor atención son los de forestación/reforestación y las estufas mejoradas; en tanto que los proyectos de biogás se encuentran a un nivel intermedio, pero siguen siendo de interés en los mercados internacionales de acuerdo con la información reportada por Ecosystem Marketplace (Figura 7.1). El precio promedio para proyectos de biogás fue de 4 dólares por tonelada de bióxido de carbono equivalente. La plataforma de las Naciones Unidas comercializa créditos de compensación para dos proyectos MDL de biogás en granjas porcícolas en Tailandia y Chile a un precio de 1.5 y 3 USD por tonelada, respectivamente.

En el presente estudio se consideró un precio por tonelada de CO₂e de 3 USD, el cual se seleccionó tomando en consideración los precios en México y los precios para los proyectos de biogás, que oscilan entre 1 US\$/tCO₂eq a 5 US\$/tCO₂eq, en el periodo de evaluación 2015-2019. La conversión del tipo de cambio de dólares a pesos fue realizada tomando como base el tipo de cambio promedio anual de cada año, por lo que el precio promedio en el 2015 es de \$47.5 pesos mexicanos por tonelada de CO₂eq. Las proyecciones del precio de la tonelada de

CO₂eq al 2034 se realizó considerando un incremento gradual: del 2015-2019 se consideraron 3 US\$/tCO₂, del 2020-2024 de 5 US\$/t CO₂, del 2025-2030 de 10 US\$/t CO₂, y de 2031-2034 de 30 US\$/t CO₂ (Tabla C1, Anexo C). Esta consideración se realizó tomando como base la proyección realizada por la iniciativa “The Investment-Grade Carbon Pricing Corridors”, quienes estiman un precio de 30-60 US\$/tCO₂ para el 2025 y de 30-100 US\$/tCO₂ para el 2030. En el presente estudio se consideró un escenario conservador asumiendo un aumento para proyectos de biogás para el 2034 de no más de 30 US\$/tCO₂. La Figura 7.1 explica los créditos de compensación comercializados en 2016.

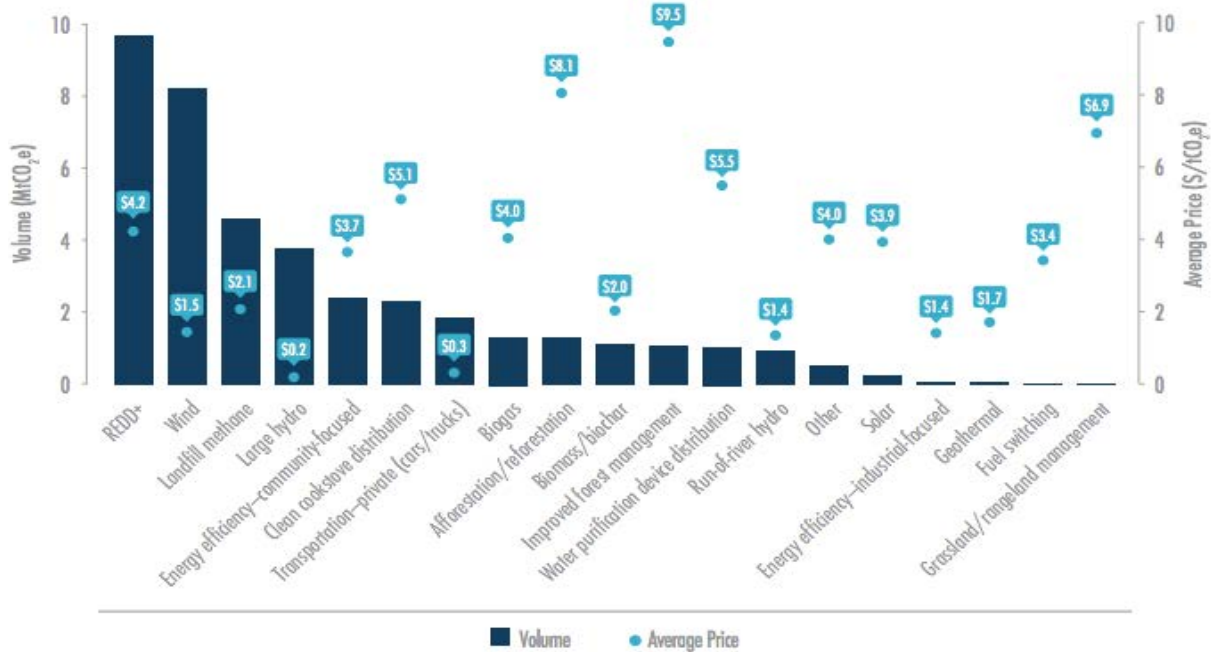


Figura 7.1 Créditos de compensación comercializados en 2016. Volumen comercializado y precio promedio por tipo de proyectos. Fuente: Ecosystem Marketplace, 2017.

7.1.2 Método económico para la valoración de la eutrofización

La eutrofización es la producción acelerada de materia orgánica en un cuerpo de agua que genera la acumulación de fitoplancton vinculado a un incremento de nutrientes, fósforo y nitrógeno principalmente, proveniente de las descargas de aguas residuales municipales y agricultura (Atkins y Burdon, 2006); el exceso de nutrientes genera un crecimiento excesivo de plantas y algas afectando a las especies de peces que habitan en el agua (Kosenius, 2010). La eutrofización puede valorarse económicamente de diferente manera dependiendo de la pérdida de su función o impacto sobre el producto o servicio que ofrece el recurso natural afectado, ya que tiene diferentes funciones que muestran valor de uso y de no uso:

- Irrigación para uso agrícola y pecuario
- Consumo para uso comercial e industrial
- Productividad acuícola
- Recreación
- Turismo
- Biodiversidad
- Ciclo hidrológico
- Existencia

Keeler et al. (2012) representan esquemáticamente y de manera clara las implicaciones que tienen diferentes acciones de contaminación, incluyendo la eutrofización, sobre los cambios en los bienes y servicios ecosistémicos y los cambios en su valor. La eutrofización impacta de diferentes maneras tanto en productos y servicios ambientales, así como beneficiarios finales, algunos de los principales impactos ambientales y sociales que genera son los siguientes:

- Pérdida de la calidad del agua
- Efectos sobre campos de cultivos y cría de ganado
- Reducción de la pesca
- Efectos en salud humana
- Pérdida de actividades recreativas
- Reducción del valor de las viviendas
- Pérdida de la biodiversidad

Los costos ambientales y sociales de la eutrofización asociados a los impactos mencionados son diversos, por lo que su valoración económica debe realizarse bajo un esquema integral. Solo algunos trabajos o artículos científicos valoran en su totalidad los costos incurridos por la eutrofización (Pretty et al., 2003; Dodds et al., 2009), otros artículos valoran exclusivamente la pérdida de alguna de las funciones (Hanley et al., 2006; Del Saz-Salazar et al., 2009; Kosenius, 2010).

Cada uno de las funciones afectadas o bienes y servicios impactados pueden valorarse por diferentes métodos. Existen artículos científicos en los cuales se reporta la valoración económica de la pérdida de la eutrofización en agua dulce y salada, aplicando tanto métodos de preferencias declaradas (valoración contingente y experimentos de opción), como de preferencias reveladas (costo de viaje y precios hedónicos). La mayoría de los documentos científicos analizados se enfocan en la valoración del aumento de la calidad del agua, la cual está relacionada directamente con la disminución de nutrientes y carga orgánica.

Los métodos de valoración contingente y experimentos de opción evalúan las preferencias y disponibilidad a pagar para aumentar la calidad del agua (Atkins y Burdon, 2006; Del Saz-Salazar et al., 2009), aunque también se evalúa la disponibilidad a aceptar una compensación por la pérdida de la calidad del recurso hídrico. Los experimentos de opción permiten obtener valores para diferentes niveles de calidad del agua (Kosenius, 2010; Martin-Ortega y Berbel, 2010). En este tipo de métodos es importante determinar los atributos para definir la problemática relacionada con la calidad del agua afectada por la eutrofización, por ejemplo: claridad del agua, cantidad de ciprínidos, cantidad de algas verde azuladas, entre otros (Ahtiainen et al., 2015).

También se ha evaluado la eutrofización en función del impacto en la recreación y turismo que ofrecen los cuerpos de agua aplicando métodos como costos de viaje que evalúa los gastos en los que incurre la gente para visitar un lugar; o el método de precios hedónicos en el cual se determina la pérdida del valor comercial de las propiedades en la zona. En algunos casos los métodos mencionados aplican indicadores fisicoquímicos de la calidad del agua para determinar con mayor precisión la causa que la gente percibe como consecuencia de la pérdida del valor (Hjerpe et al., 2017).

La eutrofización o mejora en la calidad del agua, también puede valorarse a través del método de costos evitados, costos de remediación o costos asociados con el incremento en los riesgos a la salud por el contacto o el consumo del agua (Keeler et al., 2012). Los costos de restauración representan una estimación del valor económico de un beneficio ambiental obtenido a través de un proceso de descontaminación, por ejemplo, el tratamiento del agua para mejorar la calidad de los recursos hídricos (Bergstrom y Loomis, 2017). En el método de costos evitados las funciones dosis-respuesta están asociados a los impactos de los cambios en la calidad ambiental (Cristeche y Penna, 2008). De acuerdo con Hernández-Sancho et al. (2010), los costos evitados no miden el valor económico total, y normalmente subestiman el valor verdadero de los recursos. Sin embargo, constituye una primera aproximación a la valoración económica de la alteración de algún bien o servicio ambiental.

En el presente estudio, se seleccionó el método de costos evitados para evaluar la eutrofización por la descarga directa de los efluentes y residuos de las granjas porcinas a cuerpos de aguas cercanos, resultado de la revisión de la literatura.

En el ACV presentado en el Capítulo 6 se estimaron los impactos sobre la eutrofización de los cuatro sistemas evaluados, considerando las emisiones de compuestos nitrogenados como el NH_3 al aire, y las liberaciones de los residuos y efluentes al río, que implica la descarga de nitrógeno orgánico e inorgánico, así como materia orgánica. Los resultados generados en el análisis muestran que los 4 sistemas tienen impactos sobre la eutrofización, siendo el manejo convencional (S4) el que tiene el mayor impacto, debido a que este sistema es el único que considera las descargas directas al río de los residuos generados.

Bajo este contexto, la eutrofización evaluada por medio del ACV, representa la eutrofización que generan los sistemas a nivel local y global por las emisiones, y posteriormente su depósito en los cuerpos de agua. Únicamente el sistema 4 considera la eutrofización local por la descarga directa al río. En la presente investigación sólo se evaluó la eutrofización generada por el sistema 4 para valorar la eutrofización a nivel local.

El método de valoración aplicado para evaluar la eutrofización en el sistema 4 fue el método de costos evitados. Para evitar la eutrofización por las descargas al río, los efluentes y residuos deben ser tratados previamente antes de ser dispuestos. Los efluentes tratados pueden ser reutilizados en el proceso, aplicados como aguas para riego, o descargados a los sistemas de drenajes locales o al río, siempre que cumpla con la regulación ambiental correspondiente para el tipo de disposición final seleccionado.

Los costos evitados para el sistema 4 fueron los costos de operación y mantenimiento del sistema 3 que representa el tratamiento de los efluentes y residuos aplicando digestión anaerobia y compostaje para los residuos sólidos, el biogás generado es quemado y el agua tratada es utilizada para riego de jardines y campos agrícolas aledaños.

7.1.3 Método económico para la valoración del agotamiento de recursos fósiles

Para determinar el valor económico del agotamiento de los recursos fósiles se utilizó el precio en el mercado de los combustibles que se utilizan para producir la energía eléctrica en el país. En el sector eléctrico, la demanda de combustibles fósiles en el año 2015 fue de 920.3 MBDOCeQ (Miles de barriles diarios de petróleo crudo equivalente), de los cuales 70% se obtiene del gas natural, 14.7% del carbón, 12% del combustóleo, 1.9% del coque de petróleo y 1% del diésel (Tabla 7.2). Los datos anteriores indican que, en México la energía se genera principalmente del gas natural; el sector reporta que para el 2030, la aportación del gas natural aumentará hasta 79%, en tanto el uso de carbón se mantendrá y el uso de combustóleo disminuirá considerablemente hasta un 3.7% (SENER, 2018b).

Tabla 7.2 Combustibles fósiles utilizados para la generación de energía eléctrica en México en el año 2015.

	Demanda (MBDPCeq)	Contribución (%)	Precio (\$)
Gas Natural	648.3	70.4	1.51 (m ³)
Carbón	135.3	14.7	535 (t)
Combustóleo	110.0	12.0	3.37 (L)
Coque de Petróleo	17.4	1.9	905 (t)
Diésel	9.3	1.0	14.20 (L)

Para estimar las aportaciones de cada uno de los combustibles con base en toneladas, barriles o metros cúbicos, se utilizaron los factores de conversión reportados en la lista publicada por el Diario Oficial de la Federación, para determinar las equivalencias en términos de barriles equivalentes de petróleo (DOF, 2016b).

Los precios de cada uno de los combustibles fueron obtenidos a partir de diferentes fuentes de información. Los precios del gas natural y el carbón fueron obtenidos de la base de datos de la Administración de Información de Energía de los Estados de Unidos de América (EIA, por sus siglas en inglés); para el diésel y el combustóleo, los precios utilizados fueron los reportados por el Sistema de Información Energética (SIE); y para el coque de petróleo se utilizó la información del mercado internacional reportada por la Agencia de Energía Argus (Argus, 2018).

7.1.4 Método económico para la valoración del agotamiento de recursos hídricos

Los valores de los recursos ambientales como el agua no son fáciles de evaluar, debido a la naturaleza pública de este recurso (Birol et al., 2006). El agua tiene un valor ambiental que representa su función en los ecosistemas, además del valor social que implica el uso del agua para producir alimentos y satisfacer las necesidades básicas de las personas. En la actualidad, el valor económico del agua tendrá que cambiar en respuesta a la escasez cada vez mayor de este recurso y a la incorporación del valor ambiental. De acuerdo con la FAO, se necesita valorar el agua reconociendo sus usos económico, social y ambiental (FAO, 2006). Diversos países cuentan con un mejor sistema de precios que reflejan los costos sociales. Sin embargo,

en muchos países se siguen aplicando subsidios, concesiones o tarifas bajas que favorecen a grupos de bajos ingresos (Solis, 2005).

La agricultura es la principal actividad humana que consume 70% del agua que se extrae a nivel mundial. En México, de igual manera, la agricultura consume 76% del agua obtenida de fuentes superficiales (61%) y subterráneas (39%); dentro de este grupo se incluye al sector pecuario. En el año 2016, se registró un volumen concesionado del agua únicamente para actividades pecuarias de 210 hm³, que representa 0.25% del total concesionado a nivel nacional para uso consuntivo (CONAGUA, 2017).

La Ley de Aguas Nacionales (LAN) establece que la explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales se realizará mediante títulos de concesión o asignación otorgados por el Ejecutivo Federal a través de la CONAGUA, por medio de los Organismos de Cuenca. La LAN establece que las concesiones y asignaciones crean derechos y obligaciones, dentro de los cuales se encuentran los pagos que establece la Ley Fiscal vigente. Específicamente la Ley Federal de Derechos (LFD) establece en su artículo 224 inciso IV, que para usos pecuario no se pagarán derechos siempre que sus procesos se efectúen de forma indivisa, hasta por la dotación autorizada o hasta por el volumen concesionado.

De acuerdo con lo anterior, el costo del agua utilizada en los sistemas evaluados para el tratamiento de las excretas no está considerado en el análisis de costos. En el presente estudio, el uso del agua está considerado como un impacto ambiental enfocado al agotamiento de recursos hídricos.

El agotamiento de las reservas abióticas es una categoría de impacto que se evaluó en el ACV (Capítulo 6); los impactos totales y netos obtenidos en esta categoría representan los efectos del agotamiento no únicamente del agua, sino también de minerales y metales medidos como kilogramos de antimonio equivalente. Esto dificulta la valoración económica específicamente del agotamiento del agua utilizando los resultados del ACV, por tal motivo el uso del agua se valoró únicamente considerando el volumen del agua usada durante el proceso.

La valoración económica del agua fue estimada utilizando su valor en el mercado en México. Sin embargo, en el país el valor del agua está subestimado, ya que tiene un subsidio gubernamental que no refleja el valor real que implica al menos el costo de operación y mantenimiento para su extracción o bombeo. De acuerdo con la OECD, México tiene una de las tarifas más bajas de agua del mundo (0.49 USD/m³) comparado con países como Dinamarca, en donde tiene una tarifa de 6.4 USD/m³ (UNAM, 2018).

La tarifa del uso de agua en México varía dependiendo del Estado, se fijan de diferente manera en cada municipio dependiendo de la legislación de cada Entidad Federativa. Por ende, no existen criterios uniformes para la determinación de la tarifa de los servicios de agua potable, sólo la norma mexicana NMX-AA-147-SCFI-2008, que establece una metodología para evaluar la idoneidad de las tarifas para garantizar la sustentabilidad del recurso, y la viabilidad financiera y operativa del servicio público.

En general, las tarifas son diferenciadas por tipos de usuario: doméstico, comerciales e industriales. En algunos casos la tarifa depende del volumen consumido (servicio medido) y en otros existe una tarifa fija; asimismo, tienen subsidios dependiendo de las condiciones socioeconómicas (CONAGUA, 2017).

Para estimar los costos por el agotamiento de los recursos hídricos se consideró el uso de agua potable únicamente por el manejo de las excretas bajo los 4 diferentes sistemas evaluados. Los sistemas con producción parcial de energía (S1), quema de biogás (S3), y manejo convencional (S4), presentan el mismo consumo anual de agua de 8869 m³; en tanto que el sistema con producción total de energía (S2), considera la reincorporación al proceso de 4,235 m³ del agua tratada, lo que implica una reducción de aproximadamente de 50% del uso del recurso hídrico.

El valor económico se estimó considerando las tarifas de agua potable para un servicio medido con un consumo mensual superior a 200 m³ para el Estado de Puebla reportado por el Sistema operador de los servicios de agua potable y alcantarillado del Municipio de Puebla, publicados en el periódico oficial del Estado. La Tabla 7.3 precisa dichas tarifas (SOAPAP, 2019). Con la finalidad de estimar valores reales, se consideró la aplicación de un subsidio de 50% al consumo mensual, el cual es establecido para localidades mayores de 499,999 habitantes, en las reglas de operación para los programas de agua potable, alcantarillado y saneamiento, y tratamiento de aguas residuales a cargo de la CONAGUA, aplicables a partir de 2016 (ROAP, 2015).

Tabla 7.3 Tarifas del consumo de agua potable en el Estado de Puebla.

Año	Tarifa (\$/m ³)	
	Consumo de 200 m ³ al mes	Consumo mayor a 200 m ³ al mes*
2015	24.01	26.93
2016	24.01	26.93
2017	30.64	34.23
2018	32.23	35.99
2019	32.23	35.99

*El excedente a 200 m³ es calculado por el factor = $T + ((N-200) \times 0.0030)$
Donde T es una tarifa fija y N el total de m³ consumidos

7.1.5 Método económico para la valoración de la aplicación de la composta y excretas como fertilizantes orgánicos

La composta y las excretas son dos materiales aplicados en campos de cultivo como fertilizantes orgánicos, tienen la capacidad de mejorar las funciones del suelo al ser utilizados como acondicionadores o como biofertilizantes (ver apartado 1.2.2).

En los sistemas evaluados la composta y las excretas son subproductos de los procesos; en los sistemas con aprovechamiento energético (S1 y S2) y la quema de biogás (S3), la composta fue considerada como el único subproducto que puede ser aplicado como biofertilizante en campos agrícolas; mientras que para el sistema 4 correspondiente al manejo convencional, se consideraron a las excretas sólidas y a los efluentes líquidos y semisólidos provenientes de la laguna de almacenamiento como subproductos para su aplicación como abonos orgánicos.

Actualmente en México la composta y el estiércol no tienen un precio en el mercado como fertilizantes orgánicos, sin embargo, pueden ser valorados económicamente mediante

mercados sustitutos. Los fertilizantes inorgánicos evitados al aplicar los fertilizantes orgánicos, si tienen precios en el mercado.

Tambone et al. (2010) mencionan que el uso eficiente y apropiado de los fertilizantes orgánicos debe ser evaluado en términos de calidad y valor de fertilización. El valor económico de los fertilizantes orgánicos se ha calculado con base en su capacidad de sustituir nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K). Para estiércoles de cerdo se reporta proporciones para el N de 43%, el P de 22% y el K de 35% (Teagas, 2019). En el presente estudio, el valor económico de la composta y las excretas se estimaron considerando únicamente al N como nutriente sustituido, por lo que se estimó la sustitución de fertilizantes inorgánicos nitrogenados constituidos por urea (50%) y sulfato de amonio (50%), que son los más utilizados en el país.

La sustitución de los fertilizantes inorgánicos depende de la forma disponible del N en los fertilizantes orgánicos. Generalmente, el N se encuentra en dos formas: 1) amonio, el cual es rápidamente disponible para las plantas, y 2) N orgánico, el cual es menos disponible. La cantidad de amonio presente determinará la disponibilidad del N en los fertilizantes orgánicos, y por lo tanto en la cantidad de fertilizantes minerales sustituidos. Una forma de estimar la cantidad de fertilizantes minerales sustituidos por fertilizantes orgánicos es aplicando el valor de reemplazo de fertilizantes nitrogenados (NFRV, por sus siglas en inglés), también llamado valor equivalente de fertilizante mineral (MFE, por sus siglas en inglés) (De Vries, 2012). El NFRV también depende de otros factores como el tipo de suelo, la forma y técnica de aplicación, el tiempo de aplicación, y las condiciones climáticas. Existen NFRV reportados en la literatura para diferentes tipos de fertilizantes orgánicos; y en algunos casos son reportados para condiciones específicas de aplicación.

La estimación de los costos de la sustitución de los fertilizantes inorgánicos se obtuvo mediante la siguiente fórmula, aplicando los datos correspondientes a cada sistema mostrados en la Tabla 7.4:

$$C_{SFI} = C_{SA} + C_U = (M_{SA} * P_{SA}) + (M_U * P_U) \dots\dots\dots F9$$

$$M = M_{fo} * N_{fo} * NFRV_{fo} * N_{fi} * 0.5 \dots\dots\dots F10$$

- C = Costo
- M = Masa
- P = Precio
- SFI = Sustitución de Fertilizantes Inorgánicos
- SA = Sulfato de amonio
- U = Urea
- N = Nitrógeno
- NFRV = Valor de reemplazo de fertilizantes nitrogenados
- fo = Fertilizante orgánico (composta o abonos)
- fi = Fertilizante inorgánico (sulfato de amonio o urea)

Para la composta en los sistemas S1, S2 y S3 se reportan en la literatura científica datos de NFRV muy variables entre 20% y 50% (Brockmann et al., 2014; Hoeve et al., 2014; Luo et al., 2014); los porcentajes reportados son específicos para composta de excretas de cerdo. En esta investigación se aplicó un porcentaje de 35%, que es el promedio entre ambos valores. Para el sistema S4, se aplicaron los valores reportados por Hoeve et al. (2014) de 65% para excretas

sólidas, 75% para el lodo que corresponde al efluente semisólido, y del 85% para el efluente líquido.

Los precios en el mercado mexicano de la urea y el sulfato de amonio son reportados por SENER, pero sólo existen datos hasta el 2007. Por tal motivo, se utilizaron los precios reportados en el mercado internacional. Para la urea se utilizaron los precios como mercancía reportados por Indexmundi (2019), y para el sulfato de amonio, los reportados en el mercado asiático por Fertilizerworks (2019). Los precios de ambos fertilizantes fueron obtenidos del 2015 al 2019.

Tabla 7.4 Parámetros para el cálculo del valor económico de la composta y excretas como fertilizantes orgánicos.

	M_{fo} (t/año)	N_{fo} (% ST)	NFRV (%)	N_{fi} (%)	P* (\$/t)
Composta	393-398	1.3	35		
Excreta sólida	268	3.7	65		
Efluente semisólido	251	2.9	75		
Efluente líquido	4,793	2.9	85		
Sulfato de amonio				21.2	2,340
Urea				46.6	4,506

P* = precio 2015

7.1.6 Proyecciones

Las proyecciones al 2034 de los precios de los combustibles fósiles y de los fertilizantes inorgánicos utilizados en la valoración económica del agotamiento de los recursos fósiles y la aplicación de la composta y excretas como fertilizantes orgánicos fueron estimados mediante diferentes modelos estadísticos. Los precios del sulfato de amonio y la urea fueron proyectados aplicando regresión lineal. Para el caso del gas natural y el carbón, se utilizaron las proyecciones reportadas por la EIA, en tanto para el diésel, combustóleo y coque de petróleo los precios fueron proyectados con un modelo de series de tiempo AR(p,q). En el apartado 8.1.5 del capítulo 8 se describen con mayor detalle los modelos mencionados

7.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.2.1 Valor económico del efecto sobre cambio climático

Todos los sistemas evaluados en el presente estudio generan impactos ambientales sobre el cambio climático porque todos generan gases de efecto invernadero en diferente magnitud, por lo que el valor económico presentado en la Figura 7.2 para cada sistema representa los costos ambientales atribuidos al efecto de cada proceso sobre el calentamiento global del planeta.

Los tratamientos de las excretas por digestión anaerobia y compostaje (S1 y S3) disminuyen los costos ambientales, ya sea para la obtención de energía o para quemar el biogás comparado con el manejo convencional del estiércol. Se estima que la producción parcial de energía tiene los menores costos ambientales obteniendo un valor de \$36 mil pesos y la quema

de biogás con un valor de \$46 mil pesos en el 2015, en tanto el completo aprovechamiento de las excretas para producción de energía (S2) genera costos ligeramente mayores a la producción parcial alcanzando valores de \$48 mil pesos. El manejo convencional de las excretas que es una práctica común en el país mostró los mayores costos ambientales de todos los sistemas con un valor de \$53.7 mil pesos.

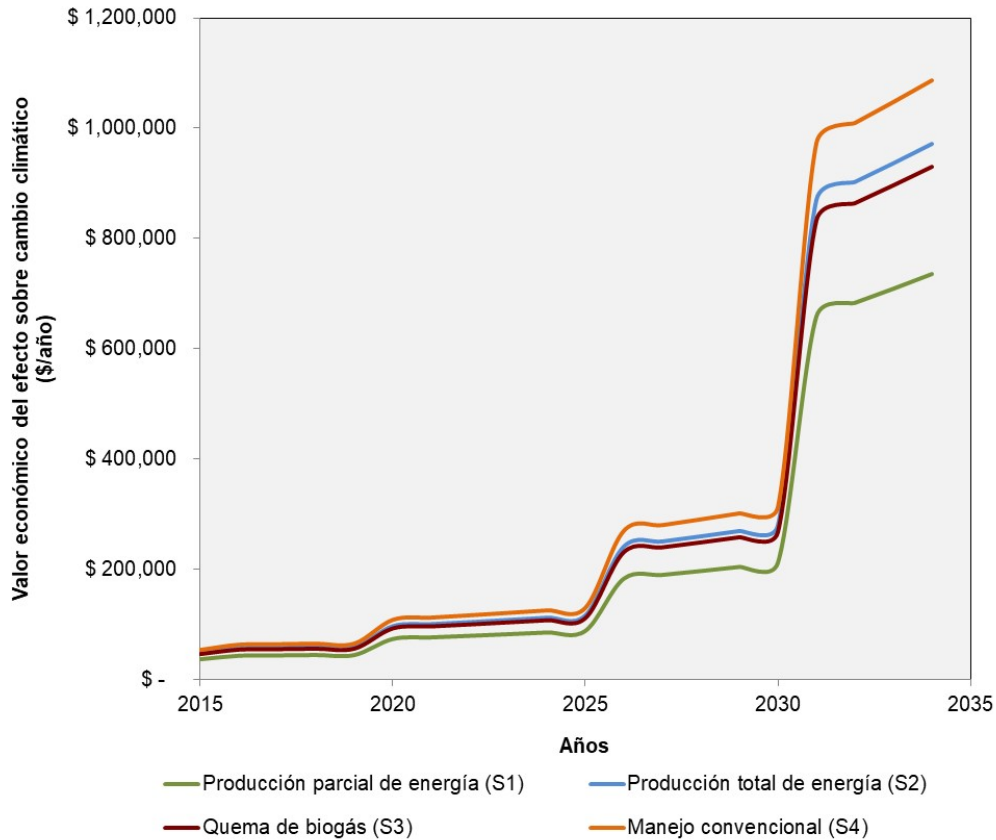


Figura 7.2 Valoración económica del efecto sobre cambio climático generado por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. De 2015-2019 se consideró un precio de 3 US\$/tCO₂, del 2020-2024 de 5 US\$/ tCO₂, del 2025-2030 de 10 US\$/tCO₂, y de 2031-2034 de 30 US\$/ tCO₂.

El precio del CO₂ en el mercado es muy bajo para proyectos de producción de biogás (US\$3/tCO₂), por lo que los costos estimados son relativamente bajos. Sin embargo, si los precios aumentaran, entonces los costos ambientales también aumentarían y la diferencia entre los sistemas sería mayor. En este estudio se consideró un incremento del precio de la tonelada de CO₂ hasta de 30 USD por tonelada del 2031 al 2034, alcanzando valores para la producción parcial de energía (S1) de \$736 mil pesos, y para el manejo convencional del estiércol (S4) hasta de \$1 millón de pesos.

En el ACV del capítulo 6, se realizó un análisis de sensibilidad en el que se evaluaron dos condiciones que simulan tanto un buen como un mal manejo del proceso. La Figura 7.3 describe los resultados de la valoración económica sobre el cambio climático del manejo y tratamiento de las excretas de cerdo bajo los dos escenarios durante el año 2015.

El buen manejo del proceso significa realizar el proceso de manera eficiente, evitando fugas no-intencionales de biogás en el digestor anaerobio, y mejorando el manejo del digestato. En tanto que un mal manejo del proceso, involucra una mala operación y mantenimiento del digestor, aumentando las liberaciones no intencionales, y un mal manejo del digestato. Bajo estas condiciones, los impactos y costos ambientales varían notablemente.

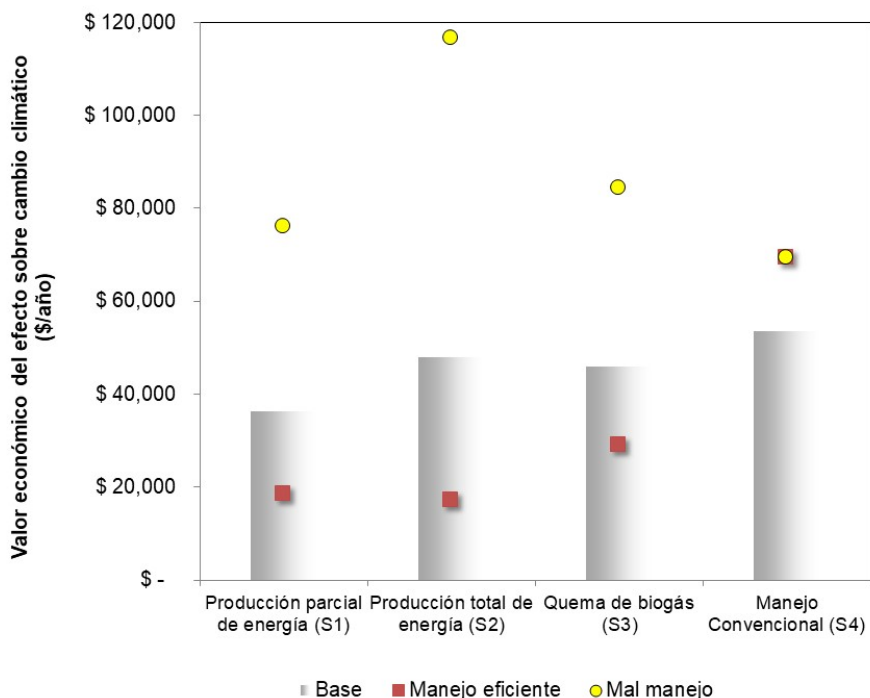


Figura 7.3 Valoración económica del efecto sobre cambio climático generado por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional, bajo los escenarios evaluados en el análisis de sensibilidad del ACV.

Durante el manejo eficiente del proceso, las emisiones GEI disminuyen en un 50% para los sistemas con aprovechamiento energético y un 37% para la quema de biogás, lo cual genera una reducción de los costos ambientales. Para la producción parcial y total de energía en el 2015, se estimaron valores de \$18.5 mil y \$17 mil pesos respectivamente, para la quema de biogás de \$29 mil, mientras que para el manejo convencional de \$69 mil pesos (Figura 7.3). Es notorio observar que, bajo esta condición los dos escenarios con producción de energía son cercanos y son los que presentan los menores costos ambientales.

Por otro lado, el mal manejo de las excretas incrementa notablemente las emisiones, y por lo tanto los costos ambientales, siendo mayor para la producción total de energía que alcanza costos de \$116 mil pesos para el 2015, en el cual se considera un precio de 3 dólares la

tonelada de CO₂. La producción parcial de energía y la quema de biogás incrementan los costos a \$76 y \$84 mil pesos respectivamente, en consecuencia, del aumento del doble de las liberaciones. El manejo convencional se mantiene en un costo de \$69 mil pesos, por lo que bajo esta condición resulta menos costoso ambientalmente manejar las excretas de forma convencional que tratar las excretas por digestión anaerobia.

Es importante mencionar que, si el precio del CO₂ aumentara hasta 30 USD la tonelada, los costos ambientales por un mal manejo del proceso incrementarían notablemente alcanzando valores por arriba del millón de pesos anuales. Para el sistema con una producción total de energía, se obtendrían costos ambientales de \$2.5 millones de pesos al año, lo cual muestra el alto valor económico que tiene la falta de buenas prácticas y condiciones durante la producción del biogás por digestión anaerobia sobre el calentamiento global del planeta.

Los resultados muestran que en general la producción parcial de energía presenta los menores costos ambientales sobre el cambio climático bajo las tres condiciones evaluadas, comparado con la quema de biogás. Mientras que el completo aprovechamiento energético tiene los mayores costos ambientales cuando el proceso se realiza bajo malas condiciones de operación.

7.2.2 Valor económico del efecto sobre la eutrofización

El valor económico de la eutrofización de cuerpos de agua por descargas directas de las excretas (sólidas y líquidas) que se generan en una granja porcina se presenta en la Figura 7.4. El valor estimado para el año 2015 fue de \$189 pesos por tonelada de excretas descargadas. Estos valores por eutrofización representan un costo ambiental para el sistema 4 que consideraría las descargas a un río en un 50% de los efluentes líquidos generados en los criaderos, lo que significa un costo anual de \$233 mil pesos en el año 2015, y se estima un costo total para el 2034 para evitar la eutrofización de \$1 millón de pesos (Figura 7.4). En los sistemas con producción de energía y quema de biogás, los residuos y efluentes no son descargados a cuerpos de agua por lo que representan co-beneficios ambientales (apartado 8.2.1).

La valoración de la eutrofización o calidad del agua de un cuerpo hídrico no es una tarea sencilla. Los valores reportados en la literatura científica aplicando los diferentes métodos de valoración mencionados anteriormente son mostrados en la Tabla 7.4. En esta Tabla se observa que los valores son variables y se reportan en diferentes unidades dependiendo del tipo de método de valoración aplicado, el tipo y cantidad de servicios ecosistémicos evaluados, así como las características y tipo de cuerpo de agua.

Algunos de los estudios reportados en la literatura científica consideran en la estimación de los costos de la eutrofización diferentes aspectos como la mejora de la calidad del agua, la mejora del hábitat o la restauración. Estudios que utilizan el método de valoración contingente y experimentos de opción, reportan valores de la disponibilidad a pagar de las personas para lograr las metas antes mencionadas entre \$161 y \$9,030 pesos al año por persona, en un periodo del 2001 al 2006 (Hanley et al., 2006; Kosenius, 2010). Los valores más altos de \$9,030 son los reportados para reducir la eutrofización del Golfo de Finlandia, lugar en el que los residentes y visitantes están dispuestos a pagar montos altos para mejorar la calidad del agua (Kosenius, 2010). En México, se reporta un valor de \$876 pesos anuales por persona

para llevar a cabo la restauración del Río Yaqui y mejorar la calidad del agua y el estatus ecológico del sitio (Ojeda et al., 2007).

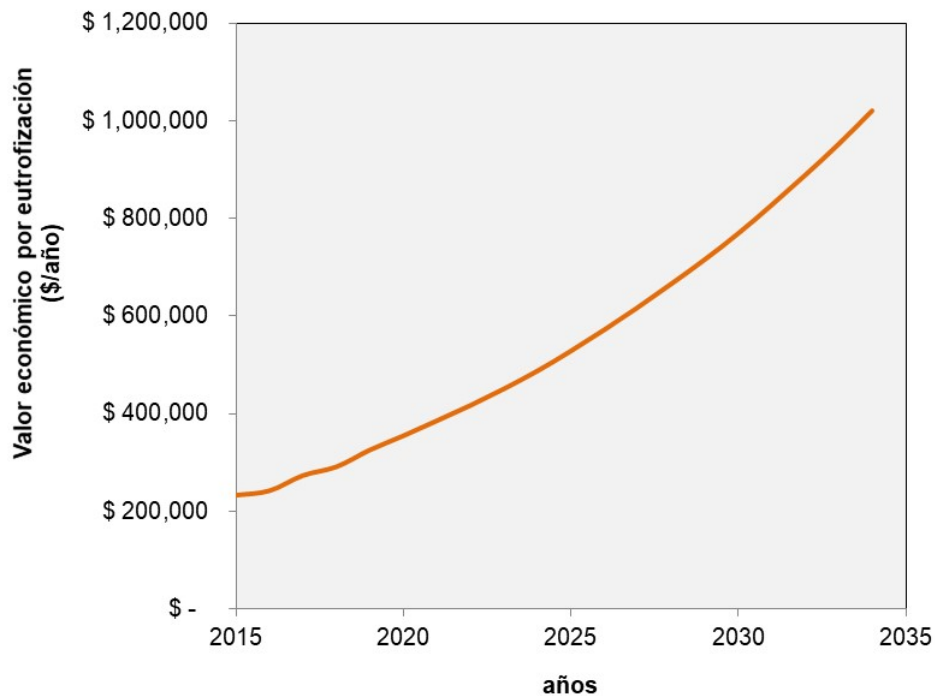


Figura 7.4 Valoración económica de la eutrofización de un río por las descargas de excretas de cerdo (residuos sólidos y líquidos).

Para comparar los valores de eutrofización reportados en el presente estudio con el valor reportado por Ojeda et al. (2007), se consideró un total de 9,090 habitantes en el año 2015 y un radio de influencia de 21.6%, obteniendo un total de 1,963 personas afectadas por la eutrofización del río. El valor de \$876 pesos por persona al 2015 es de \$1,300 pesos, obteniendo un valor sobre la eutrofización de \$2.5 millones de pesos. El costo sobre la eutrofización de \$233 mil pesos propuesto en el presente estudio es 10% del costo estimado aplicando el valor propuesto por Ojeda et al. (2007). Sin embargo, es importante considerar las características y dimensiones de los ríos y el método de valoración utilizado.

Otro punto importante a considerar, es que el valor reportado en este estudio refleja únicamente la eutrofización atribuida a las descargas parciales de los efluentes de la granja, pero la contaminación y eutrofización del río es el resultado de todas las actividades y descargas de la localidad, por lo tanto, el valor reportado se considera un indicador adecuado de la eutrofización, considerando las precisiones previamente mencionadas.

Tabla 7.5 Estudios reportados en la literatura científica relacionados con la valoración de la eutrofización de cuerpos de agua.

Valor	Unidad	Método de valoración	Año	Sitio	Valoración	Bien o servicio evaluado	Referencia
7.64 (1119)	€/mes/persona (\$Mx/persona)	Valoración Contingente	2003	Estuario "Randers Fjord" Dinamarca	Reducción de la Eutrofización		Atkins et al., 2007
73 876	\$Mx/mes/persona \$Mx/persona	Valoración Contingente	2005-2006	Río Yaqui, Ciudad Obregón, Sonora, México	Restauración	Hábitat, pesca, dilución de contaminantes, recreación, valor existencia, y valor cultural.	Ojeda et al., 2007
30.6 (419)	€/persona (\$Mx/persona)	Valoración Contingente	2006	Río Serpis España	Estatus ecológico	Recreación y Hábitat	Del Saz-Salazar et al., 2009
12 – 67 (161 - 900)	£/persona (\$Mx/persona)	Experimentos de elección	2001	Río Wear, Durham, Inglaterra Río Clyde Scotland	Estatus ecológico	Hábitat	Hanley et al., 2006
149-666 (2020 - 9031)	€/persona (\$Mx/persona)	Experimento de elección	2005	Golfo de Finlandia	Eutrofización	Recreación	Kosenius, 2010
0.807 (11.32)	€/m ³ (\$Mx/m ³)	Precios Sombra Costos evitados	2004	Región de Valencia, España	Tratamiento del agua	Agua	Hernández-Sancho et al., 2010

7.2.3 Valor económico del efecto sobre el agotamiento de recursos fósiles

El valor anual reportado para cada sistema considera el uso y/o ahorro de combustibles no sólo en el proceso sino también en los procesos evitados como la producción de electricidad y la producción de fertilizantes inorgánicos. Los valores positivos representan el uso de combustibles, por lo tanto, un aumento de su agotamiento; mientras que los valores negativos representan ahorros, lo que significa una reducción en el agotamiento de los recursos fósiles (Figura 7.5).

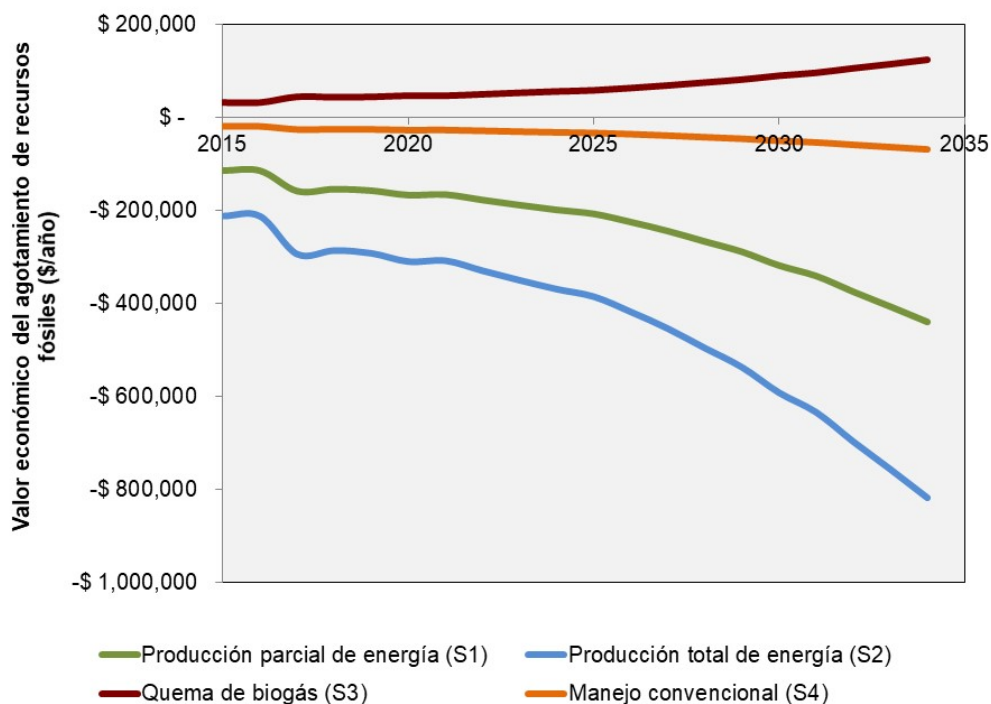


Figura 7.5 Valoración económica del efecto sobre el agotamiento de recursos fósiles por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional.

En general, los valores económicos estimados se encuentran entre los -\$800 y \$125 mil pesos anuales, de los cuales el uso del gas natural es el que contribuye en mayor porcentaje (55% y 87%) al costo en cada sistema durante el periodo evaluado. Los sistemas con producción de energía (S1 y S2), así como el manejo convencional de las excretas, muestran valores negativos que representan beneficios económicos directos, dado que reducen los costos totales de los sistemas, con base en la metodología seguida para su estimación. La producción total de energía (S2), es el sistema que deja de consumir la mayor cantidad de combustibles fósiles, obteniendo los beneficios económicos más altos de \$211 mil pesos en el año 2015, y hasta los \$816 mil pesos para el 2034. El aprovechamiento parcial de las excretas para producir energía (S1), muestra un menor beneficio con valores estimados entre \$113 mil y \$438 mil pesos, durante los 20 años evaluados.

El manejo convencional de las excretas, aunque no genera energía, muestra valores negativos, debido a la reducción del uso de fertilizantes inorgánicos lo que significa una reducción del uso de energía fósil para su producción. Este sistema genera un ahorro económico mucho menor, comparado con los sistemas con producción de energía de \$17 mil pesos en el 2015, y hasta \$68 mil pesos en el 2034. Por otro lado, el sistema de quema de biogás (S3), es el único sistema que tiene un costo ambiental neto del orden de los \$32 mil y hasta los \$125 mil pesos, durante el periodo evaluado resultado del consumo de energía de la red nacional, que significa un agotamiento de los recursos fósiles.

7.2.4 Valor económico del efecto sobre el agotamiento de recursos hídricos

Los valores económicos asociados al agotamiento de los recursos hídricos por el manejo y tratamiento de las excretas en los sistemas evaluados se muestran en la Figura 7.6. Los valores obtenidos son positivos, lo cual indica beneficios negativos o impactos directos en el ambiente por el uso del agua.

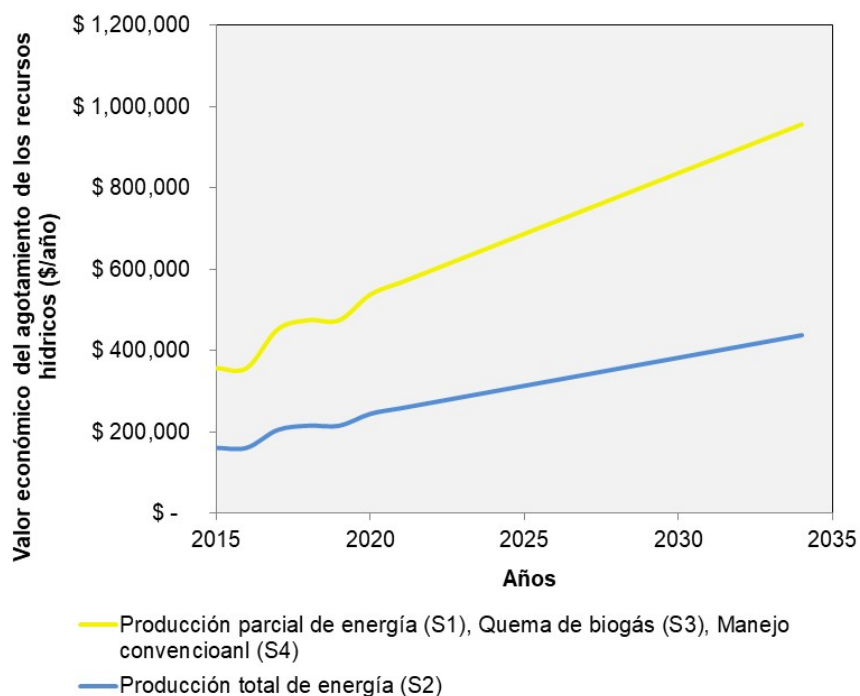


Figura 7.6 Valoración económica del efecto sobre el agotamiento de los recursos hídricos por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional.

Los sistemas con producción parcial de energía (S1), quema de biogás (S3), y manejo convencional (S4), tienen el mismo valor inicial de \$359 mil pesos, debido a que utilizan la misma cantidad de agua para el lavado de las excretas en los criaderos, por lo que el valor estimado para el 2034 asciende a \$957 mil pesos. El sistema con producción total de energía (S2), utiliza la misma cantidad de agua para el lavado, pero 50% del volumen proviene del agua

tratada al final del proceso, por lo que se obtienen valores más bajos de \$160 a \$438 mil pesos, durante el periodo de tiempo evaluado. Para este sistema, el reúso del agua genera un co-beneficio ambiental entre \$198 mil a \$519 mil pesos, que resulta de la diferencia entre los sistemas.

Es importante mencionar que, se considera únicamente 50% del reúso del agua porque con base en el balance del agua se tiene una pérdida considerable del recurso durante el proceso, posiblemente como evaporación o infiltración por fugas. Si se considerará un proceso eficiente durante el tratamiento y reúso del agua, el co-beneficio ambiental sería del doble.

El consumo de agua durante el manejo de las excretas con y sin tratamiento es una problemática ambiental que ha sido reportada constantemente en diversas publicaciones (FAO, 2002). El uso de grandes volúmenes de agua durante el lavado de las excretas en los criaderos se ha resuelto con el uso de equipos de lavado a alta presión. A pesar de ello, el proceso de digestión anaerobia para excretas porcinas requiere altas tasas de dilución para evitar problemas de inhibición durante el proceso microbiano por el alto contenido de sustancias nitrogenadas. Por tales razones y por el valor económico que implica su uso, el tratamiento de los efluentes líquidos y su re-uso dentro del proceso es una práctica que debe realizarse para reducir el consumo de agua y por lo tanto el agotamiento de recursos hídricos, el cual en la actualidad es un grave problema a nivel mundial.

7.2.5 Valor económico de la aplicación de la composta y excretas como fertilizantes orgánicos

La generación de composta como producto secundario o subproducto del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia y compostaje para su aplicación como fertilizante orgánico, así como el uso directo de las excretas en campos de cultivo como abono orgánico representa una oportunidad para obtener beneficios económicos indirectos. En México, estos productos no tienen un precio de mercado bien definido, por lo que el beneficio económico se calculó con base en la sustitución de fertilizantes inorgánicos (i.e., urea y sulfato de amonio). Debido a esta sustitución de los fertilizantes, el beneficio también se puede considerar como un beneficio ambiental.

Para los sistemas con producción parcial de energía (S1) y quema de biogás (S3), se obtienen los mismos beneficios anuales, ya que se produce la misma cantidad de composta durante el proceso. El valor de la composta durante el año 2015 se calculó en \$16 mil pesos, alcanzando un valor para el 2034 de \$27.5 mil pesos. Para la producción total de energía (S2), se genera un beneficio menor de \$11 mil pesos (Figura 7.7); esta reducción se debe a que en el sistema se genera menos composta, ya que se produce únicamente del digestato de los biodigestores, en tanto los sistemas S1 y S3 producen composta a partir del digestato y las excretas sólidas.

Para el sistema S4, con un manejo convencional de las excretas, se estima un beneficio 10 veces mayor que los sistemas con tratamiento de aproximadamente \$129 mil pesos anuales por la aplicación de excretas sólidas y de los efluentes líquidos y semisólidos de la laguna de almacenamiento como bioabono, por lo que alcanza un valor para el 2034 de \$221 mil pesos.

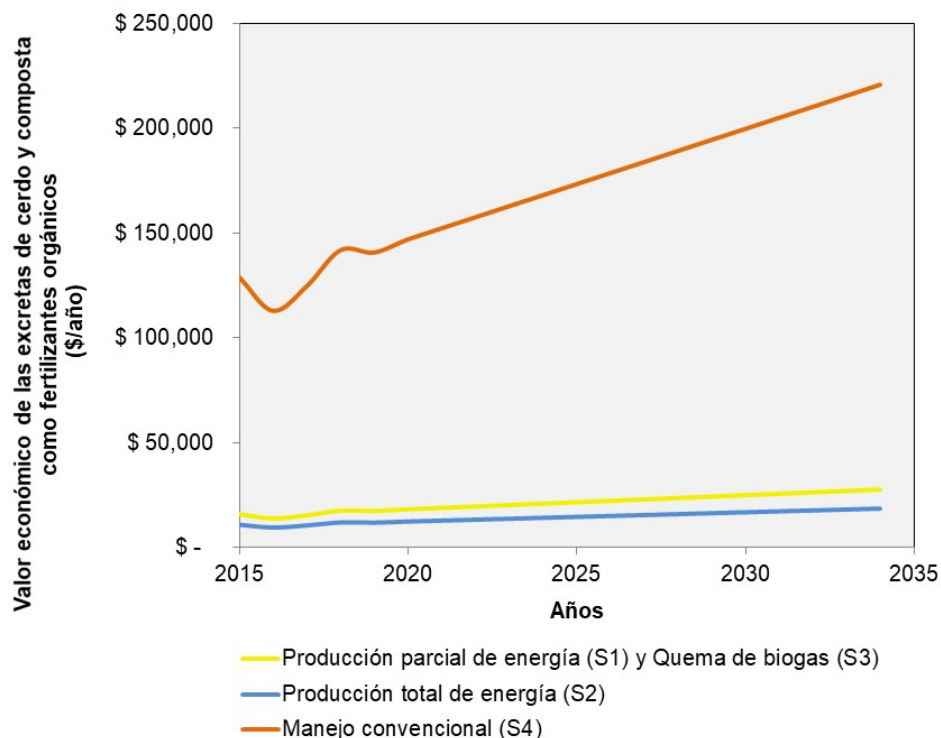


Figura 7.7 Valoración económica de la aplicación de la composta y las excretas de cerdo en campos de cultivo como fertilizantes orgánicos. La composta es el subproducto del tratamiento de las excretas sólidas y el digestato de los sistemas de digestión anaerobia con y sin producción de energía.

El beneficio económico obtenido por la aplicación directa de las excretas como bioabono a campos de cultivo fue considerablemente mayor a la aplicación de composta; esto debido a que se genera un mayor volumen de excretas que de digestato, así mismo las excretas tienen un mayor contenido de nutrientes (nitrógeno) para ser aprovechados. Se ha reportado que el estiércol es considerado como un recurso valioso, pero frecuentemente es vendido por debajo del precio de su valor de fertilización (Leip et al., 2019).

Aunque el manejo convencional de las excretas tiene un mayor beneficio económico por el aprovechamiento de las excretas como bioabono, es importante recalcar como fue mencionado en el Capítulo 6, que la aplicación del estiércol requiere de un manejo adecuado para evitar riesgos de contaminación del agua o sobrefertilización del suelo. El uso de abonos orgánicos de origen animal sin tratar puede representar un riesgo de salud (ACHIPIA-SENASICA, 2017).

En los países de la Unión Europea existe una regulación (EU Water Framework Directive, Nitrates Directive) sobre el uso de fertilizantes orgánicos como estiércoles y digestato con la finalidad de controlar y evitar problemas de contaminación de aguas superficiales y subterráneas y de sobrefertilización de los campos de cultivo en países como Dinamarca, Holanda, Bélgica, Irlanda entre otros; la regulación establece límites de aplicación principalmente en las zonas vulnerables de nitratos (Lijo et al., 2014; Hoeve et al., 2014; Paccanelli et al., 2015).

En México, no existe ninguna regulación específica que establezca límites de aplicación de fertilizantes orgánicos; únicamente se regula el uso de biosólidos como el digestato y la composta por la NOM-004-SEMARNAT-2002. La aplicación de excretas semisólidos y líquidos en el suelo está regulada por la Ley Federal de Derechos (artículo 276) y la Ley de Aguas Nacionales (artículo 119, fracción I). La aplicación de excretas sólidas a los suelos está regulada por la LGGEPA en su artículo 135, el cual menciona que los residuos que se acumulen o puedan acumularse y se depositen o infiltren en los suelos, deberán reunir las condiciones necesarias para prevenir o evitar la contaminación del suelo. Sin embargo, no existe ninguna regulación sobre su uso como abono o mejorador del suelo. En el país, la SAGARPA promueve su manejo bajo un enfoque de sostenibilidad (SAGARPA-SENASICA, 2004; Dominguez-Araujo et al., 2014).

La aplicación de la composta y el estiércol en campos de cultivo podría considerarse un beneficio económico indirecto o costo de oportunidad si se vendieran como fertilizante orgánico.

7.2.6 Beneficios y costos ambientales

Los sistemas evaluados en el presente estudio generan impactos y beneficios ambientales, que al ser valorados económicamente se traducen como costos ambientales (valores negativos) y beneficios económicos ambientales (valores positivos). Dichos valores fueron descritos en los incisos anteriores, en la Figura 7.8 se muestran y comparan cada uno de ellos para los cuatro sistemas evaluados.

El uso de la composta y excretas como fertilizantes orgánicos y el agotamiento de los recursos fósiles son los efectos ambientales que generaron valores económicos positivos traducidos como beneficios económicos ambientales. Estos beneficios son el resultado de la aplicación de los subproductos de los sistemas evaluados en campos de cultivo evitando el uso de fertilizantes inorgánicos, así como el aprovechamiento de la energía generada a partir del biogás evitando el uso y agotamiento de los recursos fósiles. Únicamente la quema de biogás muestra valores negativos o costos ambientales por el uso de energía eléctrica de la red nacional.

El efecto del manejo y tratamiento de las excretas genera efectos ambientales sobre el cambio climático, la eutrofización y el agotamiento de recursos hídricos con valores económicos negativos traducidos como costos ambientales, mostrando de esta manera el costo de la afectación de dichas actividades sobre el ambiente.

Los valores económicos absolutos obtenidos para cada una de las categorías evaluadas nos indica que el agotamiento de los recursos hídricos es el que presentó el mayor valor económico de \$360 mil pesos anuales, comparado con el resto de las categorías. Este costo es seguido por el de eutrofización y los recursos fósiles con valores de alrededor de los \$200 mil pesos. El efecto sobre cambio climático es de las dos categorías que generan los menores valores económicos (entre \$36 y \$53 mil pesos), pero es importante mencionar que la estimación fue realizada considerando precios bajos por tonelada de CO₂e, los cuales se basan en los precios de mercado relacionados con este tipo de tecnología.

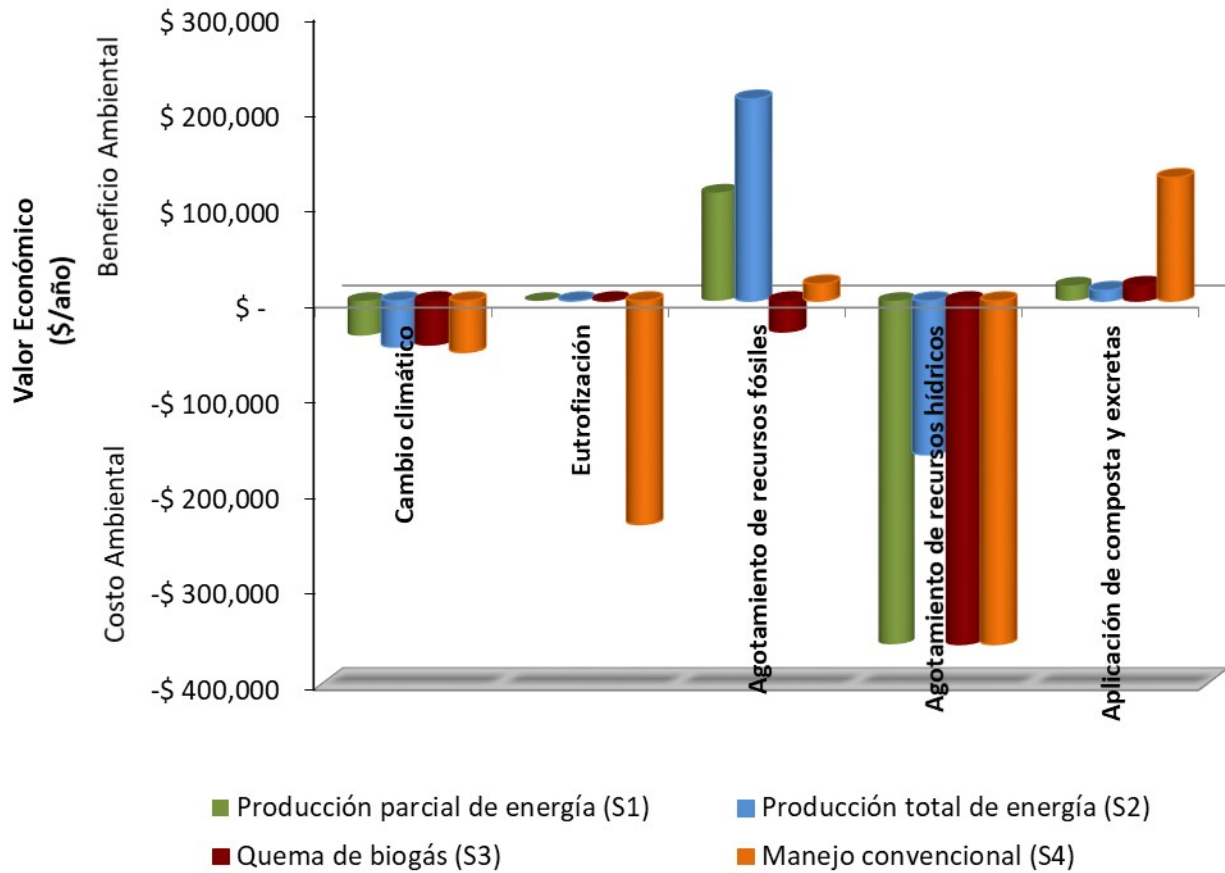


Figura 7.8 Valor económico de los efectos ambientales generados por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, con y sin aprovechamiento energético, y su manejo convencional. Los valores positivos se consideran beneficios económicos ambientales y los valores negativos se consideran costos ambientales.

Como se mencionó anteriormente existen pocos documentos científicos en los cuales se realice la valoración económica de los efectos ambientales generados en los procesos de digestión anaerobia para el tratamiento de excretas de animales o materiales orgánicos. En el presente estudio fueron valorados económicamente 4 efectos ambientales, además de la aplicación en campos de cultivo de los subproductos de los 4 sistemas evaluados.

De los 4 efectos ambientales cuantificados en el capítulo 6, solamente fue posible monetizar el efecto sobre cambio climático y el agotamiento de los recursos fósiles aplicando de manera conjunta la metodología de ACV y métodos de valoración económica. Para los efectos sobre la eutrofización y el agotamiento de recursos hídricos, no fue posible utilizar los datos del ACV para determinar su valor económico, en estos casos, el valor monetario fue estimado considerando únicamente los datos del proceso obtenidos directamente de los flujos de materia de los sistemas.

La monetización de los efectos ambientales permitió hacer una comparación y determinar la importancia de cada una de las categorías de impacto evaluadas, lo cual no se realizó en el ACV, ya que cada una de las categorías presenta diferentes unidades de impacto. La comparación de los efectos ambientales mediante su valor económico es una opción que sustituye a la ponderación en el ACV, el cual se vuelve subjetivo al depender de la decisión del experto (Pizzol et al., 2015).

Para determinar el valor económico algunos otros estudios aplican el Análisis de Costos del Ciclo de Vida (CCV) que puede aplicar precios del mercado o métodos de valoración económica incluidos el Stepwise, ReCiPe, ECOVALUE08, y LIME, entre otros (Nguyen et al., 2012; Martinez-Sanchez et al., 2015; Pizzol et al., 2015). El CCV tiene limitaciones, ya que se aplica de manera general y los métodos de preferencias declaradas no pueden ser aplicados en la mayoría de los casos.

Los resultados obtenidos muestran que la aplicación del ACV y los métodos de valoración económica son dos herramientas metodológicas que permite realizar una evaluación integral del perfil ambiental y económico de los procesos, mediante la cuantificación y monetización de los efectos ambientales, de igual manera como se ha obtenido para otros procesos (Pizzol et al., 2015; Dong et al., 2019). El uso de ACV y la valoración económica de los impactos y beneficios ambientales en los sistemas de producción de biogás y energía, como se realizó en esta investigación, representa una aportación importante.

El valor económico de los efectos ambientales reportados en este capítulo son los insumos para estimar los co-beneficios ambientales de los cuatro sistemas evaluados en la presente investigación, a continuación, se presenta la estimación de los co-beneficios y su incorporación al ACB para determinar la rentabilidad económica y ambiental de los sistemas.

7.3 CONCLUSIONES

Los sistemas de digestión anaerobia generan costos ambientales asociados a la emisión de GEI y al agotamiento de recursos hídricos, en tanto los beneficios ambientales son generados al evitar el agotamiento de recursos fósiles y a la aplicación de composta en campos de cultivo.

El manejo convencional de las excretas genera adicionalmente costos ambientales por la eutrofización de cuerpos de agua, pero genera beneficios económicos ambientales importantes por la aplicación de las excretas en campos agrícolas.

El agotamiento de los recursos hídricos fue el efecto con el valor monetario más alto, seguido de la eutrofización y el agotamiento de los recursos fósiles, en tanto los impactos sobre el cambio climático y la aplicación de composta en campos de cultivo presentaron los valores económicos más bajos.

CAPÍTULO 8 . ESTIMACIÓN DE LOS CO-BENEFICIOS AMBIENTALES Y SU INCORPORACIÓN EN EL ANÁLISIS COSTO/BENEFICIO

En este capítulo se presentan las últimas actividades de la tercera etapa del estudio correspondiente a la evaluación económica de la investigación. Se presenta la estimación de los co-beneficios ambientales y la determinación de la rentabilidad económica mediante el análisis costo/beneficio de los sistemas con producción de energía y quema de biogás descritos en el capítulo 6. Los co-beneficios fueron estimados utilizando el valor económico de los efectos ambientales descritos en el Capítulo 7 y fueron incluidos en el análisis costo-beneficio para determinar su rentabilidad económica y ambiental.

8.1 METODOLOGÍA

Los co-beneficios ambientales fueron estimados en los sistemas de digestión anaerobia con y sin aprovechamiento energético en relación con el sistema de manejo convencional como referencia, a partir del valor monetario de los efectos ambientales (Capítulo 7). Los co-beneficios estimados fueron sustitución de fertilizantes inorgánicos, reducción GEI, reducción de la eutrofización, disminución del agotamiento de recursos fósiles y de los recursos hídricos.

Para determinar el efecto de los co-beneficios en la rentabilidad de los sistemas, se realizó el análisis económico convencional en los 4 sistemas descritos en el capítulo anterior: producción parcial de energía, producción total de energía, quema de biogás y manejo convencional. Para llevar a cabo el análisis se utilizó información económica proporcionada por el propietario de la granja, así como datos obtenidos en la literatura relacionados con procesos similares.

El análisis económico se realizó mediante la estimación de las variables económicas de cada uno de los sistemas en un periodo de 20 años, del 2015 al 2034, considerando apoyo económico gubernamental y bancario. El análisis comprende la inversión inicial o costos de capital, los costos privados (costos de operación y mantenimiento, costos depreciación y costos financieros), así como los beneficios económicos directos (ahorros en el suministro de energía eléctrica y venta de excedentes). Para estimar las variables a lo largo del tiempo se realizaron proyecciones de precios, tarifas e indicadores macroeconómicos aplicando dos métodos estadísticos: regresión lineal simple y un modelo autoregresivo del tipo ARMA (p,q).

La rentabilidad económica convencional de cada uno de los sistemas se estimó mediante 3 indicadores económicos incluyendo el análisis costo-beneficio. La rentabilidad económica y ambiental de los sistemas fue estimada mediante la incorporación de los co-beneficios ambientales al ACB.

8.1.1 Estimación de los co-beneficios ambientales

Cuando el valor monetario de los impactos y beneficios ambientales son comparados y restados entre ellos se obtienen las reducciones de los efectos ambientales o los co-beneficios ambientales.

En el presente estudio los co-beneficios ambientales fueron estimados en los tres sistemas con tratamiento de digestión anaerobia (producción parcial de energía, producción total de energía y quema de biogás), en comparación con el manejo convencional considerado como sistema de referencia. La estimación se realizó para cada uno de los efectos ambientales monetizados en el capítulo 7: cambio climático, eutrofización, agotamiento de recursos fósiles y agotamiento de recursos hídricos, así como la aplicación de la composta y excretas como fertilizantes orgánicos.

Cada uno de los co-beneficios fue calculado por la diferencia entre el valor monetario del efecto ambiental generado por el sistema evaluado y el valor monetario del mismo efecto ambiental generado por el sistema de manejo convencional (S4) o sistema de referencia. En la siguiente fórmula se representa el cálculo, donde S es el sistema en evaluación y SR el sistema de referencia.

$$\text{Co-beneficio } (x)_S = \text{Efecto Ambiental } (x)_S - \text{Efecto Ambiental } (x)_{SR}$$

Los co-beneficios calculados fueron la reducción GEI, reducción de la eutrofización, disminución del agotamiento de recursos fósiles y disminución del agotamiento de los recursos hídricos. La sustitución de fertilizantes inorgánicos por la aplicación de la composta y las excretas en campos de cultivo también fue considerada un co-beneficio.

Los co-beneficios estimados representan la reducción de los efectos ambientales logrados por la implementación de la tecnología de digestión anaerobia para la producción de energía o quema del biogás.

8.1.2 Estimación de costos y beneficios privados

Costos de inversión

La inversión inicial para un proyecto comprende la adquisición de todos los activos fijos (tangibles) y diferidos (intangibles), y se clasifica en inversión fija y en variación de existencia. La inversión fija son bienes que se mantienen para el futuro, son bienes que están fijos en la economía por un tiempo largo y se subdivide en construcción, maquinaria y equipos (De Gregorio, 2007).

La información económica proporcionada por el propietario comprende la adquisición de equipo y la construcción de instalaciones durante un lapso de 5 años, previo al año 2014, el cual fue considerado como el año 0 para el análisis. Los valores futuros fueron estimados considerando el Índice Nacional de Precios al Consumidor (INPC), por medio del cálculo del Valor Presente Neto (VPN).

En el presente estudio, se consideró una inversión fija y diferida como parte de la inversión inicial. Para la inversión fija se incluyó la construcción de los principales procesos unitarios y la adquisición de maquinaria y equipo. Dentro de la inversión para la

construcción se consideró la elaboración de los biodigestores con material de concreto y la infraestructura para el tratamiento de los efluentes líquidos del digestor como los sedimentadores, los tanques de aireación, un humedal y un sistema de riego. La adquisición de equipos incluye generadores, bombas, filtro de eliminación de H₂S, quemador, instalación eléctrica y un minicargador.

En el rubro de bombas se consideraron todas las bombas necesarias para mover las excretas líquidas provenientes del lavado de los criaderos hacia los cárcamos de almacenamiento y al digestor, además de las bombas para mover los efluentes líquidos que se generan en el digestor. Los costos del sistema eléctrico interno engloban el sistema para distribuir internamente la energía eléctrica de CFE, así como de la electricidad generada en los generadores. El minicargador es requerido en la etapa de compostaje para mover los residuos sólidos y la composta.

Para el sistema S2, se consideró la inversión en el sistema de interconexión para poder distribuir y vender la energía generada, para lo cual es necesario realizar los trámites administrativos aplicando la normatividad correspondiente sobre interconexión de Centrales Eléctricas con capacidad menor a 0.5 MW (DOF, 2016).

En el caso de la inversión diferida se tomó en cuenta los cuatro rubros siguientes: 1) la planeación, el cual se estimó considerando 3% de la inversión inicial; 2) la ingeniería que consideró un 3.5% sobre el total de la inversión en equipo; 3) la supervisión y 4) la administración estimados respectivamente en 1.5% y 0.5% del total de la inversión. Estos porcentajes son sugeridos por Baca (2013), quien hace una revisión de los porcentajes que corresponden en la ejecución de este tipo de proyectos.

Financiamiento

Actualmente, el Gobierno Mexicano continúa aplicando incentivos económicos al sector agropecuario a través de la SADER, mediante programas de apoyo y financiamiento en el tema de energías renovables, para generar un desarrollo rural sustentable que contribuya a disminuir los impactos negativos al medio ambiente. El financiamiento está enfocado a los programas de sustentabilidad energética con acciones relacionadas con el uso y generación de energías renovables y prácticas de eficiencia energética (FIRCO, 2015).

Una de las acciones dentro del programa es impulsar el aprovechamiento de la biomasa para la generación de energías renovables mediante la instalación de sistemas de biodigestión y generadores en granjas pecuarias para el tratamiento de excretas de animales. El programa financia 50% de la inversión inicial para la adquisición de generadores de energía y la construcción e instalación de los sistemas de digestión anaerobia; el otro 50%, es financiado por los propietarios de las granjas (FIRCO, 2015). En el presente estudio se consideró que el propietario recibió financiamiento para la instalación del sistema de digestión anaerobia y los generadores, por parte del programa de sustentabilidad energética de SADER-FIRCO, utilizándose recursos públicos otorgados por el Gobierno Federal.

El uso de préstamos bancarios es otra estrategia recomendable y aplicada de forma común para el financiamiento de proyectos de inversión. En este estudio se consideró un préstamo bancario de 70% del capital privado para financiar el 50% que le corresponde al

propietario para la compra de los sistemas de digestión anaerobia, bajo un esquema de 5 años con una tasa variable y pagos anuales de intereses y capital.

En el país, los proyectos incluidos en el programa de sustentabilidad energética son apoyados con préstamos bancarios con tasas preferenciales por medio de FIRA (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura); institución que promueve oportunidades de financiamiento a través de intermediarios financieros. En esta investigación se consideró la Tasa de Interés Interbancaria de Equilibrio (TIIE) a 28 días más 5% anual, la cual fue sugerida por el equipo de FIRCO, y cuyos datos fueron obtenidos por el Banco de México (BANXICO, 2019b).

Costos privados

Con la finalidad de simplificar el análisis se consideró un modelo de producción simple de un insumo y un producto. Existen diversas formas de dividir los costos de un proceso; Baca (2013) especifica que los costos pueden dividirse en costos de producción, costos administrativos, de venta y financieros. En tanto Pindyck y Rubinfeld (2001) mencionan, que el costo total puede dividirse en costos fijos y costos variables. Los costos fijos son aquellos que no varía con el nivel de producción, mientras que los costos variables cambian en función de la producción.

En el presente estudio, los costos privados son la sumatoria de los costos de operación y mantenimiento (CO&M), costos de depreciación y costos financieros. Los CO&M incluyen los costos de producción y los costos administrativos. Los costos de producción consideran los costos de insumos, pago de derechos, costos de mano de obra directa, y gastos de mantenimiento de los equipos. En el caso de los costos administrativos, éstos consideran la mano de obra indirecta, el análisis de control de calidad y el pago de multas. La depreciación de los equipos, de las construcciones y del vehículo adquirido se registraron en el rubro de costos por depreciación; y los gastos por el financiamiento bancario recibido como parte de los costos financieros. En las siguientes formulas se presenta el desglose de los costos privados (CP), donde C son costos, G son gastos y O&M operación y mantenimiento:

$$CP = \sum \text{costos} = C_{O\&M} + C_{depreciación} + C_{financieros}$$

$$C_{O\&M} = C_{producción} + C_{administrativos}$$

$$C_{producción} = C_{insumos} + G_{pago\ derechos} + G_{mano\ de\ obra\ directa} + G_{mantenimiento}$$

$$C_{administrativos} = C_{mano\ de\ obra\ indirecta} + C_{laboratorio} + G_{multas}$$

Los tres principales insumos para el tratamiento de las excretas son la electricidad, el combustible diésel y el agua. La electricidad para los dos sistemas con aprovechamiento energético (S1 y S2) se consideró cero, ya que los sistemas son autoabastecidos con la energía generada a partir del biogás. En tanto para el S3 y S4, se aplicaron los precios de la energía eléctrica reportados por el Sistema de Información Energética (SIE) (SIE, 2019) para una tarifa GDMTH (Gran Demanda en Media Tensión Horaria), la cual cambió a partir del año 2018 a una tarifa HM; esta tarifa se aplica a los servicios que destinen la energía a cualquier uso, siendo suministrados en media tensión, con una demanda de 100 kilowatts o más (CFE, 2019).

El agua utilizada durante el tratamiento no tiene ningún costo en el proceso, debido a que en México el sector pecuario está exento de pago de derechos de agua, de acuerdo con lo establecido en la Ley Federal de Derechos en el artículo 224 fracción IV; siempre que en sus títulos de concesión se manifieste como uso agrícola o pecuario, y no se exceda del volumen concesionado. El combustible diésel se requiere para el uso del trascabo durante el proceso de compostaje, y los precios utilizados fueron obtenidos de la página web del SIE (SIE, 2019).

Para los costos de mano de obra directa se consideró el sueldo de dos operadores con base en los salarios mínimos (SM) recibidos y las prestaciones sociales de 35% sobre su salario (Baca, 2005). Para los sistemas con biodigestores (S1, S2, S3), se consideró un salario de 2.5 SM para cada operador; mientras que para el sistema con un manejo convencional (S4), se consideró un salario de 1.5 SM, ya que el trabajo es menos complejo, con base en lo reportado por el propietario de la Granja analizada. La información relacionada con los SM fue obtenida del Banco de México (BM, 2019).

En el caso de los gastos de mantenimiento, éstos incluyeron el mantenimiento preventivo y correctivo de los generadores, bombas, trascabo y el filtro de H₂S. El gasto de mantenimiento para cada equipo fue proporcionado por el propietario de la Granja para el año 2015. Los gastos posteriores al 2015, fueron estimados aplicando la inflación correspondiente.

Dentro de los CO&M se consideró el pago de derechos por el uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la Nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales, de acuerdo con la Ley Federal de Derechos en su capítulo XIV, artículo 276. Para el sistema S1 y S3, se aplicó el artículo 278, el cual establece que se puede acreditar contra el derecho del trimestre a su cargo (artículo 277B) con base en la calidad de las aguas residuales, tomando en consideración la concentración alcanzada de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Demanda Química de Oxígeno (DQO). Para determinar el pago por las descargas a la salida del humedal de la Granja, se aplicó la concentración de DQO de 500 mg/l y para los SST se realizó una estimación de la concentración medida de los Sólidos Totales, obteniendo una concentración de SST a la salida de 167 mg/l. Para el Sistema S2, no se consideró pago de derechos, ya que las aguas residuales son reutilizadas en el proceso. Para el sistema S4, se aplicaron los montos establecidos en el artículo 277B fracción II para la descarga a suelos (tipo A) y ríos (tipo B).

Para los costos administrativos se consideraron la mano de obra indirecta y el análisis de laboratorio. En la mano de obra indirecta se incluyó personal administrativo (asistente y contador) y al encargado, tomando en consideración que el personal dedica únicamente 25% de su tiempo para atender asuntos relacionados con el tratamiento de las excretas dentro de la granja; sus salarios se calcularon con base en los SM correspondientes indicados por el propietario de la Granja y las prestaciones sociales correspondientes de 35% sobre su salario (Baca, 2005).

Los análisis de laboratorio se realizan de manera trimestral para cumplir con la normatividad mexicana; el costo para el 2015, fue proporcionado por el propietario de la Granja e incluye los 4 análisis realizados durante el año. Para los años subsecuentes, los costos fueron estimados considerando la inflación anual.

Únicamente para el sistema S4 se consideró dentro de los costos administrativos el pago de multas por la descarga de aguas residuales a cuerpos de agua en apego a la Ley de Aguas Nacionales en su capítulo II, artículo 119 fracción I, la cual establece las infracciones y sanciones administrativas por la descarga en forma permanente o intermitente de aguas residuales en cuerpos receptores que sean bienes nacionales. Se consideró el pago anual de 5000 SM con base en lo establecido en el artículo 120, para la fracción I.

La estimación de los costos anteriores se realizó a un periodo de 20 años del 2020 al 2034. Las proyecciones fueron realizadas para los siguientes rubros: tarifa de la electricidad, precio del diésel, salario mínimo, inflación y tarifas para el pago de derechos. Los detalles de los métodos estadísticos aplicados se presentan en el apartado 8.1.5.

Los costos por depreciación fueron considerados en un rubro separado de los costos de operación y mantenimiento. La depreciación se aplica al activo fijo y significa la disminución del valor de los bienes por su uso (Baca, 2005). En México, la Ley de Impuesto sobre la Renta en sus artículos 33 al 35 establece los porcentajes de depreciación; específicamente para la construcción y los equipos se debe considerar un 5% anual, y para los vehículos de 15%. En la fracción XIII se establece el 100% de depreciación en el primer año para maquinaria y equipo para generación de energía proveniente de fuentes renovables, el cual es el caso de los generadores utilizados para la conversión del biogás a electricidad.

Los costos financieros fueron los intereses pagados anualmente al banco por el préstamo para cubrir parte de la inversión inicial de los digestores anaerobios en los tres sistemas con tratamiento de las excretas (S1, S2 y S3); para lo cual se consideró el pago de intereses durante un periodo de 5 años con base en lo reportado por SAGARPA-FIRCO.

Beneficios económicos directos

Para calcular los beneficios o ingresos se consideraron dos escenarios: el primero es un beneficio por el ahorro del pago del suministro de electricidad proveniente de la red nacional (CFE) asociado al autoconsumo; y el segundo escenario comprende los ingresos por la venta de la energía total generada y la venta de los Certificados de Energía Limpia (CELs). Para el sistema S2, en el 1er escenario, también se consideró la venta de excedentes, ya que la producción total de energía es mayor a la consumida por la granja, incluyendo el tratamiento, por lo que se producen excedentes. Las fórmulas correspondientes a cada escenario se presenta a continuación:

$$BD_{\text{escenario 1}} = A_{\text{electricidad}} + V_{\text{excedentes}}$$

$$BD_{\text{escenario 2}} = V_{\text{electricidad}} + V_{\text{CEL}}$$

$$A_{\text{electricidad}} = Pr_{\text{electricidad-biogás}} * T_{\text{electricidad-HM}}$$

$$V_{\text{electricidad}} = Pr_{\text{electricidad-biogás}} * P_{\text{electricidad-MDA}}$$

BD = Beneficios directos

A = Ahorro

V = Venta

Pr = Producción

T = Tarifa

P = Precio

MDA = Mercado del día en adelanto

CEL = Certificado de Energía Limpia

Para calcular el ahorro por autoconsumo se multiplicó la energía total generada a partir del uso del biogás por la tarifa utilizada para determinar los costos de la electricidad explicados en el inciso anterior. En el caso de la distribución y venta de energía se tomó en cuenta la legislación actual en el país. De acuerdo con la LIE, los sistemas evaluados en el presente estudio son considerados como sistemas generadores de energía exentos, por lo que no requieren tramitar un permiso para generar energía eléctrica, dada la producción de energía máxima que podrían producir. Únicamente las centrales eléctricas con una capacidad igual o mayor a 0.5 MW requieren permiso de la CRE. Con base en las disposiciones aplicables en la ley, artículo 20 y 21, los generadores exentos pueden vender la energía eléctrica y sus productos asociados a través de un suministrador o dedicar su producción al abasto aislado que significa su uso para la satisfacción de necesidades propias.

Con base en las reglas de mercado se pueden realizar transacciones de compra-venta de energía eléctrica y productos asociados. La venta de la energía eléctrica se puede realizar directamente en el mercado eléctrico mayorista con la celebración de contratos y los pagos correspondientes. El mercado eléctrico mayorista consta de diversos mecanismos para vender la electricidad y sus productos asociados; uno de ellos es el mercado de energía a corto plazo y el mercado de los CELs. Teniendo en cuenta estas consideraciones, para la venta de la electricidad excedente generada en la Granja se utilizó el precio marginal local del mercado del día en adelanto (MDA), el cual forma parte del mercado de energía a corto plazo. Los datos fueron obtenidos por el Sistema de Información del Mercado en la página web del CENACE. Se obtuvieron los datos mensuales del 2016 al 2019, cuyos precios mensuales fueron obtenidos calculando el promedio de los precios horario de cada mes.

Con base en los lineamientos (DOF, 2014) que establecen los criterios para el otorgamiento de los CEL y los requisitos de adquisición, se definen estos certificados como un título que acredita la producción de energía limpia y equivale a 1 MWh generado. Los CELs son objeto de compra y venta mediante transacciones bilaterales, considerándose actos mercantiles y se rigen por el Código de Comercio, la Legislación Mercantil, y de modo supletorio, por las disposiciones del Código Civil Federal. De acuerdo con las Bases del Mercado Eléctrico, cualquier persona puede comprar y vender los CELs mediante Contratos de Cobertura Eléctrica negociados de manera independiente, en el cual se obliga a las partes a comprar y vender una cantidad de CELs en una fecha futura y determinada. El CENACE opera un mercado spot de CELs cuando menos una vez al año. Para validar la titularidad de un CEL se tiene que cumplir los requisitos de monitoreo, reporte y verificación establecidos por la CRE.

La venta de los CELs se consideró para ambos sistemas en el 2do escenario asumiendo que la generación de la energía eléctrica cumple con los criterios de eficiencia, calidad, confiabilidad, continuidad, seguridad y sustentabilidad, otorgando una garantía de cumplimiento. El precio de los CELs fue obtenido de los fallos de las subastas en el 2016

y específicamente se consideró el precio de la energía generada por las hidroeléctricas, debido a que estas participaron con un bajo volumen de aproximadamente 30 y 80 mil CELs al año. La generación de energía a partir de biomasa todavía no participa en el mercado de los CELs, al menos no formó parte de las subastas del 2015 y 2016. Sin embargo, se espera que el volumen ofertado sea mucho menor al reportado para las hidroeléctricas. A pesar de la situación para la tecnología a partir de biomasa, en el presente estudio la venta de los CELs se consideró como un escenario.

Los beneficios directos por el ahorro de electricidad y la venta de CELs se estimaron de igual manera a un periodo de 20 años, las estimaciones a lo largo del tiempo se obtuvieron proyectando las tarifas de compra y venta de electricidad (ver apartado 8.1.5).

8.1.3 Indicadores de Rentabilidad

La rentabilidad de los cuatro sistemas evaluados fue calculada mediante tres indicadores de rentabilidad: (1) la relación costo/beneficio (RCB), (2) el Valor Presente Neto (VPN), y (3) el Índice de Rentabilidad (IR). Como ya se mencionó, el RCB es uno de los indicadores más utilizados y recomendados para proyectos del sector público o gubernamental; mientras que el VPN es un indicador que se aplica para proyectos del sector privado. En el presente análisis, los sistemas evaluados son procesos en los cuales se aplican incentivos económicos que ofrece el sector público; sin embargo, la rentabilidad de los sistemas se evaluó con ambos indicadores. Blank y Tarquin (2012) proponen también el Índice de Rentabilidad para proyectos tanto públicos como privados; éste es un indicador que cuantifica lo máximo obtenido por cada peso invertido, y también se le conoce como Índice de Valor Presente.

La estimación de los tres indicadores de rentabilidad se realizó considerando el análisis a 20 años, del 2015 al 2034, llevando todos los flujos a valor presente (VP) del año 0 (2014) con una tasa de descuento del 8%, el cual es el valor que propone la literatura para proyectos públicos.

La relación costo-beneficio (C/B) también se conoce como el Índice Neto de Rentabilidad, y se trata de un cociente que se obtiene al dividir el Valor Presente de los Costos Totales (VPC), entre el Valor Presente de los Beneficios Netos (VPB). La toma de decisión es la siguiente: si $C/B < 1$, se determina que el proyecto es económicamente aceptable o rentable.

$$C/B = \frac{VP \text{ Costos}}{VP \text{ Beneficios}}$$

Para calcular el VPN y el IR se estimaron los Flujos Netos de Efectivo (FNE) hasta el 2034, aplicando la metodología recomendada por Baca (2013). Debido a que todos los flujos antes de impuestos fueron negativos, no fue necesario aplicar el IVA para obtener flujos después de impuestos, únicamente se agregó el pago de capital durante los años de financiamiento.

El VPN se calculó al restar la sumatoria de los flujos descontados a la inversión inicial, para aceptar un proyecto cuyas ganancias sean mayores que los desembolsos, lo cual da

por resultado que el VPN sea mayor a cero ($VPN > 0$) (Baca, 2013). Para el cálculo se aplicó la siguiente fórmula:

$$VPN = -I + \frac{FNE1}{(1+i)^1} + \frac{FNE2}{(1+i)^2} + \dots + \frac{FNE_n + VS}{(1+i)^n}$$

El IR se estimó dividiendo los flujos descontados totales entre la inversión inicial. El criterio de evaluación es el siguiente: si $IR > 1$, entonces el proyecto es aceptable económicamente, aplicando la tasa de descuento (Blank y Tarquin, 2012).

$$IR = \frac{VP \text{ del } FNE_t}{VP \text{ de la inversión inicial}}$$

8.1.4 Incorporación de los co-beneficios al ACB

Los co-beneficios ambientales fueron incorporados a la relación C/B para obtener indicadores mejorados ambientalmente bajo dos diferentes formas: una relación C/B convencional mas co-beneficios y la relación C/B modificada mas co-beneficios. En el análisis costo/beneficio convencional los co-beneficios fueron sumados a los beneficios en el denominador de la relación. En la siguiente fórmula se expresa el cálculo del indicador.

$$C/B \text{ convencional (+ Cobeneficios)} = \frac{VP \text{ Costos}}{VP \text{ Beneficios} + VP \text{ Co - beneficios}}$$

Para el análisis costo/beneficio modificado, los co-beneficios ambientales fueron sumados a los beneficios directos restando los costos privados, estos se relacionan con la inversión inicial en el denominador, la siguiente ecuación muestra el cálculo:

$$C/B \text{ modificado(+Cobeneficios)} = \frac{VP \text{ Beneficios} + VP \text{ Co - beneficios} - VP \text{ Costos}}{VP \text{ de la Inversión Inicial}}$$

8.1.5 Proyecciones

Para realizar la estimación de los costos y beneficios, así como el cálculo de los índices de rentabilidad en un periodo de 20 años, del 2015 al 2034, se proyectaron los precios e índices macroeconómicos aplicando dos metodologías: regresión lineal simple y un modelo autoregresivo del tipo ARMA (p,q).

El modelo de regresión lineal simple se utilizó para proyectar las tarifas del pago de derechos por la descarga de aguas residuales en suelos y ríos, así como los precios del sulfato de amonio y urea utilizados en el capítulo 7 sobre valoración económica. La técnica de regresión utiliza el método de mínimos cuadrados, y se expresa de la siguiente manera, en donde Y es la variable respuesta, X la variable regresiva, ε es el error aleatorio y β el parámetro por estimar (β_0 ordenada al origen y β_1 la pendiente) (Hines y Montgomery, 1988):

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X + \varepsilon$$

Para las proyecciones del pago de derechos se obtuvieron datos del periodo 2014 al 2019 de la Ley Federal de Derechos y las Resoluciones Misceláneas Fiscales. Esta información, tanto del artículo 277B Fracción II y del 278, presentan un comportamiento lineal con coeficientes de determinación (R²) mayores a 0.95, por lo que los datos al 2034 se obtuvieron aplicando las ecuaciones obtenidas para cada tipo de descarga (ver anexo C).

Los precios en el mercado mexicano de la urea y el sulfato de amonio son reportados por SENER, pero sólo existen datos hasta el 2007. Por tal motivo, se utilizaron los precios reportados en el mercado internacional. Para la urea se utilizaron los precios como mercancía reportados por Indexmundi (2019), y para el sulfato de amonio, los reportados en el mercado asiático por Fertilizerworks (2019). Para ambos fertilizantes fueron obtenidos precios anuales del 2015 al 2019, los cuales presentaron un comportamiento lineal, aunque para la urea se obtuvo un R² bajo de 0.8, sin embargo, se decidió optar por esta opción debido a que se contaba con pocos datos.

El modelo ARMA (p,q) es un modelo mixto autorregresivo (AR) y media móvil (MA) que se utilizó para la proyección de los precios de compra y venta de electricidad, diésel, combustóleo, coque de petróleo, así como inflación, salarios mínimos, tasa de interés interbancaria de equilibrio y tipo de cambio (peso/dólar); dicho modelo fue seleccionado ya que son apropiados para pronosticar precios e indicadores macroeconómicos reproduciendo de forma adecuada el comportamiento cíclico que tiene este tipo de variables.

El modelo es una serie de tiempo propuesto por Box and Jenkins (1970), utiliza información del pasado de la propia variable para pronosticar su comportamiento en el futuro en su componente AR, mientras que en su componente MA mide los efectos de los errores aleatorios que se hayan producido en cada período t combinando las propiedades de ruido débilmente autocorrelacionado. Son modelos estacionarios, sofisticados, apropiados para largo plazo, ignora variables causales analizando errores recientes para seleccionar el ajuste apropiado; se representa como una suma ponderada de observaciones pasadas de la variable y de los valores actuales y rezagados del error, determinando el orden del modelo mediante el número de rezagos (p) y el número de rezagos del error (q), se expresa de la siguiente manera donde Y es la variable, t el tiempo, δ una constante, ϕ y θ los coeficientes, y ε es el error aleatorio (Montenegro, 2001; Ríos, 2008):

$$Y_t = \delta + \phi_1 Y_{t-1} + \dots + \phi_p Y_{t-p} + \varepsilon_t + \theta_1 \varepsilon_{t-1} + \dots + \theta_q \varepsilon_{t-q}$$

Las proyecciones fueron realizadas en el software EViews versión 10, determinando la autocorrelación (correlograma) para verificar el número de rezagos (p) y el número de rezagos del error (q) para definir el orden del modelo utilizado para cada proyección. Se seleccionó el modelo que presentó el mejor ajuste (R²). Los precios e indicadores macroeconómicos proyectados se presentan en el Anexo C.

Para estimar proyecciones del valor de la inflación, se obtuvieron los datos mensuales históricos de esta variable del 1990 al 2019, y para la Tasa de Interés Interbancaria de Equilibrio (TIIE) a 28 días, los datos diarios comprendidos del año 2000 al 2019; en ambos casos esta información fue reportada por el Banco de México.

Los datos de electricidad por tarifa HM y el diésel para cada insumo fueron descargados del SIE (SIE, 2019). Los precios de la electricidad fueron obtenidos de forma mensual a partir del año 2002 al 2017; mientras que los precios del diésel del 1995 al 2019. La información de la electricidad para venta son los precios marginales locales del mercado del día en adelante (MDA) obtenidos de la página web del CENACE del 2016 al 2019, se generaron datos mensuales del promedio de los datos horarios revisados en línea.

En el caso del salario mínimo, esta información se recuperó de la página web de Banco de México del año 1980 al 2019. Los datos obtenidos son mensuales, mostrando un comportamiento lineal del 2000 al 2015, y posteriormente se observa un aumento tipo exponencial.

8.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.2.1 Co-beneficios ambientales

Los co-beneficios ambientales estimados en la presente investigación son la reducción de los GEI, reducción de la eutrofización de cuerpos de agua, disminución del agotamiento de recursos fósiles e hídricos, y la sustitución de fertilizantes inorgánicos por la aplicación de subproductos (composta) en campos de cultivo, en la Figura 8.1 se presentan los resultados obtenidos para los tres sistemas con tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia con y sin producción de energía en comparación con el manejo convencional.

La aplicación del tratamiento de digestión anaerobia para la producción de energía generó mayores co-beneficios ambientales que la quema de biogás; el completo aprovechamiento de las excretas para la producción de electricidad (S2) es el sistema que generó los mayores co-beneficios con un valor total de \$642 mil pesos anuales, de los cuales el reúso del agua en el proceso (\$233 mil pesos), la reducción del uso de energía de la red nacional (\$193 mil pesos) y la eliminación de descargas de residuos a cuerpos de aguas (\$198 mil pesos) son los co-beneficios más importantes. La reducción de los GEI (\$5.6 mil pesos) y la sustitución de fertilizantes inorgánicos (\$11 mil pesos) son los co-beneficios que presentaron los valores económico más bajo.

El sistema con una producción parcial de energía (S1) tiene la mitad de los co-beneficios generados por S2 con un valor económico de \$362 mil pesos anuales. Este sistema presentó la mayor reducción de las emisiones GEI (\$17 mil pesos), sin embargo, tiene una menor reducción del agotamiento de combustibles fósiles (\$95 mil pesos) y una falta de reúso del agua tratada dentro del proceso, por lo que no disminuyó el agotamiento de los recursos hídricos.

La quema del biogás producido durante la digestión anaerobia de las excretas es una práctica que no genera muchos co-beneficios ambientales (\$257 mil pesos), por el contrario, el uso de energía de CFE genera co-beneficios negativos (\$50 mil pesos) que no contribuyen a mejorar su perfil económico. Para este sistema, se genera menos de una tercera parte de los co-beneficios conseguidos cuando se produce energía de todas las excretas.

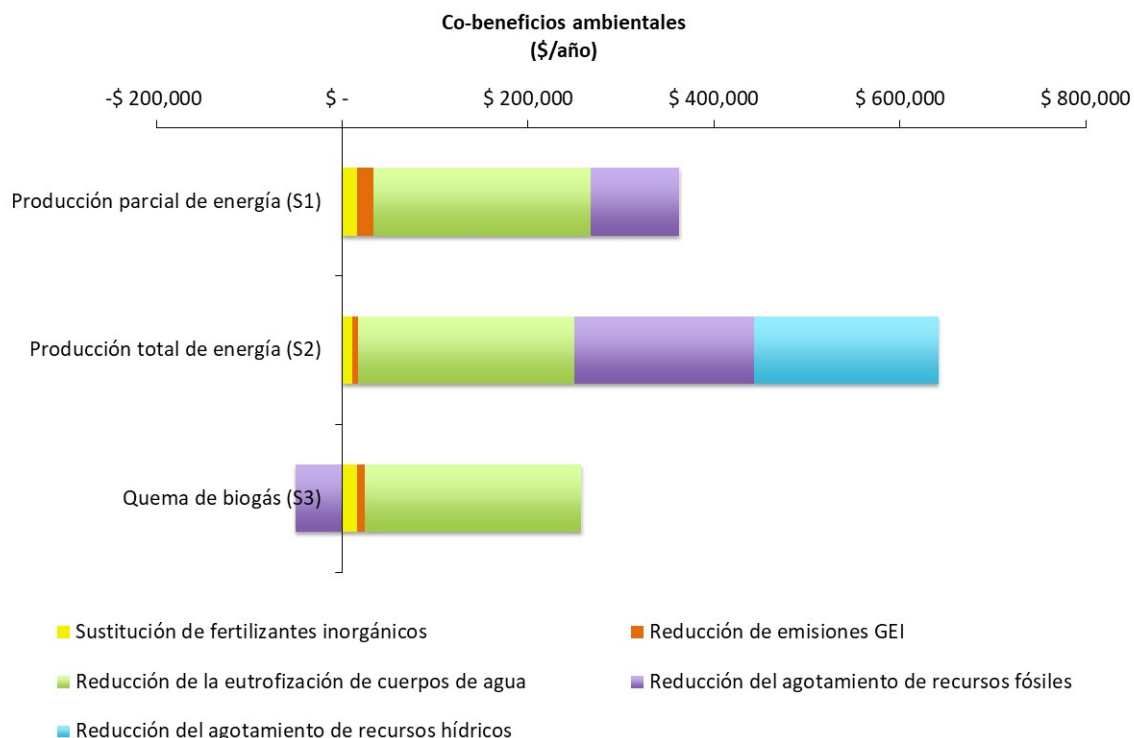
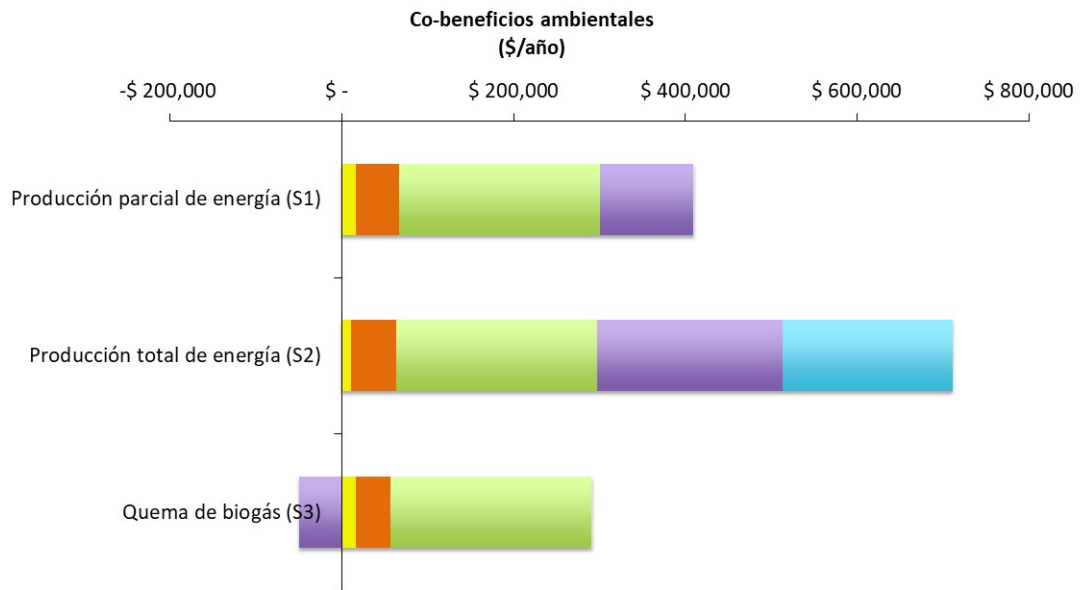


Figura 8.1 Co-beneficios ambientales de la implementación de la tecnologías de digestión anaerobia para el tratamiento de excretas de cerdo con y sin el aprovechamiento energético.

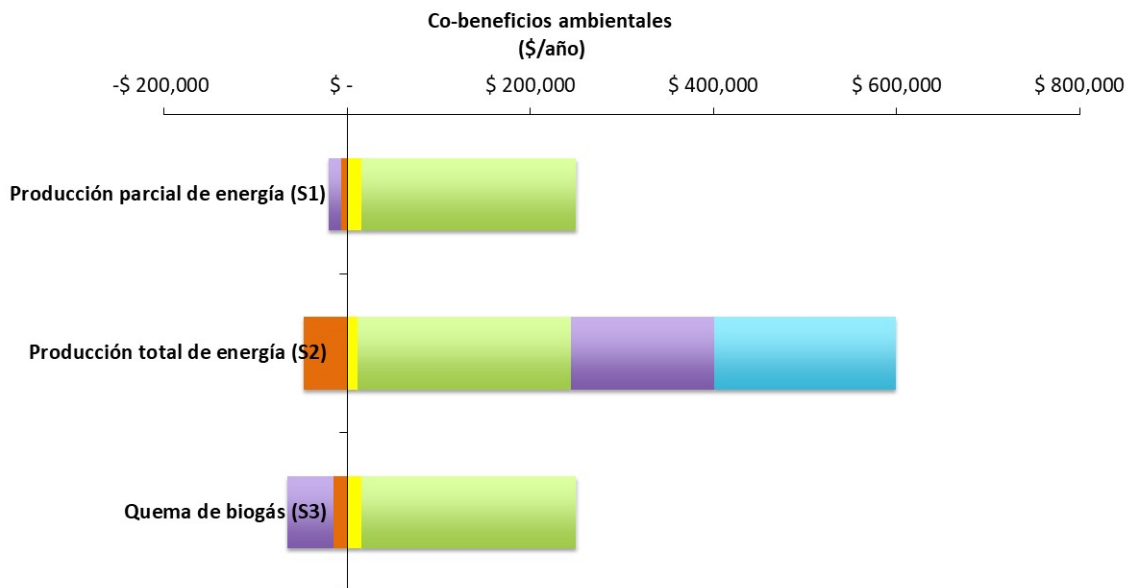
En el análisis de sensibilidad del ACV (Capítulo 6) se evaluaron dos escenarios que representan condiciones de operación relacionadas con un manejo eficiente y un mal manejo del proceso. Bajo estos dos escenarios se obtuvieron resultados importantes sobre cambio climático y el agotamiento de recursos fósiles, los cuales también fueron monetizados (Capítulo 7) para estimar los co-beneficios que se pueden alcanzar para cada uno de los tres sistemas. La Figura 8.2 describe los co-beneficios ambientales del tratamiento de las excretas de cerdo bajo los dos escenarios que representan las condiciones de operación.

Si las condiciones de los procesos son mejoradas evitando fugas y mejorando el manejo del digestato, los co-beneficios anuales alcanzados serían mayores con valores económicos para el tratamiento con producción total de energía (S1) de \$711 mil, en tanto para la quema de biogás de \$299 mil. Si por el contrario los procesos son manejados de manera ineficiente entonces los tres sistemas evaluados generarían menores co-beneficios anuales, además de generar co-beneficios negativos que significan co-impactos. Los co-beneficios del sistema S2 descenderían a \$599 mil pesos, mientras que, en el caso de los otros dos sistemas, sus co-beneficios serían de \$257 mil pesos. Los co-impactos generados sobre el cambio climático ascenderían a \$65 mil pesos para la quema de biogás, de \$47 mil para la producción total de energía y de menor magnitud para la producción parcial de energía de \$20 mil.

A) Manejo eficiente



B) Mal manejo



- Sustitución de fertilizantes inorgánicos
- Reducción de la eutrofización de cuerpos de agua
- Reducción del agotamiento de recursos hídricos
- Reducción de emisiones GEI
- Reducción del agotamiento de recursos fósiles

Figura 8.2 Co-beneficios ambientales del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia con y sin aprovechamiento energético, bajo dos escenarios que representan diferentes condiciones de operación: manejo eficiente y un mal manejo del proceso.

Comparando los co-beneficios de los escenarios anteriores, la diferencia no es muy grande debido a que los efectos sobre el cambio climático no tienen un valor económico alto por los precios bajos del CO₂e. Sin embargo, para el 2034, en el cual el precio del carbón en el mercado internacional y nacional se estima que alcance un valor de 30 US\$/toneladas de CO₂eq, los co-beneficios alcanzados serían considerablemente mayores bajo un sistema con buenas condiciones de manejo; los co-beneficios sobre el cambio climático para los sistemas con producción de energía se incrementarían notablemente por arriba de los \$800 mil pesos, los cuales serían mayores a los obtenidos para la reducción de la eutrofización y el agotamiento de los recursos hídricos y fósiles. El sistema con un completo aprovechamiento energético alcanzaría co-beneficios ambientales totales mayores a los \$2.8 millones de pesos, en tanto para la producción parcial de energía de \$1.9 millones de pesos. La Figura 8.3 describe los co-beneficios ambientales que se podrían obtener bajo las condiciones de un buen manejo del proceso y precios del CO₂eq de 30 dólares la tonelada.

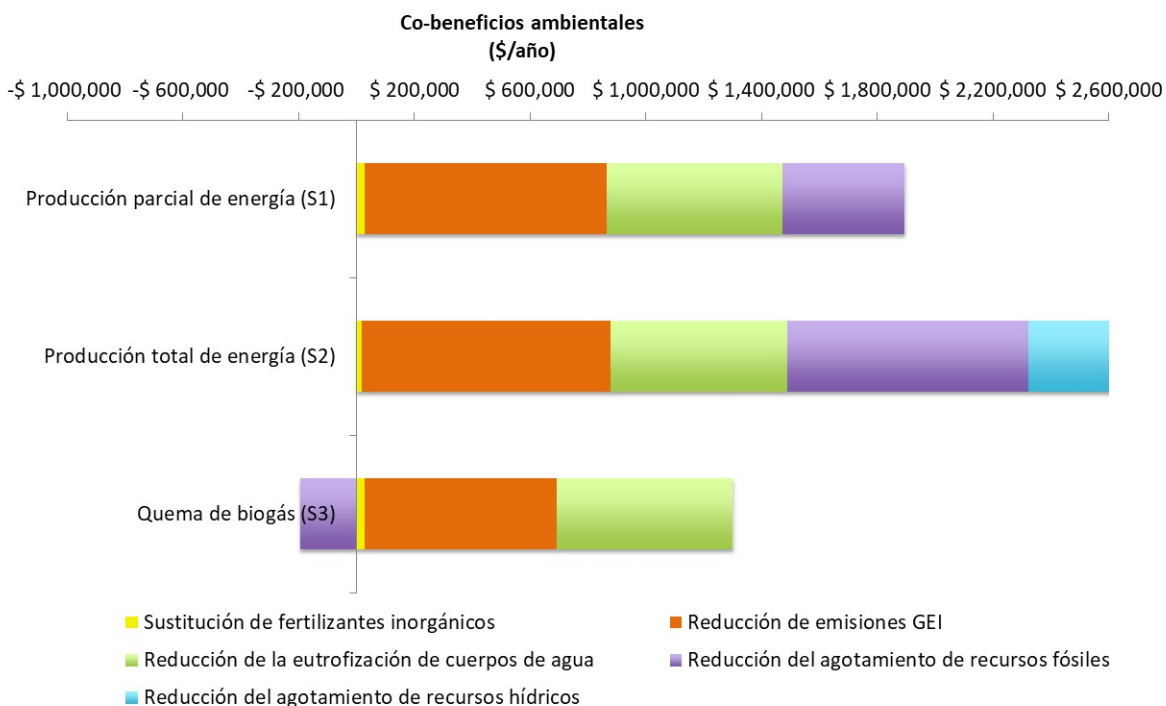


Figura 8.3 Co-beneficios ambientales del tratamiento de excretas de cerdo por digestión anaerobia con y sin aprovechamiento energético, bajo el escenario de un buen manejo del proceso de digestión anaerobia y tratamiento de los subproductos, considerando un precio de 30 US\$/t CO₂e.

Para que los co-beneficios estimados puedan ser incorporados en un análisis costo/beneficio y determinar su importancia dentro de la rentabilidad de los procesos, es necesario realizar un análisis económico de los sistemas para determinar los costos y beneficios privados. A continuación, se presenta los resultados obtenidos.

8.2.2 Análisis de costos y beneficios

Inversión Inicial

Los costos de inversión para cada uno de los sistemas evaluados se muestran en la Tabla 8.1. Se requiere una inversión inicial de 11.5 millones de pesos para una granja que genera 2,807 toneladas de excretas al año y las trata mediante digestión anaerobia y compostaje para la generación anual de energía eléctrica de 251,959 kWh para autoconsumo (S1). Se requiere una inversión fija de 10.9 millones para la construcción del sistema de digestión y el tratamiento de los efluentes, la adquisición de los generadores y la compra de otros equipos y materiales; para la inversión diferida se requieren 600 mil pesos para la etapa planeación, supervisión y administración del proyecto. La Tabla 8.1 detalla los montos requeridos de inversión inicial para los cuatro sistemas de manejo de excretas de cerdo analizados.

El sistema S2, con una producción anual de energía de 487,039 kWh requiere una inversión total más alta de \$12.6 millones de pesos, debido a sus requerimientos de interconexión con la red nacional para poder distribuir los excedentes de energía. El sistema de quema de biogás (S3), necesita de una inversión aproximada de 10 millones de pesos, ya que no requiere generadores; mientras que el manejo convencional requiere de una inversión mucho menor de 2.6 millones de pesos para la construcción del sistema de almacenaje de las excretas y la adquisición de bombas para la movilidad y el transporte de las excretas sólidas y líquidas.

Tabla 8.1 Inversión inicial para cuatro sistemas de manejo y tratamiento de excretas de cerdo, con y sin aprovechamiento energético.

	Sistemas CON aprovechamiento energético		Sistemas SIN aprovechamiento energético	
	Producción parcial de energía	Producción total de energía	Quema de Biogás	Manejo Convencional
Inversión Fija				
Digestores anaerobios tipo laguna	\$ 4,609,090	\$ 4,609,090	\$ 4,609,090	-
Generadores	\$ 919,861	\$ 919,861	-	-
Tratamiento de efluentes líquidos	\$ 4,079,813	\$ 4,079,813	\$ 4,079,813	\$ 2,549,883
Trascabo (compostaje)	\$ 956,206	\$ 956,206	\$ 956,206	-
Bombas	\$ 142,793	\$ 142,793	\$ 142,793	\$ 81,596
Sistema eléctrico interno	\$ 254,988	\$ 254,988	-	-
Sistema de interconexión con CFE	-	\$ 1,000,000	-	-
Inversión Diferida				
Planeación, ingeniería, supervisión y administración	\$ 594,255	\$ 644,255	\$ 494,393	-
Inversión Total	\$ 11,557,006	\$ 12,607,006	\$ 10,282,295	\$ 2,631,479

Para los tres sistemas con tratamiento por digestión anaerobia (S1, S2 y S3) se destina más del 40% de la inversión en la construcción de los sistemas de digestión, así como 35% en la implementación del sistema de tratamiento de los efluentes líquidos. En tanto, la compra de los generadores únicamente representa 8% del total a invertir para los tratamientos con producción de energía (S1 y S2). En general la adquisición de los sistemas de biodigestión y generadores representa 50% de la inversión total, por lo que la reducción de los precios de estos equipos podría disminuir los costos de capital para los sistemas de producción de biogás y energía, como ha reportado Wang et al. (2014).

En esta investigación se estimó que la instalación de un sistema de digestión anaerobia para la producción de energía eléctrica requiere una inversión inicial mayor a los \$12 millones de pesos, en tanto el manejo convencional de las excretas requiere una inversión 5 veces menor de \$2.5 millones. Estos resultados muestran que tratar las excretas para producir energía requiere de una inversión inicial importante, lo que podría limitar su implementación. Se ha reportado que los altos costos de inversión son la principal barrera en el uso de los sistemas de biodigestión, principalmente en las zonas rurales y en países en desarrollo (Amigun y Blottnitz, 2010; Rupf et al., 2015; Garfi et al., 2016; Yasar et al., 2017; Mittal et al., 2018).

En este estudio se consideró el apoyo financiero que otorga la SAGARPA a través de FIRCO, que corresponde a un 50% de la inversión requerida para la construcción del sistema de digestión anaerobia y la compra de motogeneradores. Por ende, la inversión inicial para el tratamiento de las excretas con y sin producción de energía, se cubrió de la siguiente manera: 20% con recursos públicos, 15% con un préstamo bancario, y el 65% con recursos privados. La Tabla 8.2 describe el origen de los recursos para la adquisición de los sistemas de digestión anaerobia y los generadores de electricidad.

Tabla 8.2 Distribución de recursos para la adquisición de los sistemas de digestión anaerobia y generadores de electricidad para una capacidad de tratamiento de 2,800 t excretas/año.

	Recursos Públicos	Recurso Privado	Préstamo Bancario
Sistemas de digestión anaerobia	\$ 2,016,513	\$ 777,612	\$ 1,814,965
Generadores de electricidad*	\$ 488,277	\$ 431,584	-
Total	\$ 2,504,790	\$ 1,209,196	\$ 1,814,965

- Capacidad de 120 kW

Costos Privados

A continuación, se presenta la estimación de los costos de operación y mantenimiento (CO&M) para los 4 sistemas evaluados (Tabla 8.3). En general, los costos de producción son más altas que los costos de administración, excepto para el S4, en el cual el pago de multas eleva considerablemente los costos de administración. El sistema con aprovechamiento total de energía (S2) tiene los CO&M más altos de \$647 mil pesos al año de los tres sistemas con tratamiento de DA; esto a pesar de que no se pagan derechos por descargas debido a que los efluentes son reutilizados en el proceso. Sin

embargo, los costos de mantenimiento son los más altos de los cuatro sistemas (\$325 mil pesos).

La producción parcial de energía (S1), es un sistema que muestra costos de operación y mantenimiento de \$557 mil pesos al año; de igual manera los costos de mantenimiento son considerablemente altos. En general, para los dos sistemas con aprovechamiento energético (S1 y S2), los gastos de mantenimiento representan entre 40% y 50% del total de los CO&M, seguido del pago de salarios de la mano de obra directa e indirecta con otro 40%. Del costo total de mantenimiento, aproximadamente 60% se invierte en el pago de servicios de mantenimientos preventivos y correctivos de los generadores, representando un gasto importante durante el tratamiento de las excretas para la producción de energía eléctrica. Para estos dos sistemas, los costos por insumos son mínimos, debido a que no hay pago de energía a CFE ni tampoco pago por consumo de agua, por lo que sólo se cubre el uso de combustible usado durante la etapa de compostaje, que representa un 6% del total. La Tabla 8.3 describe los costos anuales de operación y mantenimiento.

Tabla 8.3 Costos anuales de operación y mantenimiento (CO&M) de cuatro sistemas de manejo y tratamiento de excretas de cerdo, con y sin aprovechamiento energético (\$/año).

	Sistemas CON aprovechamiento energético		Sistemas SIN aprovechamiento energético	
	Producción parcial de energía	Producción total de energía	Quema de Biogás	Manejo Convencional
Costos de Producción				
Insumos	\$ 36,712	\$ 37,230	\$ 150,461	\$ 26,519
Electricidad	0.0	0.0	\$ 113,541	\$ 26,519
Combustible	\$ 36,712	\$ 37,230	\$ 36,712	-
Agua	0.0	0.0	0.0	0.0
Pago Derechos	\$ 5,190	0.0	\$ 5,190	\$ 186,011
Mano de obra directa	\$ 168,247	\$ 168,247	\$ 168,247	\$ 100,948
Gastos de mantenimiento	\$ 230,000	\$ 325,000	\$ 90,000	\$ 30,000
Subtotal CP	\$ 440,149	\$ 530,477	\$ 413,691	\$ 343,478
Costos Administrativos				
Mano de obra indirecta	\$ 100,948	\$ 100,948	\$ 100,948	\$ 100,948
Análisis de Laboratorio	\$ 16,000	\$ 16,000	\$ 16,000	-
Multas por descargas CA	-	-	-	\$ 346,188
Subtotal CA	\$ 116,948	\$ 116,948	\$ 116,948	\$ 447,136
Total CO&M	\$ 557,098	\$ 647,425	\$ 530,639	\$ 790,613

Para el sistema 3 de quema de biogás, se requiere un total de CO&M de \$530 mil pesos anuales; ligeramente por debajo de los costos para el sistema S1. En este caso, 50% es necesario para pagar los salarios de la mano de obra directa e indirecta, por lo que los gastos de mantenimiento se reducen a 90 mil pesos representando solo 17%. Sin embargo, para este sistema, el pago de electricidad de la red nacional se convierte en un rubro importante, ya que el pago de insumos (electricidad y combustible) representa 28% del total de los CO&M.

El manejo convencional de las excretas genera CO&M de \$790 mil pesos, que son los más altos de todos los sistemas. Presenta los costos de producción más bajos (\$343 mil pesos) comparado con los otros tres sistemas; pero en este caso el pago de derechos por descargas es el más elevado de \$186 mil pesos, ya que considera descargas a suelos y ríos. Por otro lado, los costos administrativos se elevan considerablemente a \$447 mil pesos por el pago de multas ocasionado por la descarga de los efluentes a cuerpos de agua conforme a la Ley de Aguas Nacionales.

En general, los costos de operación y mantenimiento para los sistemas con producción de energía oscilan entre los \$550 y \$650 mil pesos anuales, los cuales son similares a los reportados por Rasheed et al. (2016) de US\$23,400 al año para una planta de producción de biogás y energía. Para estos sistemas se estimaron costos de generación de electricidad entre \$3.07/kWh y \$5.30/kWh, las cuales son mayores comparados con algunos costos reportados para plantas de DA de 250 kW en Estados Unidos de US\$0.136/kWh y de US\$0.086/kWh para una planta de 1000 kW (Zaks et al., 2011). En general, se ha reportado que los proyectos de biogás tienen altos costos de inversión y mantenimiento (Surendra et al., 2014).

Para determinar los costos totales es necesario incluir los costos por depreciación y los gastos financieros por el pago de intereses. La Tabla 8.4 detalla los costos privados totales para los cuatro sistemas analizados.

Tabla 8.4 Costos privados totales de cuatro sistemas de manejo y tratamiento de excretas de cerdo, con y sin aprovechamiento energético (\$/año).

	Sistemas CON aprovechamiento energético		Sistemas SIN aprovechamiento energético	
	Producción parcial de energía	Producción total de energía	Quema de Biogás	Manejo Convencional
Costos de O&M	\$ 557,098	\$ 647,425	\$ 530,639	\$ 790,613
Costos de depreciación	\$ 1,702,385	\$ 1,752,385	\$ 754,795	\$ 131,574
Costos Financieros	\$ 154,440	\$ 154,440	\$ 154,440	-
Costos Privados	\$ 2,413,923	\$ 2,554,251	\$ 1,439,874	\$ 922,187

Para los 2 sistemas con producción de energía (S1 y S2), los costos de depreciación son mayores a 1.7 millones de pesos, en tanto para los otros dos sistemas S3 y S4 son de \$754 mil y \$130 mil pesos, respectivamente. Los costos más altos en los sistemas con

producción de energía son el resultado de la depreciación al 100% del valor de los generadores en el primer año de operación. Los sistemas S1, S2 y S3 tienen costos financieros de \$155 mil pesos por la solicitud de préstamo bancario para financiar la compra de los sistemas de biodigestión.

Para los sistemas con producción de energía (S1 y S2), se estimaron costos totales durante el primer año mayores a 2.4 millones de pesos, de los cuales los costos de depreciación son los más altos representando cerca de 70% del total. Mientras que para los sistemas sin aprovechamiento energético (S3 y S4), se estimaron costos totales menores, siendo el más bajo para el manejo convencional (S4) de \$922 mil pesos.

Beneficios económicos directos

Actualmente, el beneficio principal de la producción del biogás a partir de excretas de cerdo para su aprovechamiento energético es justamente la generación de energía eléctrica. La producción de composta es un beneficio indirecto que permite valorizar los residuos generados durante el proceso, aunque en el país todavía no existe un mercado, ya que hay una baja demanda de este producto para su uso en campos agrícolas. Los resultados de la aplicación de la composta se presentaron en el capítulo 7.

Los sistemas con aprovechamiento energético (S1 y S2) son los únicos sistemas que generan electricidad. En el sistema con una producción parcial de energía (S1), la electricidad generada se utiliza solo para autoconsumo, por lo que no existen ingresos directos. Sin embargo, se obtienen ingresos económicos indirectos por el ahorro del uso de energía de la red eléctrica nacional por un monto de \$336 mil pesos anuales por la generación de 252 MWh al año. Si se considera un escenario en el que el total de la energía generada se distribuye en la red nacional, obteniéndose un beneficio total por la venta de electricidad y CELs de \$247 mil pesos; monto que es menor al beneficio resultado del ahorro del pago a CFE. La Tabla 8.5 muestra los beneficios económicos directos de los sistemas evaluados.

Tabla 8.5 Beneficios económicos para los cuatro sistemas evaluados, considerando 2 escenarios por el ahorro y venta de electricidad (\$/año).

	Sistemas CON aprovechamiento energético		Sistemas SIN aprovechamiento energético	
	Producción parcial de energía	Producción total de energía	Quema de Biogás	Manejo Convencional
1er escenario				
Ahorro de electricidad	\$ 336,241	\$ 565,672	-	-
Venta de excedentes	0.00	\$ 52,533	-	-
Total	\$ 336,241	\$ 618,205	-	-
2do escenario				
Venta de electricidad	\$ 214,113	\$ 405,100	-	-
Venta CELs	\$ 33,595	\$ 64,939	-	-
Total	\$ 247,708	\$ 470,039	-	-

El sistema con un completo aprovechamiento energético (S2), genera 487 MWh al año; suficiente energía para cubrir el consumo interno de la granja y generar excedentes. Por ende, el beneficio económico proviene no sólo del ahorro al no consumir energía, sino también se genera un ingreso directo por la venta de los excedentes obteniendo un beneficio económico total de \$619 mil pesos al año. Bajo el segundo escenario, en donde toda la energía generada es distribuida en la red nacional para su venta, así como los CELs, se genera un ingreso anual de \$478 mil pesos, el cual es menor al beneficio por el ahorro de la energía.

De acuerdo con las estimaciones realizadas, el ahorro de la energía por el consumo interno genera mayores beneficios económicos que si se optara por distribuir y vender toda la energía directamente a la red nacional; esto debido a la diferencia de precios en la compra-venta de la electricidad en nuestro país, así como los bajos precios en el mercado de ambos productos y los menores volúmenes de energía generados por estos sistemas en comparación con otras tecnologías. Estos resultados muestran que es económicamente conveniente utilizar primero la energía eléctrica generada para el autoconsumo y distribuir únicamente los excedentes de la energía a la red nacional.

Con base en los resultados presentados anteriormente, los sistemas que producen energía generaron beneficios económicos por el ahorro del pago de energía de la red nacional y por la venta de excedentes mayores a 300 mil pesos y hasta 650 mil pesos anuales. El Instituto Internacional de Recursos Renovables de México reportó en el 2015 (IRRIMEXICO, 2015), ahorros mensuales promedio por la reducción del consumo de electricidad de \$20 mil pesos para biodigestores entre 1000-5000 m³; montos menores pero comparables con los obtenidos en el presente estudio. El sistema con un completo aprovechamiento energético (S2), presentó el mayor beneficio económico mediante el autoconsumo y la venta de excedentes. Este sistema no sólo representa la producción de energía de todos los residuos líquidos y sólidos que se generaron en los criaderos; también podría representar el aumento de la eficiencia energética y de la eficiencia del sistema de biodigestión, optimizando las condiciones de operación para incrementar la producción de biogás.

Para vender los excedentes de electricidad se requiere invertir en la instalación de la red de interconexión y realizar los trámites administrativos correspondientes. Los trámites son el contrato de interconexión, la distribución de la energía mediante un suministrador autorizado el cual a su vez necesita establecer ante las autoridades correspondientes un contrato de participación y un contrato de compraventa, además del pago de una garantía. Actualmente, el mecanismo administrativo para poner a la venta los excedentes de energía generada es complicado y complejo, además de que el uso de un suministrador reduce el valor económico final de la energía, pero es la única manera en que los pequeños generadores participan en el mercado energético cumpliendo lo establecido en la Legislación Mexicana. Actualmente, el único permiso otorgado por la CRE para generar energía eléctrica a partir residuos ganaderos es el de la empresa Energía Láctea S.A. de C.V., ubicada en el Estado de Chihuahua, con una capacidad autorizada de 0.80 MW y una producción de 5.06 GWh/año (SENER, 2012).

8.2.3 Comparación entre costos y beneficios privados y ambientales

En la Tabla 8.6 se presentan de forma resumida para cada uno de los sistemas, los costos y beneficios privados descritos anteriormente, representados por los costos de operación y mantenimiento y los beneficios directos, así como los costos y beneficios ambientales presentados en el capítulo 7. La diferencia entre costos de O&M y los beneficios directos da como resultado los costos privados netos. En tanto los costos ambientales netos se obtienen de la diferencia entre los costos ambientales menos los beneficios ambientales.

Podemos observar que la producción total de energía (S2) genera los mayores beneficios económicos directos obteniendo el menor costo privado neto, este sistema es el único que muestra un balance entre los costos ambientales y los beneficios ambientales, generando costos ambientales netos negativos traducidos como beneficios ambientales netos, por ende, es el proceso con el mejor perfil económico-ambiental de los cuatro sistemas evaluados en la presente investigación.

Tabla 8.6 Costos y beneficios privados y ambientales del manejo y tratamiento de excretas en cuatro sistemas con y sin aprovechamiento energético (\$/año).

	Sistemas CON aprovechamiento energético		Sistemas SIN aprovechamiento energético	
	Producción parcial de energía (S1)	Producción total de energía (S2)	Quema de Biogás (S3)	Manejo Convencional (S4)
Costos O&M	\$ 557,098	\$ 647,425	\$ 530,639	\$ 790,613
Beneficios directos	\$ 336,241	\$ 618,205	0	0
Costos Privados Netos	\$ 220,857	\$ 29,220	\$ 530,639	\$ 790,613
Costos ambientales	\$ 395,365	\$ 208,592	\$ 437,302	\$ 646,238
Beneficios ambientales	\$ 129,240	\$ 221,930	\$ 16,054	\$ 146,460
Costos Ambientales Netos	\$ 266,071	- \$ 13,338	\$ 421,248	\$ 499,778

El resto de los sistemas generan mayores costos ambientales que beneficios. La quema de biogás solo presenta beneficios ambientales por la aplicación de la composta como fertilizante orgánico, generando costos ambientales netos de \$421,248 pesos, en tanto el manejo convencional es el sistema que presenta los mayores costos ambientales netos de \$499,778 pesos, así como los mayores costos privados netos.

En este estudio, los sistemas con producción de energía presentaron mayores beneficios directos que beneficios ambientales, mientras que, en otros estudios sobre el aprovechamiento energético en rellenos sanitarios, se reporta que se obtienen mayores

beneficios provenientes de la valuación de la reducción de las emisiones que los beneficios privados (Jaramillo y Matthews, 2005).

8.2.4 Rentabilidad

La rentabilidad de los 4 sistemas evaluados fue estimada mediante tres indicadores: ACB, VPN y el IR, en la Tabla 8.7 se presentan los resultados de cada uno de los indicadores de rentabilidad. Los sistemas con producción de energía (S1 y S2) presentaron relaciones C/B mayores a la unidad, lo cual significa que los costos son mayores que los beneficios económicos obtenidos. El sistema con producción total de energía presentó la relación C/B más baja de 1.55, debido a la generación de mayores beneficios económicos por el ahorro y venta de excedentes de electricidad, además de reducir los costos porque no hay gastos por el pago de derechos de descarga, debido al reúso de los efluentes dentro del proceso. Es importante mencionar que el ACB incluye los costos de depreciación, lo que incrementa notablemente la relación entre los costos y los beneficios, pero la adición de estos costos incorpora la recuperación de la inversión. Para los sistemas sin aprovechamiento energético (S3 y S4), no fue posible calcular una relación C/B porque no generan beneficios económicos.

Tabla 8.7 Indicadores de rentabilidad del manejo y tratamiento de excretas de cerdo en cuatro sistemas con y sin aprovechamiento energético.

Indicador	Sistemas CON aprovechamiento energético		Sistemas SIN aprovechamiento energético	
	Producción parcial de energía	Producción total de energía	Quema de Biogás	Manejo Convencional
C/B	2.78	1.55	-	-
VPN	-\$ 15,095,342	-\$ 13,488,802	-\$ 18,428,443	-\$ 17,679,184
IR	-1.09	-0.64	-1.86	-5.72

Aplicando el segundo indicador de rentabilidad se observa que el VPN para los cuatro sistemas evaluados presentan valores altos y negativos, indicando que durante los 20 años se tienen desembolsos tanto de la inversión como de costos anuales, y no se alcanza a recuperar la inversión durante este periodo de tiempo. Se observa que los sistemas con aprovechamiento energético (S1 y S2) presentan los valores más bajos, mientras que los otros 2 sistemas (S3 y S4) tienen VPN mayores, siendo la quema de biogás el sistema con el VPN mayor de -\$18 millones pesos, lo cual es el resultado de una importante inversión para la digestión de los residuos sin producción de energía, y, por lo tanto, no se obtienen beneficios económicos. El manejo convencional de las excretas tiene un VPN de -\$17.7 millones de pesos, mayor a los sistemas con producción de biogás, lo cual refleja que, a pesar de no necesitar una inversión tan grande, tiene altos costos por el pago de derechos de descarga a suelos y aguas, así como el pago de multas administrativas.

De igual manera, el índice de rentabilidad para todos los sistemas tiene valores negativos indicando que no hay viabilidad económica en los sistemas. Los sistemas sin producción de energía (S3 y S4) tiene los valores negativos más altos, indicando que por cada peso invertido se requieren desembolsos mayores que para los sistemas S1 y S2. En este caso, el manejo convencional tiene el valor negativo más grandes comparado con los otros 3 sistemas, debido a los grandes flujos negativos obtenidos cada año.

El valor de IR indica que el tratamiento de todas las excretas para la producción de energía requiere el desembolso de 0.64 pesos para cubrir costos por cada peso invertido; en tanto para el manejo convencional (S4) se tienen que desembolsar hasta 5.72 pesos. El VPN para estos dos sistemas son negativos siendo S2 el más bajo, para este sistema se requiere de una alta inversión, pero con menores costos y mayores beneficios económicos; en cambio, para el manejo convencional se requiere una baja inversión, pero con desembolsos anuales muy altos para cubrir los costos anuales.

Cuando se compara el sistema con una producción parcial de energía (S1) con el sistema de biogás (S3) la diferencia entre el VPN es más amplio, siendo el S3 el sistema que necesita un mayor desembolso para la inversión y para cubrir los costos anuales. Con el índice de rentabilidad también se observa una diferencia notoria, concluyendo que producir energía presenta un mejor desempeño económico que quemar el biogás.

Aunque los sistemas con producción de energía presentaron indicadores por arriba del criterio de rentabilidad; éstos fueron mucho menores a los obtenidos para los sistemas de quema de biogás y manejo convencional. Estos últimos dos sistemas no generan beneficios económicos directos y disminuyen la valorización de los residuos para fomentar el reciclaje y la reincorporación a los procesos. Se ha reportado que los sistemas sin tratamiento son menos rentables que los sistemas de digestión anaerobia (Mohammed et al., 2017).

De manera general, los indicadores de rentabilidad evaluados en este estudio (VPN, TR y C/B) muestran que los cuatro sistemas con y sin producción de energía eléctrica a partir de la digestión anaerobia de las excretas de cerdo son procesos que no son rentables económicamente durante un periodo de 20 años, aún con el apoyo económico por parte del gobierno y el financiamiento bancario. Los beneficios energéticos por el ahorro del consumo de energía de la red nacional, así como la venta de excedentes de electricidad no mejoraron la rentabilidad de los procesos con producción de biogás y energía. Resultados similares fueron obtenidos por Amigun y Blottnitz (2010), quienes consideran que los sistemas de producción de biogás generan principalmente ahorros no monetarios más que ganancias, lo que dificulta la recuperación del capital invertido.

La mayoría de los artículos relacionados con el tema de biogás y energía reportan datos económicos principalmente en procesos a pequeña escala en zonas rurales (Surendra et al., 2014; Rupf et al., 2015; Abbas et al., 2017; Garfi et al., 2017; Yasar et al., 2017; Mittal et al., 2018). En general, se menciona sobre los beneficios económicos que tienen los procesos por el ahorro de la energía y la sustitución de fertilizantes minerales para recuperar los costos de capital, pero no concluyen sobre la viabilidad económica, sólo algunos de ellos han reportado rentabilidad de los procesos (Abbas et al., 2017; Garfi et al., 2017; Ginting et al., 2018). Sin embargo, la mayoría coinciden que sin incentivos

económicos gubernamentales los proyectos de biogás no son económicamente viables (Mwirigi et al., 2014; Mittal et al., 2018).

En procesos a mayor escala existen menos estudios científicos que reporten datos económicos de los procesos, la mayoría de ellos reportan procesos rentables en plantas industriales principalmente en países desarrollados (Gebrezgabher et al., 2010; Mohammed et al., 2017; Peerapong y Limmeechokchai., 2017); Xu et al. (2018) reportan un VPN de 8.85 millones de dólares para una planta de biogás y energía en China que produce 40,000 kWh/día. Algunos otros estudios reportan procesos sin viabilidad económica (Engler et al., 2002); por ejemplo, Velásquez Piña et al. (2019) no encontró rentabilidad en plantas de monodigestión menores a 740 kW. En general y por economía de escala grandes plantas de biogás tienen un mejor perfil económico que las plantas más pequeñas (Anderson et al., 2013; Velásquez Piña et al., 2019).

El estudio reportado por Rasheed et al. (2016) es similar en magnitud al evaluado en el presente estudio, sistemas intermedios entre escala rural y plantas industriales, pero ellos si obtienen un proceso rentable utilizando co-digestión de estiércol de vaca y residuos agrícolas con un tiempo de retorno de la inversión de casi 13 años, con una producción de biogás y energía 3 veces menor a la obtenida en el presente estudio, a partir de la mitad de la cantidad de sustrato. La diferencia se atribuye al precio de la electricidad de US\$0.315 (año 2014), la cual es 5 veces mayor al precio de la energía en México.

La baja rentabilidad obtenida en los sistemas con aprovechamiento energético evaluados en el presente estudio, también se atribuye al bajo rendimiento de producción de biogás y energía. Al aumentar el rendimiento en el generador al menos a 2.2 kWh/m³ en el proceso evaluado, se obtendría un proceso rentable que generaría 1.2 MWh al año para el ahorro y venta de excedentes con una relación C/B de 0.7 y un VPN de \$572,902 a 20 años. Además, si se instalaran sistemas con una buena producción de biogás y energía bajo condiciones de buenas prácticas operativas, la venta de CELs y bonos de carbono podrían ser otra opción que mejoraría aún más la rentabilidad del proceso.

La incorporación de los co-beneficios ambientales a los indicadores de rentabilidad es la estrategia que se evalúa en el presente estudio para obtener una mejor evaluación de los sistemas de digestión anaerobia para la producción de biogás y energía, su incorporación permitirá determinar la nueva rentabilidad económico-ambiental.

8.2.5 Incorporación de los co-beneficios al análisis costo/beneficio

La relación C/B convencional presentada en el apartado anterior mostró una baja rentabilidad de los sistemas con aprovechamiento energético obteniendo valores mayores a la unidad. En el presente apartado se presenta la incorporación de los co-beneficios a la relación C/B. En la Tabla 8.8 se presenta la relación C/B con sus diferentes modificaciones para cada uno de los sistemas evaluados, se muestra la relación C/B convencional, la relación convencional con los beneficios indirectos y la relación C/B modificada. Así como, la relación convencional mas co-beneficios y la relación modificada mas co-beneficios.

Tabla 8.8 Incorporación de co-beneficios ambientales a la relación C/B de tres sistemas de digestión anaerobia de excretas de cerdo, con y sin aprovechamiento energético.

	Sistemas CON aprovechamiento energético		Sistemas SIN aprovechamiento energético	
	Producción parcial de energía (S1)	Producción total de energía (S2)	Quema de Biogás (S3)	Manejo Convencional (S4)
¹ C / B	2.78	1.55	-	-
C / B + BI	2.70	1.53	83.25	10.59
² B - C / II	-0.94	-0.53	-1.56	-6.21
Incorporación de co-beneficios				
^{1a} C / B + Co-B	1.40	0.83	5.02	-
^{2a} B + Co-B - C / II	- 0.43	0.30	- 1.25	-

C=Costos; B=Beneficios; BI= Beneficio indirecto; Co-B= Co-Beneficios; II=Inversión inicial

¹Convencional; ² Modificado; ^{1a} Convencional (+Co-beneficios); ^{2a}Modificado (+Co-beneficios)

Si se considera la aplicación de la composta y las excretas en campos de cultivo como un beneficio indirecto o costo de oportunidad (ver apartado 7.2.5), asumiendo obtener un beneficio económico por su venta como fertilizante orgánico, se obtiene que los sistemas con aprovechamiento energético (S1 y S2) sólo disminuyen ligeramente la relación C/B de 2.78 a 2.70, y de 1.55 a 1.53 respectivamente, en comparación con la relación inicial que considera los beneficios por el ahorro y el autoconsumo de la energía eléctrica; esta pequeña reducción se debe al valor económico obtenido para la composta y el estiércol.

Para la quema de biogás se obtuvo un valor muy alto de 83.25, debido a los altos costos y el pequeño beneficio de la aplicación de la composta. Por otro lado, el manejo convencional de las excretas (S4), presentó un C/B de 10.59, menor al S3, ya que en este caso se obtiene un mayor beneficio por la aplicación de grandes cantidades de estiércol, lodos y efluentes, aunque la relación sigue siendo mayor que la obtenida para los sistemas con aprovechamiento energético. Estos resultados muestran que aún con la suposición de venta de composta y estiércol para su aplicación en campos de cultivo, los sistemas no mejoran su rentabilidad.

La adición de los co-beneficios ambientales en los sistemas con tratamiento de DA de las excretas, resultado de la reducción de los efectos ambientales comparado con un manejo convencional, muestra un cambio significativo disminuyendo la relación C/B en los tres sistemas. Los dos sistemas con aprovechamiento energético mejoran notablemente, ya que para la producción parcial de energía se obtiene un valor muy cercano a la unidad; para un completo aprovechamiento de las excretas para la producción de energía se obtiene un valor de 0.83, lo cual que indica que los beneficios directos más las co-beneficios ambientales son mayores que los costos privados, generando un proceso ambientalmente rentable.

El tratamiento de las excretas asociado a la quema del biogás, es un proceso que no es rentable económicamente, aunque se consideren los co-beneficios ambientales, para este sistema se obtiene un valor de 5.02 que indica que los costos siguen siendo 4 veces más

altos que los co-beneficios alcanzados. En el caso del manejo convencional, no se reporta una relación con la adición de los co-beneficios porque es el sistema de referencia.

La relación C/B modificada considera los costos de capital, de igual manera con este indicador se observa que los tres sistemas obtienen relaciones negativas, lo que pone en evidencia que los sistemas no son procesos rentables. Sin embargo, al adicionar los co-beneficios ambientales se modificó únicamente la rentabilidad del sistema con una producción total de energía (S2), obtenido un valor de 0.3 que significa que se obtiene un beneficio económico y ambiental de 0.3 pesos por cada peso invertido. Por lo tanto, el sistema con una producción total de energía fue el único proceso que mostró viabilidad económica-ambiental de los cuatro sistemas evaluados.

Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran que el tratamiento de las excretas por digestión anaerobia para producir energía son procesos que generan mayores co-beneficios ambientales, obteniendo una relación C/B muy cercana a la unidad. La producción total de energía fue el único sistema evaluado que al adicionar los co-beneficios ambientales a la relación C/B paso de ser no rentable a rentable. Esto se debe principalmente a una menor contribución al agotamiento de los recursos fósiles e hídricos resultado de una mayor producción de energía y al reúso del agua dentro del proceso, así como por evitar la eutrofización, reducir las emisiones GEI y reducir el uso de fertilizantes minerales.

La reducción de las emisiones GEI para mitigar el calentamiento global ha sido uno de los principales co-beneficios ambientales que se reporta en la mayoría de los sistemas de DA (Zaks et al., 2011; Xu et al., 2018). Sin embargo, los beneficios que no tienen precios en el mercado, como la reducción de la eutrofización, que representa la reducción de la contaminación de los cuerpos de agua, también son importantes, como se ha demostrado con los presentes resultados y los reportados en otros estudios (Zhang et al., 2013).

Los resultados identificados en esta investigación son comparables con los obtenidos por Xu et al. (2018) quienes incrementan considerablemente la rentabilidad de una planta que trata las excretas de cerdo para la producción de energía al considerar los beneficios ambientales por las reducciones GEI y de la contaminación del agua. Por otro lado, Yiridoe et al. (2009), reportan que la factibilidad económica de la producción de energía en pequeñas y medianas granjas lecheras y porcinas mejora cuando se incorporan los co-beneficios no comercializables con montos mayores a los CND \$5000; la diferencia es que ellos evalúan montos sugeridos utilizando el programa AgSTAR FarmWare, sin realizar la valoración económica de cada co-beneficio como se realizó en la presente investigación, lo cual represente una aportación importante.

8.3 CONCLUSIONES

Los sistemas de digestión anaerobia, en comparación con el manejo convencional como referencia, generan co-beneficios ambientales anuales entre los \$350 mil y \$642 mil pesos. Producir energía genera mayores co-beneficios ambientales que quemar el biogás.

Los co-beneficios ambientales más importantes fueron la eutrofización y la disminución del agotamiento de los recursos fósiles y de los recursos hídricos con valores económicos mayores a los \$200 mil pesos cada uno. Los co-beneficios por la reducción de GEI, presentaron valores económicos del orden de los \$5 mil pesos como resultado de los bajos precios del carbono en el mercado.

El manejo eficiente del proceso de digestión anaerobia y producción de energía incrementa el valor económico de los co-beneficios ambientales por arriba de los \$700 mil pesos anuales. Estos resultados reiteran la importancia de operar el proceso de manera eficiente y con buenas prácticas para obtener la mayor cantidad de co-beneficios ambientales.

El tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia con y sin aprovechamiento energético, bajo las condiciones evaluadas en el presente estudio, son procesos que no son rentables económicamente en un periodo de 20 años, aún con el apoyo económico por parte del Gobierno y el financiamiento bancario.

La incorporación de los co-beneficios ambientales al análisis costo/beneficio modificó positivamente la rentabilidad de los dos sistemas con producción de biogás y energía; de los cuales el sistema con producción total de energía fue el único que se convirtió en un proceso rentable ambientalmente a pesar de necesitar mayores costos de inversión.

CAPÍTULO 9 . DISCUSIÓN GENERAL Y APORACIONES

La evaluación ambiental del aprovechamiento energético de las excretas de animales por digestión anaerobia ha sido evaluada en diversos estudios, los cuales han demostrado la generación de importantes beneficios ambientales (Bacenetti et al., 2013; Nayal et al., 2016) principalmente sobre cambio climático comparado con escenarios de referencia (Hamelin et al., 2011; Croxatto et al., 2014; McAuliffe et al., 2016) y con técnicas de incineración y gasificación térmica (Prapaspongsa et al., 2010). Sin embargo, también se ha reportado que la producción de electricidad a partir de biogás reduce la sustentabilidad de los sistemas (Wang et al., 2014). Por otro lado, se ha reportado que la recuperación de nutrientes como estrategia de valorización del estiércol ha sido preferida sobre su aprovechamiento como fuente de energía renovable, generando no solo beneficios ambientales si no también económicos (Loyon et al., 2016).

En la presente investigación se demuestra tanto la importancia ambiental como la importancia económica que tiene el aprovechamiento energético de las excretas de cerdo por la producción de biogás mediante digestión anaerobia. La importancia ambiental fue demostrada a través de la cuantificación y monetización de los efectos ambientales por ACV y métodos de valoración económica. Los sistemas con producción de biogás y energía evaluados presentaron los mejores perfiles ambientales y económicos comparados con los sistemas sin aprovechamiento energético como la quema de biogás y el manejo convencional.

El completo aprovechamiento energético de las excretas presentó el mejor perfil económico aún requiriendo de los mayores costos de inversión, aunque generó una mayor carga ambiental principalmente sobre cambio climático y la oxidación fotoquímica. El proceso generó el doble de beneficios económicos directos por el ahorro del consumo de energía de la red nacional y la venta de excedentes, así como beneficios económicos ambientales principalmente al evitar el agotamiento de recursos fósiles. La producción parcial de energía, limitada por el autoconsumo aplicando tratamiento de digestión anaerobia y compostaje de forma complementaria, presentó el mejor desempeño ambiental de todos los sistemas evaluados, sin embargo, presentó un perfil económico menos atractivo al generar menos beneficios económicos directos y ambientales.

El análisis costo/beneficio mostró que los cuatro sistemas, con y sin producción de energía eléctrica a partir de la digestión anaerobia de las excretas de cerdo, son procesos no rentables económicamente durante un periodo de 20 años, aún considerando el apoyo económico por parte del gobierno y el financiamiento bancario. La falta de rentabilidad económica de los sistemas evaluados se atribuyó a la baja eficiencia de producción de biogás en el sistema de biodigestión anaerobia y al bajo rendimiento de producción de energía, por lo que se considera que, si no se mejora la eficiencia de los sistemas para producir la mayor cantidad de biogás y por lo tanto de energía, no mejorará la viabilidad económica, como también se ha demostrado en otros estudios (Ahlberg-Eliasson et al., 2017).

La baja producción de biogás fue consecuencia de la limitación en la generación de la energía eléctrica para el autoconsumo, además de la consideración de fugas no-intencionales en los digestores, en tanto los bajos rendimientos energéticos fueron resultado de las condiciones operativas de los generadores. Estas restricciones representan de manera general las condiciones operativas bajo las cuales las granjas en México, con sistemas de biodigestión llevan a cabo el tratamiento de las excretas. En un estudio realizado por FIRCO (2011), se observó que en las granjas existen fuertes problemas de diseño, operación y mantenimiento en los sistemas de digestión y generación de energía. En otros estudios también se ha mencionado que en la actualidad muchos sistemas de DA no operan en condiciones óptimas (Zaks et al., 2011).

Para aumentar el rendimiento de los sistemas de producción de biogás y energía se requiere de un buen manejo del proceso y mantenimiento de los equipos para evitar fugas intencionales y no-intencionales; aumentar la eficiencia de remoción de materia orgánica en los digestores incrementando la agitación de los sistemas; invertir en generadores de energía más eficientes para aprovechar el poder calorífico del biogás; no limitar la producción de energía para el autoconsumo instalando el sistema de interconexión para distribuir los excedentes en la red nacional; aumentar el rendimiento de producción de biogás evaluando la co-digestión con residuos agrícolas o de la industria alimenticia, actualmente esta opción se evalúa a nivel científico e industrial (De Vries et al., 2012a; Lijó et al., 2014; Rodríguez-Verde et al., 2014; Cansu et al., 2016; Van Stappen et al., 2016; Ahlberg-Eliasson et al. 2017; Arhoun et al., 2017; Ramírez-Arpide et al., 2018).

En otros estudios se ha demostrado que la composición del sustrato es el factor principal que afecta el rendimiento del metano (Gebrezgabher et al., 2010); el estiércol de cerdo es uno de los sustratos con menor rendimiento comparado con residuos agrícolas (Scarlat et al., 2018), aunque de mayor rendimiento de metano comparado con otros estiércoles de animales (Bond et al., 2011; Surendra et al., 2014). También se ha reportado que para obtener una producción rentable del biogás se requiere la optimización de parámetros de proceso, como tipo de microorganismos, tecnologías de pretratamiento y purificación, propiedades del sustrato y condiciones óptimas del reactor (Archinas et al., 2017; Zhang et al., 2019). En este estudio la temperatura ambiental fue un factor que también afectó el rendimiento del proceso.

Para incrementar la rentabilidad de los sistemas es importante aumentar los ingresos económicos; actualmente en el país existe la venta de certificados de energías limpias (CELs) y la venta de bonos de carbono como opciones para generar beneficios por la generación de energía de fuentes renovables y la reducción de las emisiones GEI. Sin embargo, bajo las condiciones del mercado y las condiciones operativas de los procesos, la comercialización de estos dos instrumentos se visualiza como una opción poco viable para las pequeñas y medianas granjas porcinas. La venta de CELs requiere un fuerte compromiso en la generación continua de energía eléctrica, lo cual requiere tener procesos bien manejados y controlados. Por otro lado, la cantidad de energía generada en las granjas podría no ser suficiente para justificar el gasto de la venta de los certificados que incluye trámites y análisis de verificación.

En cuanto a la venta de bonos de carbono, los bajos precios del carbono que actualmente existen en el mercado internacional y nacional no permiten justificar y sustentar el proceso que se requiere para realizar la comercialización de las emisiones. Sin embargo, bajo el

esquema actual en México sobre la entrada en vigor del Sistema de Comercio de Emisiones (SCE), es posible que surjan incentivos que promuevan nuevamente la venta de los bonos de emisión en procesos como el tratamiento de excretas de animales, ya que en un par de años las empresas con altos índices de emisión estarán obligadas a comprar bonos de carbono.

La implementación de la tecnología de digestión anaerobia para la producción de energía eléctrica, comparada con el manejo convencional de las excretas como un sistema de referencia, generó reducciones sobre los costos ambientales que fueron traducidos como co-beneficios. Se obtuvieron co-beneficios ambientales por la reducción de gases GEI, la reducción de la eutrofización, la disminución del agotamiento de recursos fósiles e hídricos y la sustitución de fertilizantes inorgánicos. El completo aprovechamiento de las excretas para la producción de energía generó los mayores beneficios económicos y co-beneficios ambientales, por lo que este sistema presentó el mejor perfil económico, pero con mayores consecuencias ambientales; mientras que el sistema con producción parcial de energía, limitado por el autoconsumo, presentó un mejor perfil ambiental pero económicamente menos atractivo. La quema de biogás es una práctica que tiene mayores impactos al ambiente, no genera beneficios económicos y muestra 29% menos co-beneficios ambientales.

Los pocos estudios que existen en México sobre la digestión anaerobia de excretas de animales se enfocan en los co-beneficios ambientales relacionados con cambio climático y la sustitución de fertilizantes inorgánicos (FIRCO, 2011; IRRIMEXICO, 2015). Los co-beneficios evaluados en el presente estudio demuestran la importancia que también tienen otras categorías de impacto, como la eutrofización y el agotamiento de los recursos hídricos y fósiles.

Bajo las condiciones operativas consideradas en este estudio, el sistema con un completo aprovechamiento energético es el que presentó la mejor evaluación económica a pesar de necesitar mayores costos de inversión; presentó la relación C/B más baja, generó el doble de beneficios económicos directos por el ahorro del consumo de energía de la red nacional y la venta de excedentes, y generó el doble de co-beneficios ambientales. Este sistema fue el único que al adicionar los co-beneficios ambientales a la relación costo/beneficio se convirtió en un proceso rentable ambientalmente. Los co-beneficios ambientales se han incorporado en los análisis financieros de pocos estudios de investigación; para el reúso de agua se demostró la importancia de incorporar las externalidades ambientales para mejorar la factibilidad económica de un proyecto (Molinos-Senante et al., 2011), así como para el aprovechamiento energético en rellenos sanitarios (Jaramillo y Matthews, 2005). La incorporación de los beneficios ambientales en procesos de producción de energía a partir de excretas de animales ha sido reportada por Yiridoe et al. (2009) y Xu, et al. (2018).

El aumento de la rentabilidad al incorporar los co-beneficios ambientales es una evidencia importante que permite seguir incentivando el financiamiento por parte de los gobiernos para continuar implementando la tecnología de digestión anaerobia para la producción de biogás y energía con la finalidad de apoyar los altos costos de inversión que se requieren para su instalación. En países como India, China y Alemania la rápida implementación de la tecnología se debe al apoyo del gobierno y los incentivos financieros (Zaks et al, 2011). Se ha demostrado, con un estudio econométrico, que los incentivos económicos juegan

un papel importante para reducir la contaminación y mitigar las emisiones (Pan et al., 2016). En diversos estudios se ha concluido que sin incentivos gubernamentales los proyectos de biogás no son económicamente viables a gran escala (Mittal et al., 2018). A pesar de esto, en algunos países la tendencia es hacia la reducción del apoyo financiero lo que podría disminuir el desarrollo del sector biogás (Scarlat et al., 2018).

En México, a pesar de los incentivos económicos otorgados por la SAGARPA para la instalación de sistemas de digestión anaerobia, la generación de energía no ha sido el objetivo principal de las granjas o empresas ganaderas, lo que se refleja en el bajo porcentaje de granjas (39%) que aprovechan la producción de biogás para producir energía eléctrica. El tratamiento de los residuos por digestión anaerobia es una acción que realizan para dar cumplimiento con la legislación ambiental, representando un aumento en sus costos de producción. A pesar de esta situación, la mayoría de los dueños de las granjas que han recibido financiamiento consideran que la generación de energía es un beneficio económico importante, en tanto otros están conscientes que la reducción de la contaminación es el principal beneficio (FIRCO, 2011).

Los resultados reportados en la presente investigación muestran la importancia que tienen los co-beneficios ambientales en los análisis económicos de los procesos de biogás y energía por el tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia. Su incorporación a los análisis costo/beneficio tiene gran importancia para generar sistemas ambiental y económicamente rentables, lo cual permite dar mayor sustento en la toma de decisiones para promover acciones dirigidas a dar continuidad con la instalación de sistemas de digestión anaerobia en las granjas pecuaria del país. Sin embargo, es de gran importancia que la implementación de la tecnología se realice con un enfoque al aprovechamiento energético de las excretas, bajo esquemas de mejores prácticas, mayor eficiencia operativa y con un fuerte apoyo a las capacidades técnicas, lo cual es importante en las políticas públicas implementadas por el sector agropecuario pero que también impacta en los sectores energético y ambiental, obteniendo importantes beneficios para la sociedad.

Aportaciones

La investigación realizada generó importantes aportaciones al conocimiento, así como contribuciones que pueden apoyar el desarrollo de programas de política pública en el ámbito ambiental y económico en los sectores pecuario y energético en el país.

La caracterización del tratamiento de las excretas de cerdo en la granja seleccionada aporta información técnica que muestra las condiciones y operación de los sistemas de digestión anaerobia que han sido instalados en las granjas pecuarias en el país y que han recibido financiamiento económico por parte del gobierno. El sitio evaluado puede ser considerado como un caso de estudio de una granja mexicana.

El estudio aportó a la determinación del desempeño ambiental medido por ACV de los procesos de producción de biogás y energía con sistemas de digestión anaerobia poco eficientes (lagunas anaerobias cubiertas) y con problemas operativos como los sistemas a escala industrial (digestores mayores a 1000 m³) instalados en las granjas porcinas en el país. La detección de puntos críticos de emisión o liberación se tradujo en la identificación de las áreas de mejora para resolver la problemática operativa y obtener procesos más eficientes y amigables con el medio ambiente.

El ACV para determinar los efectos ambientales de un proceso a escala media, es de los pocos documentados para la producción de biogás y energía a partir de excretas de cerdo en México. La escala evaluada fue intermedia entre escala rural y plantas de biogás comerciales instaladas en países en vías de desarrollo y países desarrollados, respectivamente, los cuales son los más estudiados y documentados. Dichos argumentos sustentaron la publicación del artículo titulado “Environmental assessment of energy production from anaerobic digestion of pig manure at medium-scale using life cycle assessment” en la revista Waste Management.

El ACV también permitió generar datos de actividad en los sistemas con y sin aprovechamiento energético, así como factores de emisión de CO₂, CH₄, NH₃ y N₂O durante el compostaje de digestato y excretas sólidas; información importante y útil que contribuye a los inventarios de ACV del tratamiento de excretas de cerdo en sistemas de digestión anaerobia en México.

Impulsar la producción de energía a partir del biogás permite agregar valor a los residuos ganaderos, considerando los impactos que tiene al ambiente y las implicaciones económicas para los propietarios, este rubro es importante si se considera que la mayoría de las granjas queman el biogás, desaprovechando el potencial que se tiene para producir energía en este sector.

Incorporar los co-beneficios ambientales en los análisis económicos de los proyectos de biogás y energía para generar procesos rentables económica y ambientalmente es una evidencia importante que contribuye a seguir incentivando el financiamiento gubernamental para la instalación de los sistemas de digestión anaerobia en el país. El financiamiento de los proyectos es de suma importancia ya que, de no ser así, los residuos serán manejados de manera inadecuada generando costos ambientales que no son integrados dentro de los costos del sector ganadero. Es importante que los recursos públicos que se gastan en la instalación de los sistemas de digestión anaerobia sean aprovechados de la mejor manera.

Los resultados generados en la presente investigación son datos importantes y útiles, que permiten apoyar la toma de decisión para el desarrollo de programas de política pública en materia pecuaria, ambiental y energética relacionada específicamente con los programas gubernamentales de sustentabilidad energética en el sector pecuario; con la generación de energía a partir de fuentes renovables como el biogás; la gestión, manejo y valorización de residuos ganaderos; y la implementación de estrategias de mitigación al cambio climático en el sector de la agricultura, silvicultura y otros usos del suelo (AFOLU).

El estudio realizado, cuantificando y monetizando los efectos ambientales para estimar los co-beneficios del aprovechamiento energético de las excretas de cerdo, contribuye a alcanzar procesos con un aprovechamiento sostenible de los recursos naturales, manteniendo un equilibrio entre el tema ambiental y económico y aportando elementos importantes en el tratamiento de los residuos ganaderos para lograr una economía circular en el sector pecuario.

CAPÍTULO 10 . CONCLUSIONES GENERALES

Con base en el análisis de ciclo de vida, el aprovechamiento energético de las excretas de cerdo por digestión anaerobia es una tecnología que genera mayores beneficios ambientales, en comparación con la aplicación de prácticas de quema de biogás y el manejo convencional de las excretas.

La valoración económica de los efectos ambientales permite mostrar la importancia económica que tiene el deterioro ambiental debido a la eutrofización de los ríos por la descarga de las excretas, así como el agotamiento de los recursos hídricos y fósiles utilizados como insumos para el tratamiento y manejo de las excretas. Dichos efectos ambientales presentaron un valor económico mayor que el valor de los efectos sobre cambio climático y la aplicación de la composta y excretas en campos agrícolas.

La cuantificación de los efectos ambientales aplicando análisis de ciclo de vida, en combinación con métodos de valoración económica para determinar su valor monetario, son dos metodologías integradas que permiten estimar los co-beneficios ambientales de la reducción de las emisiones GEI y la reducción del agotamiento de los recursos fósiles.

Producir energía a partir del biogás generado durante la digestión anaerobia de las excretas de cerdo y reusar el agua tratada en el proceso, genera co-beneficios ambientales con un valor entre los \$350 mil y \$650 mil pesos anuales. Lo anterior, debido a la reducción de emisiones GEI, la disminución de la eutrofización de cuerpos de agua, así como por la reducción del agotamiento de recursos fósiles y recursos hídricos y la sustitución de fertilizantes inorgánicos.

La incorporación de los co-beneficios ambientales en el análisis económico costo-beneficio de los procesos de producción de biogás y energía por la digestión anaerobia de las excretas de cerdo, permite mejorar la rentabilidad económica de los procesos generando sistemas ambientalmente rentables.

Los resultados obtenidos en la presente investigación muestran la importancia ambiental y económica que tienen los co-beneficios ambientales que genera el aprovechamiento energético del tratamiento de las excretas de cerdo por digestión anaerobia, a través del valor monetario de los efectos ambientales medidos por ACV y reflejados sobre la rentabilidad económico-ambiental de los sistemas.

CAPÍTULO 11 . RECOMENDACIONES

Con base en la caracterización del proceso se hace mención de algunas recomendaciones que ayudarán a mejorar la operación del sistema instalado en la granja porcícola Topoyanes:

- Es importante determinar con mayor precisión la eficiencia de degradación de materia orgánica en los biodigestores, considerando la cantidad que se convierte en biogás y la cantidad de sólidos que se depositan en el fondo de las lagunas.
- Las lagunas de sedimentación presentan una deficiente reducción de sólidos totales, por lo que se recomienda evaluar un mayor tiempo de retención o la adición floculantes.
- En los tanques de aireación no se presenta una reducción secuencial de la DQO ni de los sólidos totales, es recomendable revisar la secuencia de los tanques. Para aumentar la eficiencia de degradación en esta etapa, se recomienda revisar y reajustar los parámetros de tiempo de burbujeo, intervalos del burbujeo, el TRH, o la adición de inóculos aerobios.

Derivado del ACV y la evaluación económica se presentan algunas recomendaciones técnico-económicas a los procesos de biogás y energía:

- Es recomendable que los planes de manejo de los residuos pecuarios aplicando sistemas de digestión anaerobia incluyan técnicas o prácticas de manejo de los subproductos que eviten en lo posible las emisiones y liberaciones durante su almacenamiento y aplicación. Existen actualmente guías y documentos científicos sobre “Mejores Técnicas Disponibles” para el manejo de excretas de animales que incluyen prácticas y técnicas para reducir liberaciones de nitratos y fosforo al agua y suelo, así como para mitigar emisiones GEI y NH_3 .
- Se recomienda incluir un análisis de las capacidades técnicas en los proyectos financiados por SADER para la instalación de sistemas de digestión anaerobia en las granjas pecuarias del país. Es importante que los proyectos incluyan cursos de capacitación continua a los dueños y el personal técnico para que cuenten con los conocimientos básicos sobre los fundamentos y puntos críticos del proceso de digestión anaerobia, lo cual se verá reflejado en una mejor operación y control de los sistemas.
- Para promover y aprovechar la producción de excedentes y no limitar la producción de energía a la cobertura de la demanda interna, se sugiere considerar la instalación del sistema de interconexión para la distribución de los excedentes en la red nacional, siempre y cuando se implementen las medidas necesarias para aumentar la eficiencia del proceso, además de considerar los cambios que actualmente está teniendo la regulación energética en el país, sobre las tarifas de porteo para la transmisión y distribución de la electricidad.

- Si el mercado de carbono mejora, incrementando el precio de la tonelada de CO₂e, es recomendable incursionar en la venta de bonos de carbón en los diferentes mercados internacionales o en el Sistema de Comercio de Emisiones de México, que se encuentra actualmente en fase piloto.

A continuación, se mencionan algunos temas importantes que representan áreas de oportunidad de futuros estudios de investigación.

- De acuerdo con el ACV se detectó la escasez de información relacionada con factores de emisión medidos en campo o laboratorio en las diferentes etapas del manejo y tratamiento de las excretas; la generación de factores de emisión es un área de oportunidad para mejorar los inventarios de análisis de ciclo de vida de estos procesos con datos nacionales.
- La transformación del biogás a energía en la granja caracterizada estuvo limitada por el autoconsumo, para evitar esta limitación y aprovechar la transformación del biogás a energía para cubrir la demanda interna de la granja, es importante realizar investigación en el almacenamiento de la energía en baterías.
- Desafortunadamente, en el presente estudio no fue posible evaluar los co-beneficios sociales debido a problemas logísticos para llevar a cabo las encuestas en la comunidad cercana al sitio de estudio y finalmente por el inicio de la pandemia por COVID-19. La evaluación de los co-beneficios sociales en sistemas de producción de biogás y energía es un área poco estudiada, específicamente las relacionadas con olores y enfermedades respiratorias y gastrointestinales, por lo que represente un área de investigación importante.
- La valoración económica de los efectos ambientales de los procesos de biogás y energía es un área de investigación poco abordada, se recomienda evaluar otros métodos de valoración para mejorar el análisis, por ejemplo, la monetización de la eutrofización enfocado a la reducción de PO₄.
- La internalización de las externalidades ambientales de los sectores productivos como el sector pecuario, es un área de investigación de interés para la economía ambiental. Los costos privados y ambientales que se reportan en este estudio por el tratamiento de las excretas porcinas es un ejemplo del valor económico de una de las externalidades ambientales de la producción de carne en México, siendo información útil para futuros proyectos de investigación en el tema.

PRODUCTOS DE LA INVESTIGACIÓN

El desarrollo de la presente investigación dió origen a la publicación del siguiente artículo científico en la revista *Waste Management*, la cual es una revista internacional sobre la gestión integral de los residuos, ciencia y tecnología con un factor de impacto de 5.44:

Ramírez-Islas, M.E., Güereca, L.P., Sosa-Rodriguez, F.S., Cobos-Peralta, M.A. 2020 Environmental assessment of energy production from anaerobic digestion of pig manure at medium-scale using life cycle assessment. *Waste Management*, 102:85-96. Doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.012.

Los resultados obtenidos fueron presentados en los siguientes eventos científicos:

IV Reunión Nacional de la Red Temática en Bioenergía y XIII de la Red Mexicana de Bioenergía, con la presentación del trabajo “Energía a partir de biogás en granjas porcinas: caso de estudio en México”. Evento realizado en Cuernavaca Morelos del 13 al 15 de noviembre del 2017.

Noveno Congreso Nacional de Investigación en Cambio Climático (9CNICC), en la sede a cargo de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), con la ponencia titulada “Efectos ambientales por el aprovechamiento energético del estiércol de animales: caso de estudio en México para la generación de biogás”, el día 8 de octubre de 2019.

Se participó como asistente en los siguientes eventos:

Reunión Nacional de Redes de Energía 2018, realizado en Cuernavaca Morelos del 24 al 28 de septiembre del 2018.

Curso “Proyectos de Carbono” impartido por la Plataforma Mexicana de Carbono (MÉXICO2) en la Bolsa de Valores en la Ciudad de México el día 11 de junio del 2019.

REFERENCIAS

- Abbas, T., Ali, G., Adil, S.A., Bashir, M.K., Kamran, M.A. 2017. Economic analysis of biogas adoption technology by rural farmers: The case of Faisalabad district in Pakistan. *Renewable Energy*, 107:431-439. doi.org/10.1016/j.renene.2017.01.060.
- Acero, A.P., Rodríguez, C., Ciroth, A. 2017. LCIA methods: Impact assessment methods in Life Cycle Assessment and their impact categories. GreenDelta.
- Achinas, S., Achinas, V., Euverink, G.J.W., 2017. A technological overview of biogas production from biowaste. *Engineering*, 3:299–307. doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.002.
- ACHIPIA-SENASICA. 2017. Guía uso y manejo de abonos orgánicos.
- Agro Waste. 2014. Digestión Anaerobia.
- Ahlberg-Eliasson, K., Nadeau, E., Levén, L., Schnürer, A. 2017. Production efficiency of Swedish farm-scale biogas plants. *Biomass and Bioenergy*, 97:27-37. doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.12.002.
- Ahtiainen, H., Pouta, E., Artell J. 2015. Modelling asymmetric preferences for water quality in choice experiments with individual-specific status quo alternatives. *Water Resources and Economics*, 12:1–13. doi.org/10.1016/j.wre.2015.10.003.
- Amaral, A.C., Kunz A., Steinmetz, R.L.R., Cantelli, F., Scussiato, L.A., Karin C. 2014. Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. *Eng Agríc Jaboticabal*, 34 (3):567-576. mayo/jun.
- Amaral, A.C., Kunz, A., Steinmetz, R.L.R., Scussiato, L.A., Tápparo, D.C., Gaspareto, T.C. 2016. Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. *Journal of Environmental Management*, 168:229-235. doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.014.
- Amigun, B., Blottnitz, H. von. 2010. Capacity-cost and location-cost analyses for biogas plants in Africa. *Resources Conservation and Recycling*, 55:63–73. doi:10.1016/j.resconrec.2010.07.004.
- ANACOFER. 2011. Los fertilizantes y el amoniaco en México. Presentación realizada en el foro PEMEX Petroquímica. Coatzacoalcos Veracruz.
- Anderson, R.C., Hilborn, D., Weersink, A. 2013. An economic and functional tool for assessing the financial feasibility of farm-based anaerobic digesters. *Renewable Energy*, 51:85-92. doi.org/10.1016/j.renene.2012.08.081.
- Arellano, L., Cruz, R.M., Huerta, C. 2014. El Estiércol: material de desecho, de provecho y algo más. Ed. Instituto de Ecología, A.C. México. ISBN 978-607-7579-42-7.

- Arhoun, B., Gomez-Lahoz, C., Abdala-Diaz, R.T., Rodriguez-Maroto, J.M., Garcia-Herruzo, F., Vereda-Alonso, C. 2017. Production of biogas from co-digestion of livestock and agricultural residues: A case study. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 52(9): 856–861. doi.org/10.1080/10934529.2017.1312189.
- Araji, A.A., Abdo, Z.O. y Joyce, P. 2001. Efficient use of animal manure on cropland – economic analysis. *Bioresource Technology*, 79(2):179–191. doi: 10.1016/s0960-8524(01)00042-6.
- Argus, 2018. [http://energy-argus-petroleum-coke%20\(1\).pdf](http://energy-argus-petroleum-coke%20(1).pdf). (información revisada octubre 2019).
- ASERCA. 2013. El mercado de los fertilizantes 2011-2012. Revista Claridades Agropecuarias. No especial 239. Pp 45. ISSN 0188-9974.
- Atkins, J.P., Burdon D. 2006. An initial economic evaluation of water quality improvements in the Randers Fjord, Denmark. *Marine Pollution Bulletin*, 53:195–204. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.09.024.
- Atkins, J.P., Burdon, D., Allen, J.H. 2007. An application of contingent valuation and decision tree analysis to water quality improvements. *Marine Pollution Bulletin*, 55:591–602. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.09.018.
- Baca, C.G. 2005. Ingeniería Económica. Ed. Fondo Educativo Americano. 8va ed. Colombia. ISBN: 958-9489-32-X.
- Baca, U.G. 2013. Evaluación de proyectos. Ed. Mac Graw-Hill. 7ma ed. México. ISBN 978-607-15-0922-2.
- Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., González-García, S., 2013. Anaerobic digestion of different feedstocks: Impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Science of the Total Environment*, 463–464, 541–551. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.058.
- BANXICO. 2019a. <https://www.banxico.org.mx/>
- BANXICO. 2019b. Encuesta sobre las Expectativas de los Especialistas en Economía del Sector Privado: Junio de 2019.
- Basset-Mens, C., van der Werf, H.M.G., Robin, P., Morvan, Th., Hassouna, M., Paillat, J.-M., Verte`s, F. 2007. Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems. *Journal of Cleaner Production*, 15 :1395-1405. doi:10.1016/j.jclepro.2006.03.009.
- Batterman, S. 2004. Life-Cycle Assessment and Environmental Engineering. *Journal of Environmental Engineering*, 130:1229-1230.
- Bergstrom, J.C., Loomis, J.B. 2017. Economic valuation of river restoration: An analysis of the valuation literature and its uses in decision-making. *Water Resources and Economics*, 17: 9–19. doi.org/10.1016/j.wre.2016.12.001.

- Birol, E., Karousakis, K., Koundouri, P. 2006. Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Science of the Total Environment*, 365:105–122. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.02.032.
- Blank, L y Tarquin, A. 2012. Ingeniería Económica. Ed. Mac Graw-Hill. 7ma ed. México. ISBN: 978-607-15-0761-7.
- Bond, T., Templeton, M.R. 2011. History and future of domestic biogas plants in the developing world. *Energy for Sustainable Development*, 15:347–354. doi:10.1016/j.esd.2011.09.003.
- Brockmann, D., Hanhoun, M., Négri, O., Hélias, A. 2014. Environmental assessment of nutrient recycling from biological pig slurry treatment – Impact of fertilizer substitution and field emissions. *Bioresource Technology*, 163:270–279. doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.032.
- Bruun, S, Jensen, L.S., Vu, V.T.K., Sommer, S. 2014. Small-scale household biogas digesters: An option for global warming mitigation or a potential climate bomb?. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 33:736-741. doi.org/10.1016/j.rser.2014.02.033.
- Call, S.T. y Holahan, W.L. 1985. Microeconomía. 2da ed, Ed. Iberoamérica. México.
- Cansu, E.F., Martínez-Blanco, J., Finkbeiner, M., Neubauer, P., Junne, S., 2016. Life cycle assessment of flexibly fed biogas processes for an improved demand- oriented biogas supply. *Bioresource Technology*, 219:536–544. doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.123.
- CAPUFE. 2004. Tabla de rendimientos: combustible para vehículos, maquinaria y equipo de conservación. Documento de la Dirección Técnica Gerencia de Instalaciones y Maquinaria.
- CCAC. 2015. Hora de Actuar para reducir los contaminantes climáticos de vida corta. 2da ed. Paris, Francia.
- CCE. 2002. Swine training Manual. (https://www.clemson.edu/extension/camm/manuals/swine/sch4_03.pdf)
- Chae, K.J., Yim, S.K., Choi, K.H., Park, W.K., Lim, D.K. 2002. Anaerobic digestion of swine manure: Sung-Hwan farm-scale biogas plant in Korea. Reference Code: DAAL-084.
- Chen, S, Chen, B., Song, D. 2012. Life-cycle energy production and emissions mitigation by comprehensive biogas–digestate utilization. *Bioresource Technology*, 114:357–364. doi.org/10.1016/j.biortech.2012.03.084.
- Cleary, J. 2009. Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environment International*, 35:1256–1266. doi:10.1016/j.envint.2009.07.009.
- CML. 2018. <http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>.

- CMM. 2009. Modelos Integrales de economía y cambio climático: La ruta de México hacia una economía sustentable de alta eficiencia energética y baja intensidad de carbón. 3er reporte Metodología para valorar las externalidades asociadas con la generación de electricidad.
- CONAGUA. 2017. Estadísticas del agua en México. Documento oficial.
- CORE. 2019. <https://www.co2offsetresearch.org>
- Couse, R.H. 1960. El problema del costo social. Traducción autorizada al español.
- Cristeche, E., Penna, J.A. 2008. Métodos de valoración económica de los servicios ambientales. Ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. ISSN 1851-6955.
- Croxatto, V.G.C., ten Hoeve, M., Birkved, M., Sommer, S.G., Bruun, S. 2014. Choosing co-substrates to supplement biogas production from animal slurry – A life cycle assessment of the environmental consequences. *Bioresource Technology*, 171: 410–420. doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.099.
- Cullimore, D.R., Maule, A., Mansuy, N. 1985. Ambient Temperature Methanogenesis from Pig Manure Waste Lagoons: Thermal Gradient Incubator Studies. *Agricultural Wastes*, 12:147-157.
- De Gregorio, J. 2007. Macroeconomía: Teoría y Políticas. Ed Pearson.
- De Vries, J.W., Vinken, T.M.W.J., Hamelin, L., De Boer, I.J.M.. 2012a. Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy – A life cycle perspective. *Bioresource Technology*, 125 : 239–248. doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.124.
- De Vries, J.W., Groenestein, C.M., De Boer, I.J.M.. 2012b. Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. *Journal of Environmental Management*, 102:173-183. doi:10.1016/j.jenvman.2012.02.032.
- Del Saz-Salazar, S., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R. 2009. The social benefits of restoring water quality in the context of the Water Framework Directive: A comparison of willingness to pay and willingness to accept. *Science of the Total Environment*, 407:4574–4583. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.05.010.
- Deng, L., Chen, Ch., Zheng, D., Yang, H., Chen, Y.L.Z. 2016. Effect of temperature on continuous dry fermentation of swine manure. *Journal of Environmental Management*, 177:247-252. doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.029.
- Dennehy, C., Lawlor, P.G., Jiang, Y., Gardiner, G.E., Xie, S., Nghiem, L.D., Zhan, X. 2017. Greenhouse gas emissions from different pig manure management techniques: a critical analysis. *Front. Environ. Sci. Eng.* 11(3): 11. doi 10.1007/s11783-017-0942-6.
- Dodds, W.K., Bouska, W.W., Eitzmann, J.L., Pilger, T.J., Pitts, K.L., Riley, A.J., Schloesser, J.T., Thornbrugh, D.J. 2009. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environmental Science & Technology*, 43(1):12-19. doi: 10.1021/es801217q.

- DOF. 2014. Lineamientos que establecen los criterios para el otorgamiento de Certificados de Energías Limpias y los requisitos para su adquisición.
- DOF. 2016. Acuerdo por el que se emite el Manual de Interconexión de Centrales de Generación con Capacidad menor a 0.5 MW.
- DOF. 2016b. LISTA de combustibles que se considerarán para identificar a los usuarios de patrón de alto consumo, así como los factores para determinar las equivalencias en términos de barriles equivalentes de petróleo.
- Domínguez-Araujo, G., Galindo-Barboza, A. J., Salazar-Gutiérrez, G., Barrera-Camacho, G., Sánchez-García, F.J. 2014. Las excretas porcinas como materia prima para procesos de reciclaje utilizados en actividades agropecuarias. INIFAP Folleto Técnico Núm. 6. Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco, Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México. 46p.
- Dong, Y., Hauschild, M., Sørup, H., Rousselet, R., Fantke, P. 2019. Evaluating the monetary values of greenhouse gases emissions in life cycle impact assessment. *Journal of Cleaner Production*, 209:538-549. doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.205.
- Ecosystem Marketplace. 2017. Unlocking Potential: State of Voluntary Carbon Markets. <https://www.forest-trends.org>
- Energy. 2019. Renewable energy in Europe: key for climate objectives, but air pollution needs attention. European Environment Agency. PDF TH-AM-19-015-EN-N - ISBN 978-92-9480-199-9 - ISSN 2467-3196 -doi: 10.2800/172133.
- Engler, C.R., Jordan, E.R., McFarland, M.J., Lacewell, R.D. 2002. Economics and Environmental Impact of Biogas Production as a Manure Management Strategy. Available online at: <https://www.semanticscholar.org/paper/Economics-and-Environmental-Impact-of-Biogas-as-a-Engler-Jordan/0fc2065054d1d4c644e01c44bcc3f984cb7a9e3a>
- Espinosa-Salgado, R., Saucedo-Castañeda, G., Monroy-Hermosillo, O. 2020. Composting a digestate from the organic fraction of urban solid wastes. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*. 19 (Sup 1):1-8. doi.org/ 10.24275/ rmiq/ IA1236.
- FAO. 2002. Reporte de la Iniciativa de la Ganadería, el Medio Ambiente y el Desarrollo (LEAD) - Integración por Zonas de la Ganadería y de la Agricultura Especializadas (AWI) - Opciones para el Manejo de Efluentes de Granjas Porcícolas de la Zona Centro de México. <http://www.fao.org/wairdocs/LEAD/X6372S/x6372s00.htm#Contents> (revisado en marzo del 2018).
- FAO. 2006. El valor del agua. Revista Enfoques (<http://www.fao.org/ag/esp/revista/0603sp1.htm>)
- FAO. 2011a. Manual para la valoración social de: impactos y daños ambientales de actividades agrícolas. Venezuela.
- FAO. 2011b. Manual de Biogás. Santiago de Chile. ISBN 978-95-306892-0
- FAO. 2016. <http://www.fao.org/livestock-environment/es/>

- Fertilizerworks. 2019. (<http://fertilizerworks.com/sites/default/files/reports/SE%20Asia%20Ammonium%20Sulphate%20Price%20Graph%20-%203%20October%202019.pdf>)
- Field, B. y Field, M. 2003. *Economía Ambiental*. Ed Mc Graw Hill. Madrid.
- FIRCO. 2011. Diagnóstico general de la situación actual de los sistemas de biodigestión en México. Documento oficial.
- FIRCO. 2015. Borrador Identificación y Metodología para la medición de Co-impactos del PDRS. Documento Interno del Proyecto de Desarrollo Rural Sustentable.
- Fusi, A., Bacenetti, J., Fiala, M., Azapagic, A., 2016. Life cycle environmental impacts of electricity from biogas produced by anaerobic digestion. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 4, 26. doi.org/10.3389/fbioe.2016.00026.
- Garfí, M., Martí-Herrero, J., Garwood, A., Ivet Ferrer, I. 2016. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 60:599–614. doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.071.
- Gebrezgabher, S.A., Meuwissen, M.P.M., Prins, B.A.M., Oude Lansink, A.G.J.M. 2010. Economic analysis of anaerobic digestion—A case of Green power biogas plant in The Netherlands. NJAS – Wageningen. *Journal of Life Sciences*, 57:109–115. doi:10.1016/j.njas.2009.07.006.
- Ginés de Rus. 2008. Análisis coste-beneficio: evaluación económica de políticas y proyectos de inversión. 3ra ed, Ed Ariel. España.
- Ginting, N., Zuhri, F., Hasnudi, Mirwandhono, E., Sembiring, I., Daulay, A.H. 2018. Financial analysis of biogas utilization: input cattle, pig feces and coffee waste in Karo, Indonesia. IOP Conf. Series: *Earth and Environmental Science*, 122 012128. doi:10.1088/1755-1315/122/1/012128.
- Giudice, F., La Rosa, G., Risitano, A. 2006. Product design for the environment: A life cycle approach. Ed. CRC Press Taylor & Francis Group, USA. ISBN: 978-0-8493-2722-3.
- Güereca, H.P. 2006. Desarrollo de una metodología para la valoración en el análisis del ciclo de vida aplicada a la gestión integral de residuos municipales. Tesis doctoral. Barcelona, España.
- Hamelin, L., Wesnæs, M., Wenzel, H., Petersen, B.M. 2011. Environmental consequences of future biogas technologies based on separated slurry. *Environmental Science & Technology*, 45: 5869–5877. doi.org/10.1021/es200273j.
- Hanley, N., Wright, R.E., Alvarez-Farizo, B. 2006. Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the water framework directive. *Journal of Environmental Management*, 78:183–193. doi:10.1016/j.jenvman.2005.05.001.
- Henning, S., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C. 2009. La larga sombra del ganado: problemas ambientales y opciones. FAO. Roma Italia. ISBN 978-92-5-305571-5.

- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R. 2010. Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: An empirical approach for Spain. *Science of the Total Environment*, 408:953–957. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.10.028.
- Hines, W.W. y Montgomery, C.D. 1998. Probabilidad y estadística para ingeniería. Ed Compañía Editorial Continental S.A. de C.V., 2da ed, 6ta reimpresión. México. ISBN 968-26-1232-2.
- Hjerpe, T., Seppälä, E., Väisänen, S., Marttunen, M. 2017. Monetary assessment of the recreational benefits of improved water quality – description of a new model and a case study. *Journal of Environmental Planning and Management*, 60(11):1944–1966. doi.org/10.1080/09640568.2016.1268108.
- Hoeve, M. t., Hutchings, N.J., Peters, G.M., Svanström, M., Jensen, L.S., Bruun, S. 2014. Life cycle assessment of pig slurry treatment technologies for nutrient redistribution in Denmark. *Journal of Environmental Management*, 132:60-70. doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.023.
- Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. & Oosting, S. 2013. Mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en la producción ganadera – Una revisión de las opciones técnicas para la reducción de las emisiones de gases diferentes al CO₂. Editado por Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson y Harinder P.S. Makkar. Producción y Sanidad Animal FAO Documento No. 177. FAO, Roma, Italia.
- Huang, G.F., Wu, Q.T., Wong, J.W.C., Nagar, B.B. 2006. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology*, 97:1834-1842. doi:10.1016/j.biortech.2005.08.024.
- Huber, F. y Fellner, J. 2018. Integration of life cycle assessment with monetary valuation for resource classification: The case of municipal solid waste incineration fly ash. *Resources, Conservation Recycling*, 139:17–26. doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.08.003.
- IDAE. 2007. Biomasa: Digestores anaerobios. ISBN-13: 978-84-96680-21-0. Madrid, España.
- Indexmundi,2019
(<https://www.indexmundi.com/commodities/?commodity=urea&months=45¤cy=mxn>).
- INE. 1996. Instrumentos Económicos y Medio Ambiente. México.
- INE. 1997. Economía Ambiental: Lecciones de América Latina. Vega, E.L. La valuación económica de la biodiversidad en México. México.
- INECC. 2013. Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2012. SEMARNAT. México.

- INECC. 2014. Factores de emisión para los diferentes tipos de combustibles fósiles y alternativos que se consumen en México. Informe técnico del proyecto F.61157.02.005 realizado por el Instituto Mexicano del Petróleo.
- INECC. 2018. Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático.
- IPCC. 2006a. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4 Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Capítulo 10 Emisiones resultantes de la gestión del ganado y del estiércol. Elaborado por Hongmin Dong, Joe Mangino y Tim A. McAllister, Jerry L. Hatfield, Donald E. Johnson, Keith R. Lassey, Magda Aparecida de Lima y Anna Romanovskaya.
- IPCC. 2006b. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4 Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Capítulo 11 Emisiones de N₂O de los suelos gestionados y emisiones de CO₂ derivadas de la aplicación de cal y urea. Elaborado por Cecile De Klein, Rafael S.A. Novoa, Stephen Ogle, Keith A. Smith, Philippe Rochette y Thomas C. Wirth.
- IPCC. 2011. Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. ISBN 978-92-9169-131-9.
- IPCC. 2014. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental.
- IRENA. 2019 Renewable Energy Statistics 2019, The International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi.
- IRRIMEXICO. 2015. Anaerobic Biodigester Technology in Methane Capture and Manure Management in Mexico: The History and Current Situation. Reporte final.
- ISO. 2006. Normas ISO 14040. Gestión ambiental — Análisis del ciclo de vida — Principios y marco de referencia.
- Jaramillo, P., Matthews, H.S. 2005. Landfill-gas-to-energy projects: analysis of net private and social benefits. *Environmental Science & Technology*, 39 (19):7365-7373. doi/10.102/es050633j.
- Kalmykova, Y., Sadagopan, M., Rosado, L. 2018. Circular economy from review of theories and practices to development of implementation tools. *Resources, Conservation & Recycling*. 135;190-201. doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.034.
- Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K.A., Johnson, K.A., Finlay, J.C., O'Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B. 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *PNAS*. 109(45):18619–18624. doi/10.1073/pnas.1215991109.
- Kolstad, Ch. D. 2010. Environmental Economics. Second Edition. Oxford University Press.
- Kosenius, A-K. 2010. Heterogeneous preferences for water quality attributes: The Case of eutrophication in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 69:528–538. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.08.030.

- Leip, A., Ledgard, S., Uwizeye, A., Palhares, J.C.P., Aller, M.F., Amon, B., Binder, M., Cordovil, C.M.d.S., De Camillis, C., Dong, H., Fusi, A., Helin, J., Hörtenhuber, S., Hristov, A.N., Koelsch, R., Liu, Ch., Masso, C., Nkongolo, N.V., Patra, A.K., Redding, M.R., Rufino, M.C., Sakrabani, R., Thoma, G., Vertès, F., Wang, Y. 2019. The value of manure - Manure as co-product in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 241:293–304. doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.059.
- LGCC. 2018. Ley General de Cambio Climático, Última Reforma publicada DOF 13-07-2018.
- LPGGIR. 2015. Ley General para a Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Última Reforma DOF 22-05-2015.
- LIE. 2014. Ley de la Industria Eléctrica. Diario Oficial de la Federación el 11 de agosto de 2014.
- Lijó, L., González-García, S., Bacenetti, J., Fiala, M., Feijoo, G., Lema, J.M., Moreira, M.T. 2014. Life Cycle Assessment of electricity production in Italy from anaerobic co-digestion of pig slurry and energy crops. *Renewable Energy*, 68:625-635. doi.org/10.1016/j.renene.2014.03.005.
- Linares, Ll. P., Romero L.C. 2010. Economía y medio ambiente: herramientas de valoración ambiental. Documento académico.
- Lopez-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. doi:10.1016/j.jenvman.2008.07.008.
- Loyon, I, Guiziou, F., Beline, F., Peu, P. 2007. Gaseous Emissions (NH₃, N₂O, CH₄ and CO₂) from the aerobic treatment of piggery slurry. Comparison with a conventional storage system. *Biosystems Engineering*, 97:472-480. doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.030.
- Loyon, L., Burton, C.H., Misselbrook, T., Webb, J., Philippe, F.X., Aguilar, M., Doreau, M., Hassouna, M., Veldkamp, T., Dourmad, J.Y., Bonmati, A., Grimm, E., Sommer, S.G. 2016. Best available technology for European livestock farms: Availability, effectiveness and uptake. *Journal of Environmental Management*, 166:1-11. doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.046.
- LPDB. 2008. Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos. Diario Oficial de la Federación el 1o de febrero de 2008.
- LTE. 2015. Ley de Transición Energética. Diario Oficial de la Federación el 24 de diciembre de 2015.
- Luo, Y., Stichnothe, H., Schuchardt, F., Li, G., Mendoza R.H., Xu, W. 2014. Life cycle assessment of manure management and nutrient recycling from a Chinese pig farm. *Waste Management & Research*. 32(1):4–12. doi: 10.1177/0734242X13512715.

- Martin-Ortega, J., Berbel, J. 2010. Using multi-criteria analysis to explore non-market monetary values of water quality changes in the context of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 408:3990–3997. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.03.048.
- Martinez-Sanchez, V., Kromann, M.A., Astrup, T.F. 2015. Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies. *Waste Management*, 36:343–355. doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.033.
- McAuliffe, G A, Chapman, D.V., Sage, C.L. 2016. A thematic review of life cycle assessment (LCA) applied to pig production. *Environmental Impact Assessment Review*, 56 :12–22. doi.org/10.1016/j.eiar.2015.08.008.
- Mendes, C., Esquerre, K., Matos Q.L. 2015. Application of Anaerobic Digestion Model No. 1 for simulating anaerobic mesophilic sludge digestion. *Waste Management*. 35: 89–95.
- MexiCO2. 2019. Presentación Modulo II, Curso de Proyectos de Carbono. Ciudad de México.
- Mittal, S., Ahlgren, E.O., Shukla, P.R., 2018. Barriers to biogas dissemination in India: a review. *Energy Policy*, 112:361–370. doi.org/10.1016/j.enpol.2017.10.027.
- Mohammed, M., Egyir, I.S., Donkor, A.K., Amoah, P., Nyarko, S., Boateng, K.K., Ziwu, C. 2017. Feasibility study for biogas integration into waste treatment plants in Ghana. *Egyptian Journal of Petroleum*, 26:695–703. doi.org/10.1016/j.ejpe.2016.10.004.
- Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R. 2011. Cost-benefit analysis of water-reuse projects for environmental purposes: A case study for Spanish wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 92:3091-3097. doi:10.1016/j.jenvman.2011.07.023.
- Montenegro, G.A., 2001. Series de Tiempo. Pontificia Universidad Javeriana.
- Murto, M., Bjornsson, L., Mattiasson, B. 2004. Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure. *Journal of Environmental Management*, 70(2):101–107.
- Mwirigi, J., Balana, B.B., Mugisha, J., Walekhwa, P., Melamu, R., Nakami, S., Makenzi, P. 2014. Socio-economic hurdles to widespread adoption of small-scale biogas digesters in Sub-Saharan Africa: A review. *Biomass and Bioenergy*, 70:17-25. doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.02.018.
- Nayal, F.S., Mammadov, A., Ciliz, N. 2016. Environmental assessment of energy generation from agricultural and farm waste through anaerobic digestion. *Journal fo Environmental Management*, 184:389-399. doi.org./10.1016/j.jenvman.2016.09.058.
- Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E., Mogensen, L. 2012. Environmental costs of meat production: the case of typical EU pork production. *Journal of Cleaner Production*, 28:168-176. doi:10.1016/j.jclepro.2011.08.018.

- Nieto, R. J. I. 2014. Evaluación económico-ecológica de las alternativas de manejo de los residuos sólidos urbanos para mitigar gases de efecto invernadero en la Ciudad de México. Tesis para obtener el grado de Doctora en Economía.
- NMX-AA-030-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de Prueba.
- NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de Prueba.
- NOM-003-SEMARNAT-1997 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.
- NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.-Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.
- NOM-161-SEMARNAT-2011. Que establece los criterios para clasificar a los Residuos de Manejo Especial y determinar cuáles están sujetos a Plan de Manejo; el listado de los mismos, el procedimiento para la inclusión o exclusión a dicho listado; así como los elementos y procedimientos para la formulación de los planes de manejo. Viernes 1 de febrero de 2013.
- OECD. 2003. The forgotten benefits of climate change mitigation: Innovation, technological leapfrogging, employment, and sustainable development. ENV/EPOC/GSP(2003)16/FINAL.
- Ojeda, M.I., Mayer, A.S., Solomon, B.D. 2007. Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta. *Ecological Economics*, 65 (1): 155-166. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.06.006.
- Oleszkiewicz, J.A., Koziarski, S. 1983. Optimization of wastes treatment with reference to biogas and protein recovery. US Environmental. Protection Agency, Report 600/A-83-023, 228.
- Oleszkiewicz, J.A. 1986. Kinetics of Piggery Wastes Treatment in Anaerobic Lagoons. *Agricultural Wastes*, 16:13-25.
- Paavola, T., y Rintala, J. 2008. Effects of storage on characteristics and hygienic quality of digestates from four co-digestion concepts of manure and biowaste. *Bioresource Technology*, 99:7041–7050. doi:10.1016/j.biortech.2008.01.005.
- Paccanelli, N., Teli, A., Scaglione, D., Insabato, G., Casula, A. 2015. Comparison based on environmental effects of nitrogen management techniques in a manure digestate case study. *Environmental Technology*, 36(24):3176-3185. doi: 10.1080/09593330.2015.1055820.
- Pan, D., Zhou, G., Zhang, N., Zhang, L. 2016. Farmers' preferences for livestock pollution control policy in China: a choice experiment method. *Journal of Cleaner Production*, 131:572-582. doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.133.
- Pearce, D. 1985. Economía ambiental. Fondo de Cultura Económica, México.

- Peerapong, P. Limmeechokchai, B. 2017. Biogas-based electricity generation in swine farm in Thailand: Economic and CO₂ reduction aspects. *Energy Procedia*, 138:657-661. doi: 10.1016/j.egypro.2017.10.185.
- PER. 2018. Prospectiva de Energías Renovables 2018-2032. SENER.
- Pérez, E.R. 2008. El lado oscuro de la ganadería. Problemas del Desarrollo. *Revista Latinoamericana de Economía*. 39 (154):217-227.
- Pigou, A.C., 1932. *The Economics of Welfare*. 4 ed.
- Pindyck y Rubinfeld, 2001. *Microeconomía*. Ed. Alhambra, 5ta ed. España. ISBN 9788420531311.
- Pinos-Rodríguez, J.M., García-López, J.C., Peña-Avelino, L.Y., Rendón-Huerta, J.A., González-González, C., Tristán-Patiño, F. 2012. Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia*, 46: 359-370.
- Piot-Lepetit, I. 2014. Technological externalities and environmental policy. How to simulate manure management regulation within a DEA framework. *Ann Oper Res*, 214:31–48. doi 10.1007/s10479-010-0744-8.
- Pires, A., Martinho G., y Chang N. 2010. Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *Journal of Environmental Management*, 92:1033-1050. doi:10.1016/j.jenvman.2010.11.024.
- Pizzol, M., Weidema, B., Brandao, M., Osset, P. 2015. Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review. *Journal of Cleaner Production*, 86:170-179. doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.007.
- Prapasongsa, T, Christensen, P., Schmidt, J.H., Thrane, M. 2010. LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems. *Journal of Cleaner Production*, 18 :1413-1422. doi:10.1016/j.jclepro.2010.05.015.
- Pretty, J.N., Mason, C.F., Nedwell, D.B., Hine, R.E., Leaf, S. Dils, R. 2003. Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales. *Environmental Science & Technology*, 37(2): 201-208. doi: 10.1021/es020793k.
- PRONASE. 2014. Programa Nacional para el Aprovechamiento Sustentable de la Energía 2014-2018. Documento Oficial, México.
- Provenzano, M.R., Malerba, A.D., Pezzolla, D., Gigliotti, G. 2014. Chemical and spectroscopic characterization of organic matter during the anaerobic digestion and successive composting of pig slurry. *Waste Management*, 34:653–660. doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.001.
- Ramírez-Arpide, F.R., Demirer, G.N., Gallegos-Vázquez, C., Hernández-Eugenio, G, Santoyo-Cortés, V.H., 2018. Life cycle assessment of biogas production through anaerobic co- digestion of nopal cladodes and dairy cow manure. *Journal of Cleaner Production*, 172:2313-2322. doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.180.

- Rasheed, R., Khan, N., Yasar, A., Su, Y, Tabinda, A.B., 2016. Design and cost-benefit analysis of a novel anaerobic industrial bioenergy plant in Pakistan. *Renewable Energy*, 90:242-247. doi.org/10.1016/j.renene.2016.01.008.
- Rehl, T. y Müller, J. 2011. Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. *Resources, Conservation and Recycling*, 56:92–104. doi:10.1016/j.resconrec.2011.08.007.
- Rios, G. 2008. Series de Tiempo. Universidad de Chile. Chile.
- ROAP. 2015. Reglas de operación para los programas de agua potable, alcantarillado y saneamiento y tratamiento de aguas residuales a cargo de la Comisión Nacional del Agua, aplicables a partir de 2016. Diario Oficial, 23 de diciembre de 2015.
- Rodriguez-Verde, I., Regueiro, L., Carballa, M., Hospido, A., Lema, J.M. 2014. Assessing anaerobic co-digestion of pig manure with agroindustrial wastes: The link between environmental impacts and operational parameters. *Science of the Total Environment*, 497–498:475–483. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.127.
- Romero, R.B. 2003. El análisis del ciclo de vida y la Gestión Ambiental. Tendencias tecnológicas. Boletín IIE, julio-septiembre.
- Roubík, H., Mazancova, J., Banout, J., Verner, V. 2016. Addressing problems at small-scale biogas plants: a case study from central Vietnam. *Journal of Cleaner Production*, 112:2784-2792. doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.114.
- Rupf, G.V., Bahri, P.A., de Boer, K., McHenry, M.P. 2015. Barriers and opportunities of biogas dissemination in Sub-Saharan Africa and lessons learned from Rwanda, Tanzania, China, India, and Nepal. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52:468–476. doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.107.
- Sáez, J.A., Clemente, R., Bustamante, M.A., Yañez, D., Bernal, M.P. 2017. Evaluation of the slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm e Agronomical and environmental implications. *Journal of Environmental Management*, 192:57-67. doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.040.
- Safley, L.M., Westerman, P.W. 1988. Biogas production from anaerobic lagoons. *Biological Wastes*, 23:181-193.
- Safley, L.M., Westerman, P.W. 1992. Performance of a low temperature lagoon digester. *Bioresource Technology*, 41:167-175.
- SAGARPA-SENASICA. 2004. Manual de buenas prácticas de producción en granjas porcícolas. México. Pp 85
- Salazar, S.E., Fortis, H.M., Vázquez, A.A., Vázquez, V.C. 2003. Abonos Orgánicos y Plasticultura. Facultad de Agricultura y Zootecnia de la UJED, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, COCyTED. Gómez Palacio, México. 233 p. ISBN: 658-6404-63-5.

- Sambusiti, C, Monlau, F., Ficara, E., Musatti, A., Rollini, M., Barakat, A., Malpei, F. 2015. Comparison of various post-treatments for recovering methane from agricultural digestate. *Fuel Processing Technology*, 137:359–365. doi.org/10.1016/j.fuproc.2015.04.028.
- Scarlat, N., Dallemand, J-F. Fahl F. 2018. Biogas: Developments and perspectives in Europe. *Renewable Energy*, 129:457-472. doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006.
- Sefic, W.A. 2009. Life cycle analysis: A step by step approach. Reporte de Illinois Sustainable Technology Center, Illinois USA. Disponible en línea http://www.istc.illinois.edu/info/library_docs/TR/TR040.pdf
- SEMARNAT. 2020 Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. Documento Oficial, México.
- SENER. 2012. Prospectiva de Energías Renovables 2012-2026. Documento Oficial, México.
- SENER. 2017. Programa de Desarrollo del Sistema Eléctrico Nacional 2017-2031.
- SENER. 2018a. Reporte de avance de energías limpias, primer semestre 2018. Documento Oficial, México.
- SENER. 2018b. Prospectiva de petróleo crudo y petrolíferos 2018-2032. Documento Oficial, México.
- SIAP. 2018. Resumen Nacional 2009-2018 https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/516347/Inventario_2018_Resumen.pdf
- SIE. 2019. <http://sie.energia.gob.mx/bdiController.do?action=cuadro&cvecua=IIIBC02>
- Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsidig, E.A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Masera, O., Mbow, C., Ravindranath, N.H., Rice, C.W., Robledo, A.C., Romanovskaya, A., Sperling, F., Tubiello F. 2014: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- SOAPAP. 2019. (<http://www.aguapuebla.mx/index.php/marco-regulatorio/tarifas>)
- Solis, M.L. 2005. La escasez, el costo y el precio del agua en México. *Economía UNAM*. 2 (6): 24-42.
- Stiglitz, J.E. 2000. La economía del sector público. Ed. Antoni Bosch, 3ra ed, España.
- Styles, D., Dominguez, E.M., Chadwick, D. 2016. Environmental balance of the UK biogas sector: An evaluation by consequential life cycle assessment. *Science of the Total Environment*, 560-561:241-53. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.236.

- Surendra, K.C., Takara, D., Hashimoto, A.G., Khanal, S.K. 2014. Biogas as a sustainable energy source for developing countries: opportunities and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 31:846–859. doi.org/10.1016/j.rser.2013.12.015.
- Szanto, G.L., Hamelers, H.V.M., Rulkens, W.H., Veeken, A.H.M. 2007. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technology*, 98:2659-2670. doi:10.1016/j.biortech.2006.09.021.
- Tambone, F., Scaglia, B., D'Imporzano, G., Schievano, A., Orzi, V., Salati, S., Adani, F. 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere* 81:577–583. doi:10.1016/j.chemosphere.2010.08.034.
- Teagas, 2019. <https://www.teagasc.ie/crops/soil--soil-fertility/organic-manures/> (3/10/2019).
- Tigini, V., Franchino, M., Bona, F., Varese, G.C. 2016. Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure. *Science of the Total Environment* 551–552:127–132. Doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.004.
- Torrijos, M. 2016. State of Development of Biogas Production in Europe. International Conference on Solid Waste Management, 5IconSWM 2015. *Procedia Environmental Sciences*, 35:881 – 889. doi:10.1016/j.proenv.2016.07.043.
- UN (United Nations), 2019. <https://offset.climateneutralnow.org>
- UNAM. 2018. ¿Pagamos lo justo por el agua?. Gaceta UNAM.
- UNDP. 2016. Climate Credit Mechanisms - Clean Development Mechanism.
- UNFCCC/CCNUCC. 2012. Methodological Tool "Project and leakage emissions from anaerobic digesters" (Version 01.0.0). EB 66 Report Annex 32. CDM Executive Board.
- USEIA. 2020. U.S. Energy Information Administration (<https://www.eia.gov/energyexplained/renewable-sources/>)
- Van Stappen, F, Mathot, M., Decruyenaere, V., Lories, A., Delcour, A., Planchon, V., Goffart, J-P., Stilmant, D. 2016. Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant. *Journal of Environmental Management*, 175:20-32. doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.020.
- Vanotti, M.B., Szogi, A.A., Hunt, P.G, Millner, P.D., Humenik, F.J. 2007. Development of environmentally superior treatment system to replace anaerobic swine lagoons in the USA. *Bioresource Technology*, 98:3184–3194. doi:10.1016/j.biortech.2006.07.009.
- Vázquez-Rowe, I., Golkowska, K., Lebuf, V., Vaneekhaute, C., Michels, E., Meers, E., Benetto, E., Koster, D. 2015. Environmental assessment of digestate treatment technologies using LCA methodology. *Waste Management*, 43 : 442–459. doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.007.

- Velásquez Piñas, J.A., Venturini, O.J., Silva Lora, E.E., Almazan del Olmo, O., Calle Roalcaba, O.D. 2019. An economic holistic feasibility assessment of centralized and decentralized biogas plants with mono-digestion and co-digestion systems. *Renewable Energy*, 139:40-51. doi.org/10.1016/j.renene.2019.02.053.
- Vu, Q.D., de Neergaard, A., Tran, T.D., Hoang, H.T.T., Vu, V.T.K, Jensen, L.S. 2015a. Greenhouse gas emissions from passive composting of manure and digestate with crop residues and biochar on small-scale livestock farms in Vietnam. *Environmental Technology*, 36(23):2924-2935. doi.org/10.1080/09593330.2014.960475.
- Vu, T.K.V., Vu, D.Q., Jensen, L.S., Sommer, S.G., Bruun, S. 2015b. Life Cycle Assessment of Biogas Production in Small-scale Household Digesters in Vietnam. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, 28(5):716-729. doi.org/10.5713/ajas.14.0683.
- Wang, Y., Dong, H., Zhu, Z., Gerber, P.J., Xin, H., Smith, P., Opio, C., Steinfeld, H., Chadwick, D. 2017. Mitigating Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Swine Manure Management: A System Analysis. *Environmental Science & Technology*, 51:4503–4511. doi: 10.1021/acs.est.6b06430.
- Wang, X., Chen, Y., Sui, P., Gao, W., Qin, F., Wu, X., Xiong, J. 2014. Efficiency and sustainability analysis of biogas and electricity production from a large-scale biogas project in China: an emergy evaluation based on LCA. *Journal of Cleaner Production*, 65:234-245. doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.09.001.
- Wolter, M, Prayitno, S., Schuchardt, F. 2004. Greenhouse gas emission during storage of pig manure on a pilot scale. *Bioresource Technology*, 95:235–244. doi:10.1016/j.biortech.2003.01.003.
- Xie, S. 2012. Evaluation of biogas production from anaerobic digestion of pig manure and grass silage. A dissertation submitted to the National University of Ireland in fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy. <http://hdl.handle.net/10379/302>.
- Xu, X., Ma, Z., Chen, Y., Gu, X., Liu, Q., Wang, Y., Sun, M., Chang, D. 2018. Circular economy pattern of livestock manure management in Longyou, China. *J Mater Cycles Waste Manag.* 20:1050-1062. doi.org/10.1007/s10163-017-0667-4.
- Yasar, A., Nazir, S., Rasheed, R., Tabinda, A.B., Nazar, M., 2017. Economic review of different designs of biogas plants at household level in Pakistan. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* 74, 221–229. doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.128.
- Yedla, S., Park, H.-S. 2009. Co-benefit as an approach to align climate change concerns with national development objectives: solid waste management. *J Mater Cycles Waste Manag.* 11:123–129. doi 10.1007/s10163-008-0234-0.
- Yiridoe, E.K., Gordon, R., Brown, B.B. 2009. Nonmarket cobenefits and economic feasibility of on-farm biogas energy production. *Energy Policy*, 37:1170–1179. doi:10.1016/j.enpol.2008.11.018.

-
- Zaks, D.P.M., Winchester, N., Kucharik, C.J., Barford, C.C., Paltsev, S., Reilly, J.M. 2011. Contribution of anaerobic digesters to emissions mitigation and electricity generation under U.S. climate policy. *Environmental Science & Technology*, 45:6735–6742. doi.org/10.1021/es104227y.
- Zeng, Y., De Guardia, A., Dabert, P. 2016. Improving composting as a post-treatment of anaerobic digestate. *Bioresource Technology*, 201:293–303. doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.013.
- Zhang, Y., White, M.A., Colosi, L.M. 2013. Environmental and economic assessment of integrated systems for dairy manure treatment coupled with algae bioenergy production. *Bioresource Technology*, 130:486–494. doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.123.
- Zhang, L., Loha, K-Ch., Zhang, J. 2019. Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: Current status and prospects. *Bioresource Technology Reports*, 5:280–296. doi.org/10.1016/j.biteb.2018.07.005.

ANEXO A

Descarga de la Granja (canal de excretas)



Biodigestor 1



Biodigestor 2



Laguna de Sedimentación



Tanques de Aireación



Humedal



Motogeneradores (Biogás)



Compostaje



Diagrama A1. Resumen fotográfico del muestreo y monitoreo en la Granja Porcícola “Topoyanes”.

Tabla A1. Temperatura media en el Aeropuerto Internacional de Puebla “Hermanos Serdan” durante los años 2015 y 2016.

	Temperatura (°C)	
	2015	2016
Enero	13.3	12.5
Febrero	14.5	15.9
Marzo	15.5	16.6
Abril	18.4	19.9
Mayo	17.4	19.6
Junio	16.9	17.5
Julio	16.9	ND
Agosto	17.4	ND
Septiembre	16.7	ND
Octubre	16.4	17.8
Noviembre	16.4	15.8
Diciembre	14.6	16.7

ND = Dato no disponible

Tabla A2. Información recabada en campo y estimaciones realizadas del consumo de energía eléctrica en el tratamiento de los residuos.

Información Recabada							Estimaciones			
Punto de proceso	Equipo	Número de equipos	Potencia (HP)	Flujo (L/s)	Tiempo (h)	Frecuencia mensual	Potencia (kW)	Energía (kWh)	Energía (kWh/mes)	Energía total (kWh/mes)
Lavado de excretas en criaderos	Hidrolavadoras	2	7.5	0.3	4	Diario (30)	5.595	22.38	671	1,342
Bombeo de excretas diluidas del cárcamo a los biodigestores	Bomba Lodera	2	7.5	9	1	Terciado (15)	5.595	5.595	84	168
Bombeo de digestato fuera del biodigestor	Bomba Autocebante	2	25	16	0.5	Semanal (4)	18.65	9.325	37	74
Mezclado en el interior de los biodigestores	Bomba Autocebante	2	25	16	3.5	Semanal (4)	87.5	306.25	1,225	2,450
Bombeo de efluentes líquidos de lagunas de sedimentación a tanques de aireación	Bomba Lodera	1	7.5	9	4	Semanal (4)	5.595	22.38	89	89
Burbujeo en Tanques de aireación	Bomba	1	7.5		16	Diario (30)	5.595	89.52	2,686	2,686
Bombeo de agua para riego de la cisterna del humedal al tanque	Bomba Lodera	1	3	2.5	3	Terciado (15)	2.238	6.714	101	101
Riego de agua	Centrífuga	1	15		4	Semanal (4)	11.19	44.76	179	179
Total										7090

Tabla A3. Registros de la CFE del consumo de energía eléctrica en la granja.

Año	Mes	Consumo de energía (kWh/mes)	Observaciones
2015	Enero	40,851	Digestores en operación
	Febrero	42,659	Digestores en operación
	Marzo	41,642	Digestores en operación
	Abril	29,252	Digestores en operación
	Mayo	28,363	Digestores en operación
	Junio	32,599	Digestores en operación
	Julio	36,303	Digestores en operación
	Agosto	31,891	Digestores en operación
	Septiembre	27,732	Digestores en operación
	Octubre	32,850	Digestores en operación
	Noviembre	36,185	Digestores en operación
	Diciembre	41,359	Digestores en operación
2016	Enero	33,608	Digestores en operación
	Febrero	34,954	Digestores en operación
	Marzo	39,388	Digestores en operación
	Abril	31,014	Digestores en operación
	Mayo	42,614	Digestores en operación
	Junio	44,427	Digestores en operación
	Julio	43,516	Digestores en operación
	Agosto	45,059	Digestores en operación
	Septiembre	44,439	Digestores en operación
	Octubre	42,409	Digestores en operación
	Noviembre	47,759	Un Digestor fuera de operación
	Diciembre	49,047	Digestores fuera de operación

Tabla A4. Estimación de la producción de biogás (m³/mes) y generación de energía (kWh/mes).

Año	Mes	Energía a partir de biogás	Biogás convertido a energía	Biogás quemado	Biogás liberado por fugas	Biogás liberado con digestato	Biogás total
2015	Enero	15,286	15,286	2,038	1,019	2,038	20,381
	Febrero	13,478	13,478	1,797	899	1,797	17,971
	Marzo	14,495	14,495	1,933	966	1,933	19,327
	Abril	26,885	26,885	3,585	1,792	3,585	35,847
	Mayo	27,774	27,774	3,703	1,852	3,703	37,032
	Junio	23,538	23,538	3,138	1,569	3,138	31,384
	Julio	19,834	19,834	2,645	1,322	2,645	26,445
	Agosto	24,246	24,246	3,233	1,616	3,233	32,328
	Septiembre	28,405	28,405	3,787	1,894	3,787	37,873
	Octubre	23,287	23,287	3,105	1,552	3,105	31,049
	Noviembre	19,952	19,952	2,660	1,330	2,660	26,603
	Diciembre	14,778	14,778	1,970	985	1,970	19,704
2016	Enero	22,529	22,529	3,004	1,502	3,004	30,039
	Febrero	21,183	21,183	2,824	1,412	2,824	28,244
	Marzo	16,749	16,749	2,233	1,117	2,233	22,332
	Abril	25,123	25,123	3,350	1,675	3,350	33,497
	Mayo	13,523	13,523	9,018	902	1,803	18,031
	Junio	11,710	11,710	16,742	1,674	3,347	33,473
	Julio	12,621	12,621	18,044	1,804	3,608	36,077
	Agosto	11,078	11,078	15,838	1,583	3,167	31,666
	Septiembre	11,698	11,698	16,725	1,672	3,344	33,438
	Octubre	13,728	13,728	19,627	1,962	3,924	39,241
	Noviembre	8,378	8,378	11,978	1,197	2,395	23,948
	Diciembre	0	0	0	0	0	0

Tabla A5. Especificaciones de operación de los biodigestores.

	Unidad	Valor
No de digestores	-	2
Tipo de digestor	-	Laguna anaerobia
Tipo de operación		continua
Volumen total	m ³	3,106
Capacidad de operación	%	85
Volumen de operación	m ³	2,630
Flujo de entrada	m ³ /día	16.2
Flujo de salida de efluente líquido	m ³ /día	14.1
Flujo de salida de digestato	t/semana	23
Flujo de salida de biogás	m ³ /día	989

Tabla A6. Especificaciones de operación de los generadores.

	Unidad	Valor
No de motogeneradores	-	2
Tipo de motogeneradores	-	Combustión de biogás
Potencia continua	kWh	65
Capacidad de operación	kWh	30 - 35
Eficiencia	kWh/m ³ biogás	1
Voltaje	volts	220
Amperaje	amperes	213
Consumo de biogás al 100%	m ³ /h	60
Especificaciones del biogás	% CH ₄	70

Tabla A7. Especificaciones de operación de la etapa de producción de composta.

	Unidad	valor
Dimensiones de plancha de concreto	m	4 x 60 x 0.20
Cajones de compostaje	m	3 x 3 x 2
Volumen de pilas de composta	m ³	10 - 13.5
Número de pilas	pilas/semana	8-10
Tiempo de compostaje	días	60
Volumen de composta final	t/semana	7.5

Tabla A8. Especificaciones de operación del tratamiento de efluentes líquidos.

	Unidad	Valor
Numero de Lagunas de sedimentación	-	2
Volumen Laguna Sedimentación 1	m ³	600
Volumen Laguna de Sedimentación 2	m ³	1,700
Numero de Tanques de Aireación	-	4
Volumen Tanques de Aireación	m ³	250
Volumen de trabajo de Tanques de Aireación	m ³	125
Volumen Humedal	m ³	600
Volumen de Cisterna	m ³	30
Volumen Tanque de Almacenamiento	m ³	60

Tabla A9. Comparativo de procesos de digestión anaerobia en granja porcinas en diversos países.

	Topoyanes México	Sung-Hwan Korea¹	Concórdia, Santa Catarina, Brazil²	Perugia, Central Italy³	Central Sichuan Province, China⁴	Checar 5	Carolina del Norte, USA⁶
Tipo de Reactor	Laguna Anaerobia	Reactor cilindro Semi-continuo	Reactor Húmedo		Reactor seco semi continuo	Laguna anaerobia	Laguna Anaerobia
Volumen	2,887 m ³	-	10 m ³		4.6 L		0.9 ha
Flujo (m3/día)	16.2	10	0.56 – 1.88			1.2 – 15 L/día	39
TRH (día)	162	20	17.86 – 5.32	25	61.7 días	3 - 38	180
Temperatura	Ambiente (30°C)	35°C	36°C	37°C	35 °C	21 -23	5 – 28°C
Carga Orgánica	0.16 kg SVT/m ³ .día	-	0.45 – 1.50 kg SV/m ³ .día		3.46 g VS /L día	0.36 – 4.7 kg DQO/m ³ día	
Entrada							
pH	7.1	7.0 – 7.4	-	8.7	8.1		7.6
Sólidos totales	12,153– 50,499 mg/L	3,750-40,800 mg/L	-	4.5 (%)	27.4 % (BH)	11300 mg/L	13,216 mg/L
Sólidos volátiles	8,353 – 42,300 mg/L	2,620-29,115 mg/L	-	77.1 (%)	77.8% TS	8250 mg/L	8,035 mg/L
Nitrógeno total	-	500-3,561 mg/L	-	-	2.28% of TS	925 -990 mg/L	1,584 mg/L
Salida							
pH	7.5	7.0 – 7.4	-	8.29	7.50 - 7.75		
Sólidos totales	2,926 - 4005 mg/L	-	-	6.0 (%)	-	3200 – 1600 mg/L	
Sólidos volátiles	1,113 – 1,561 mg/L	-	-	65 (%)	-	1800 – 750 mg/L	
Biogás							
Composición	75.6% CH ₄ 24.4% CO ₂	68-73 % CH ₄ 27-30 % CO ₂	77.92 – 74.72 % CH ₄	600 ml/LCH ₄ 400 ml/LCO ₂	59.5% CH ₄		
Rendimiento de biogás	1.2 m ³ /kg SVT	0.70 m ³ /kgVS	0.112 - 0.649 m ³ CH ₄ /kg VS	-	0.411 L biogás /g VS		

¹ Chae et al., 2002; ² Amaral et al., 2014; ³ Provenzano et al., 2014; ⁴ Deng et al., 2016; ⁵ Oleszkiewics et al., 1983; ⁶ Vanotti et al., 2007

ANEXO B

Tabla B1. Inventario de datos para los cuatro sistemas evaluados, expresados por 1 ton de excretas totales (excretas sólidas + excretas líquidas).

	Unidad	S1	S2	S3	S4
Entradas					
Materia					
Excretas sólidas	kg	120.1	120.1	120.1	120.1
Excretas líquidas diluidas	kg	4039.7	4039.7	4039.7	4039.7
Recursos					
Agua	kg	3159.9	1508.6	3159.9	3159.9
Energía					
Electricidad	MJ	-	-	109.1	25.5
Combustible (diésel)	kg	0.93	0.95	0.93	0.82
Salidas					
Productos Intermedios					
Digestato	kg	426.8	737.7	426.8	-
Efluente líquido	kg	3,611.7	3,420.1	3,611.7	-
Biogás	kg	122.1	210.7	122.1	-
Productos					
Energía eléctrica	MJ	323.1	624.6	0	-
Composta	kg	140.0	142.0	140.0	-
Agua tratada	kg	1,685.3	1,651.3	1,685.3	-
Bioabono sólido	kg	-	-	-	95.4
Bioabono líquido	kg	-	-	-	1,707.4
Bioabono semisólido	kg	-	-	-	89.3
Emisiones al aire					
Vapor de agua	kg	377.0	575.6	377.0	-
CO ₂ -biogénico	kg	144.8	113.9	308.4	64.1
CO ₂ -fósil	kg	2.94	2.98	2.94	2.44
CO	kg	0.036	0.07	0.05	-
CH ₄	kg	11.8	17.79	11.8	17.28
N ₂ O	kg	0.131	0.081	0.129	0.072
NH ₃	kg	7.0	6.91	6.06	5.88
H ₂ S	kg	0.013	0.022	0.013	-
SO ₂	kg	0.048	0.008	0.40	-
Liberaciones al agua					
Nitrógeno Total	kg	-	-	-	2.81
DQO	kg	-	-	-	155.1

ANEXO C

Tabla C1. Precio de la tonelada de CO₂ en pesos Mexicanos.

Año	¹ Tipo de cambio	Precio \$/tCO _{2e}		
		Promedio	Min	Max
2015	15.88	47.64	15.88	79.41
2016	18.69	56.07	18.69	93.44
2017	18.91	56.72	18.91	94.53
2018	19.24	57.71	19.24	96.19
2019	19.26	57.77	19.26	96.29

¹ Banco de México

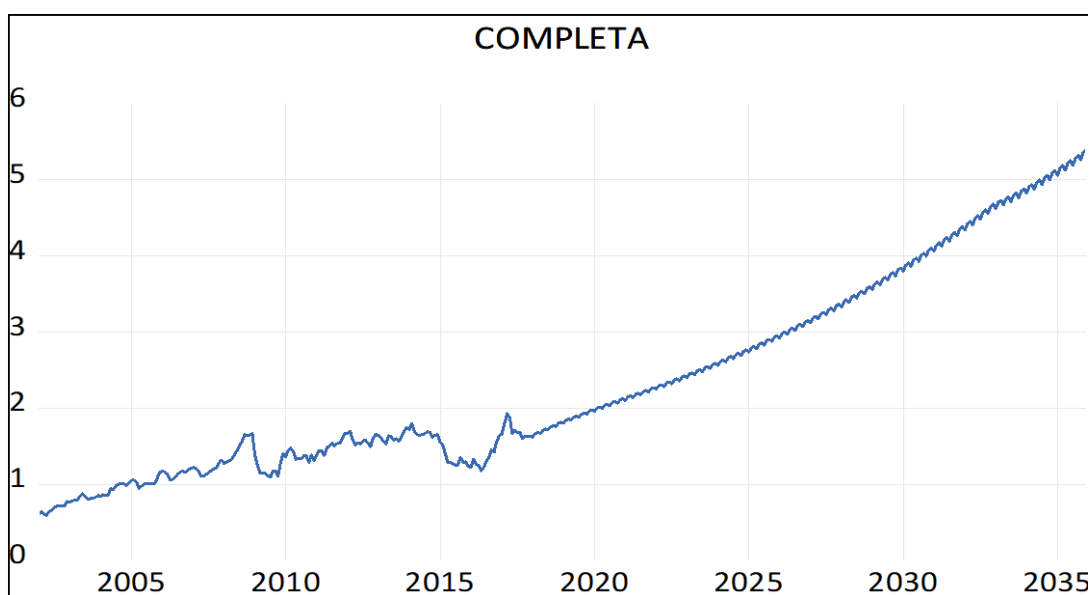


Figura C1. Datos históricos mensuales (2002 al 2017) de los precios de la electricidad (\$/kWh) en México obtenidos del SIE de la Secretaría de Energía. Proyecciones al 2034 por el modelo estadístico ARMA (4,3).

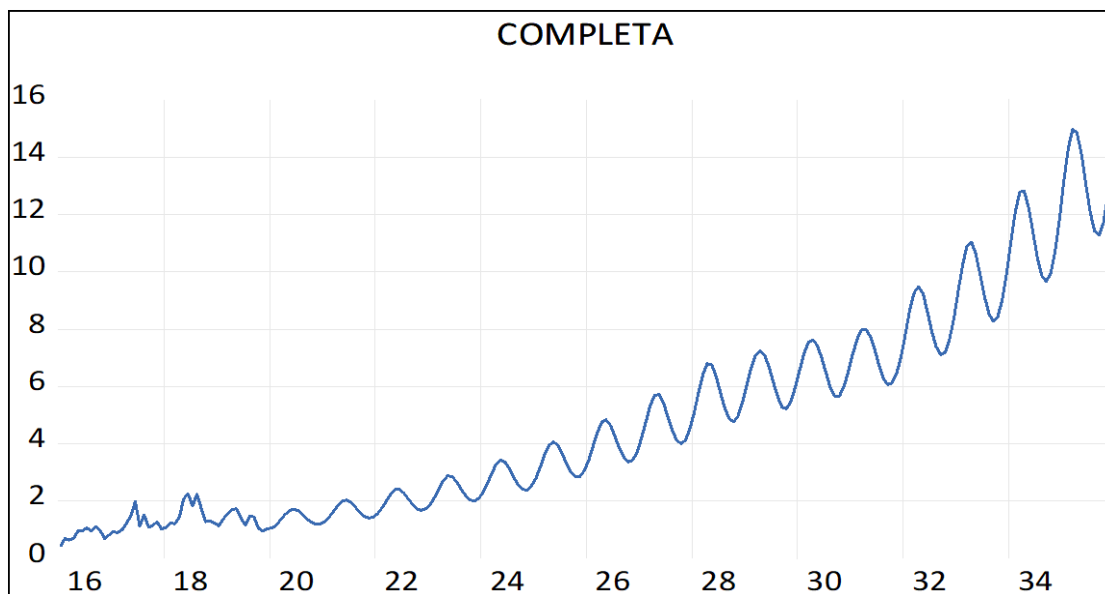


Figura C2. Datos históricos mensuales (2016 al 2019) de los precios de la venta de electricidad (\$/kWh) en México obtenidos del mercado de energía a corto plazo del CENACE. Proyecciones al 2034 por el modelo estadístico ARMA (4,2).

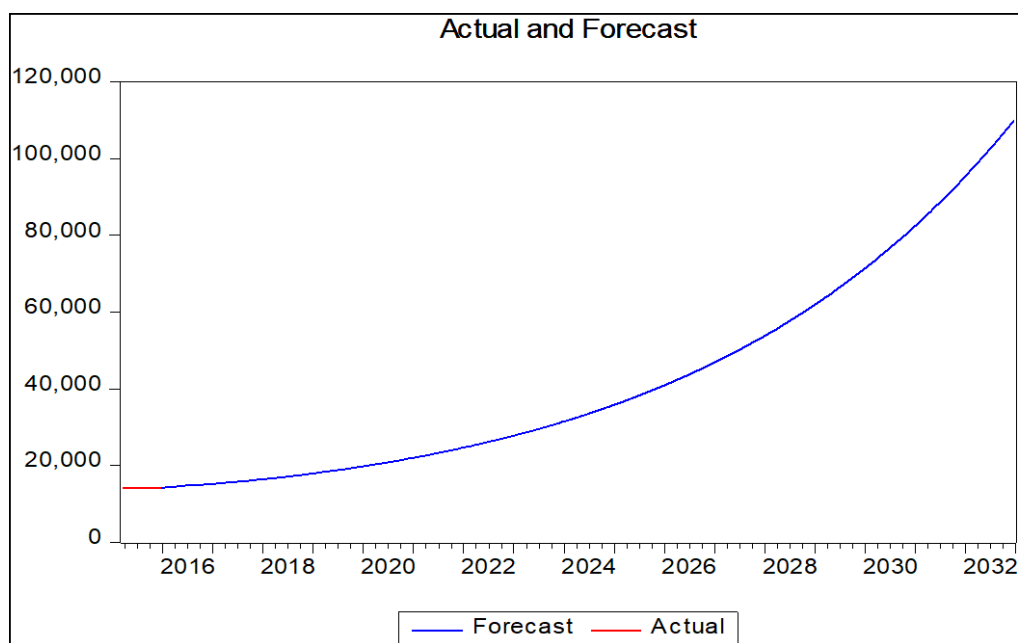


Figura C3. Datos históricos mensuales (1995 al 2016) de los precios al público del diésel (\$/L) en México obtenidos del SIE de la Secretaría de Energía. Proyecciones al 2034 por el modelo estadístico ARMA (8,4).

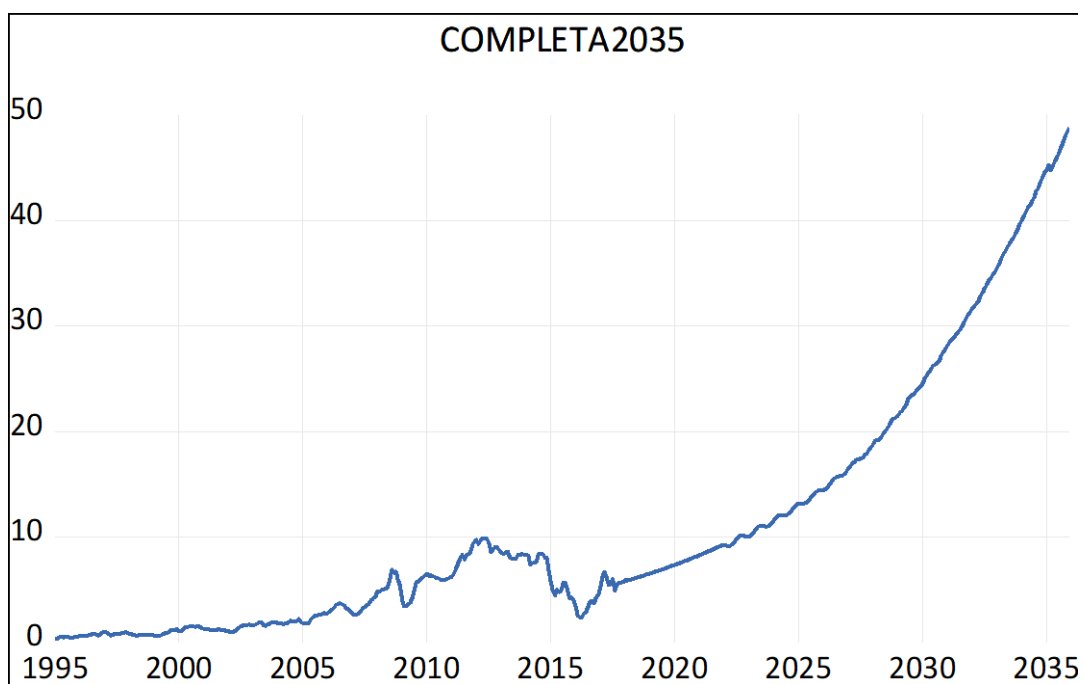


Figura C4. Datos históricos mensuales (1995 al 2017) de los precios del combustible (\$/L) en México obtenidos del SIE de la Secretaría de Energía. Proyecciones al 2034 por el modelo estadístico ARMA (0,5).

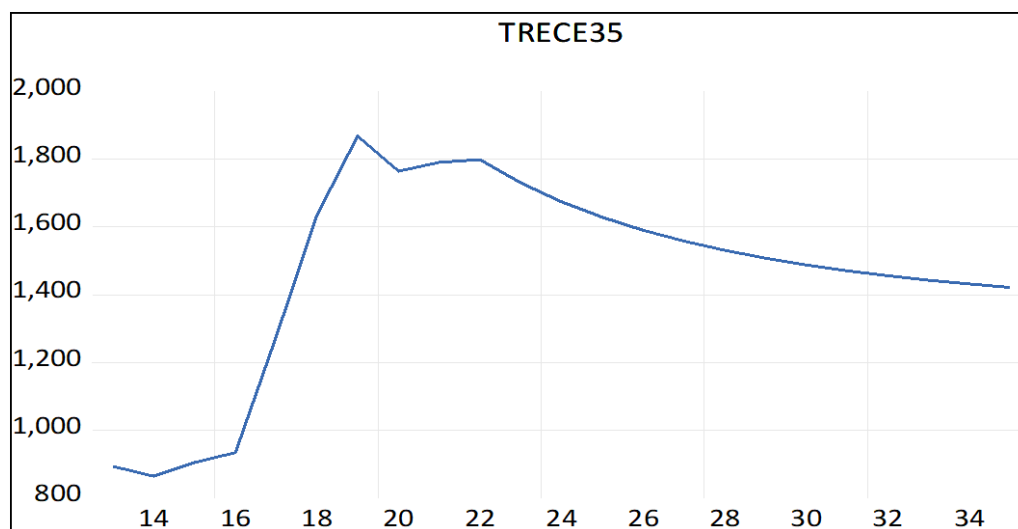


Figura C5. Datos históricos anuales (2013 al 2019) y proyecciones al 2022 de los precios del coque de petróleo (\$/L) obtenidos de Energy ARGUS. Proyecciones al 2034 por el modelo estadístico ARMA (1,1).

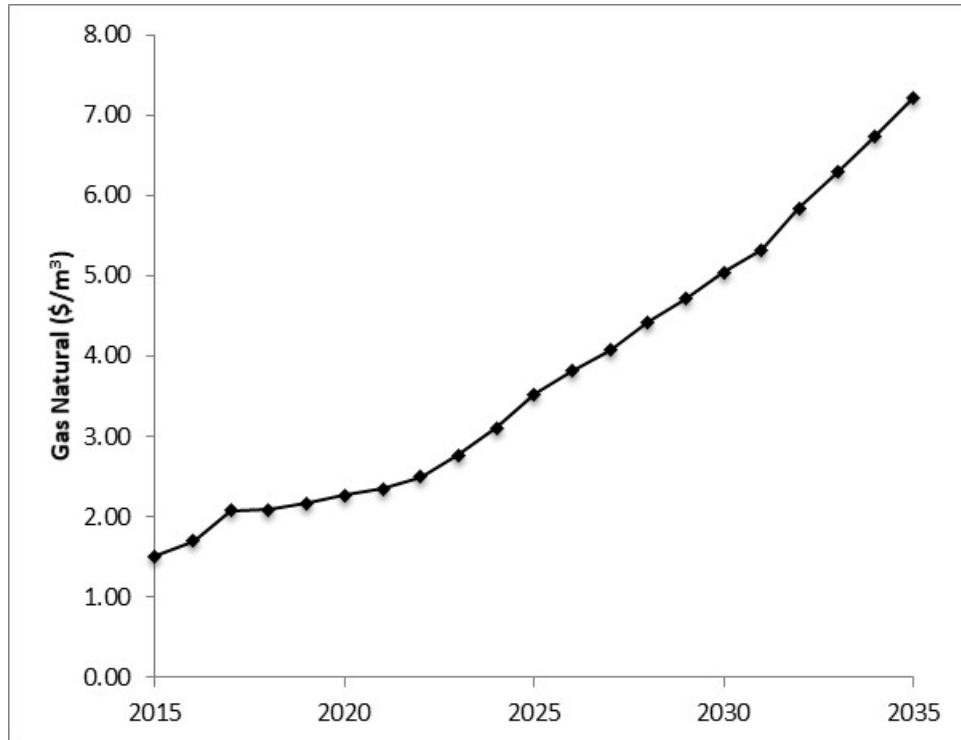


Figura C6. Datos históricos (2015 al 2019) y proyecciones anuales al 2034 de los precios del gas natural obtenidos del “Anual Energy Outlook 2019” publicado por la USEIA.

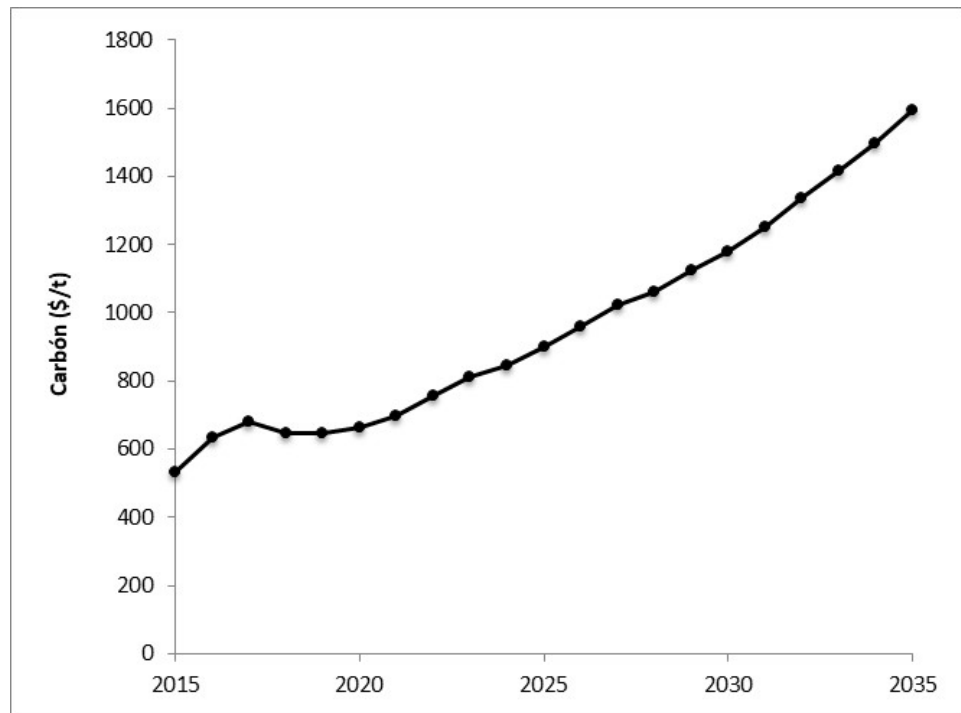


Figura C7. Datos históricos (2015 al 2019) y proyecciones anuales al 2034 de los precios del carbón obtenidos del “Anual Energy Outlook 2019” publicado por la USEIA.

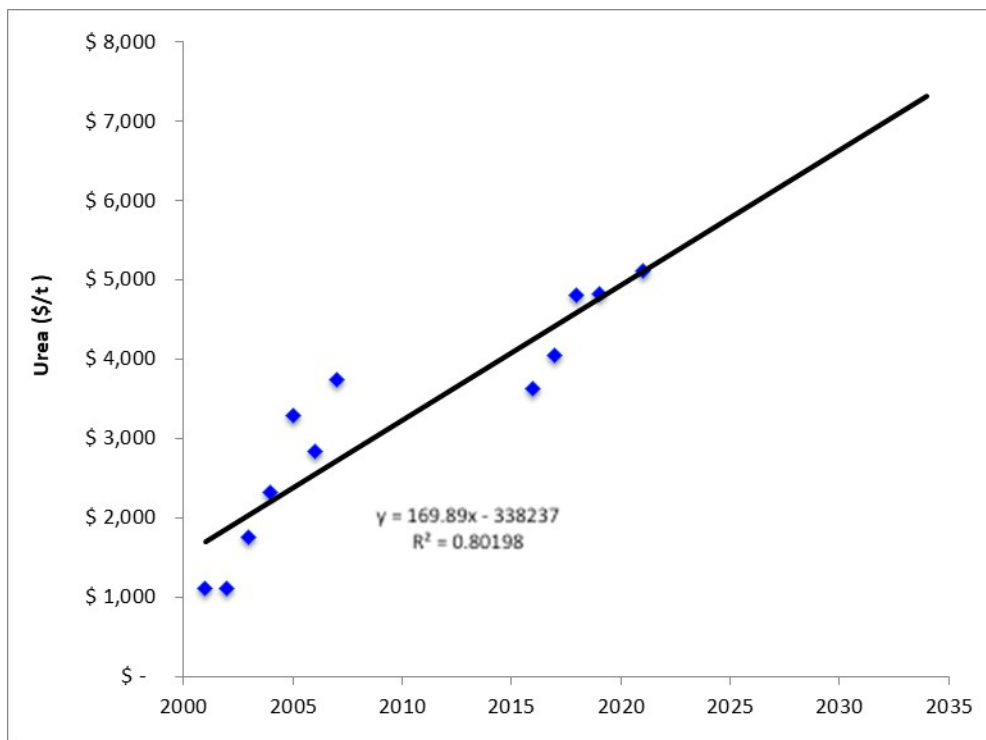


Figura C8. Datos históricos anuales (2000 al 2017) del precio de la urea en México obtenidos del SIE de la Secretaría de Energía. Proyecciones al 2034 por regresión lineal.

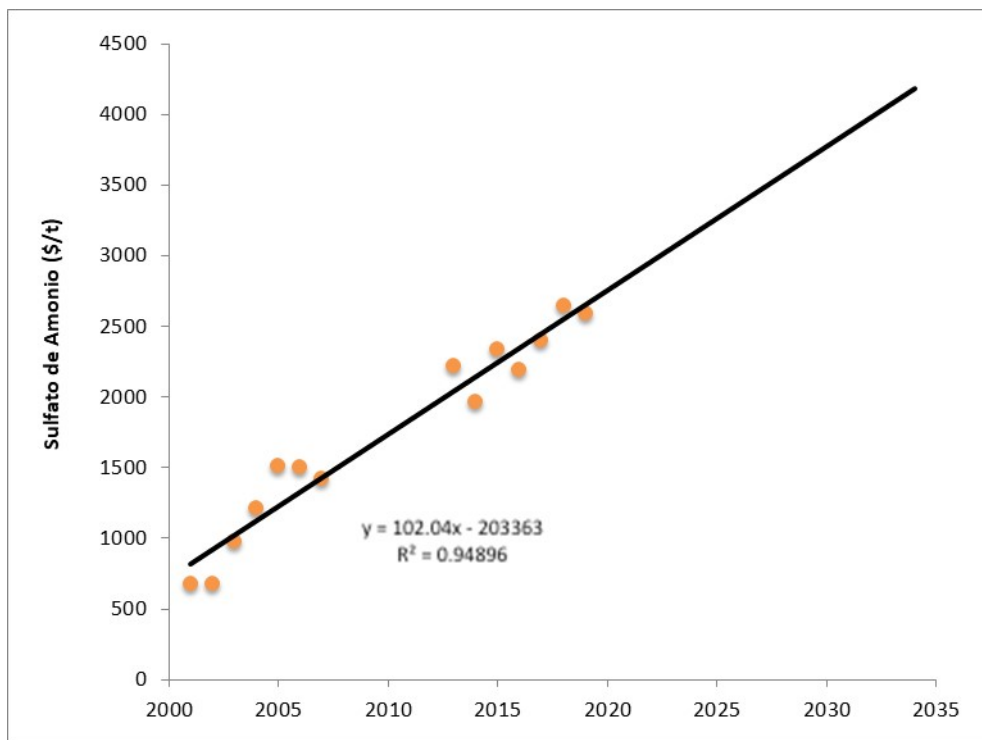


Figura C9. Datos históricos anuales (2000 al 2019) del precio del sulfato de amonio en México obtenidos del SIE de la Secretaría de Energía. Proyecciones al 2034 por regresión lineal.

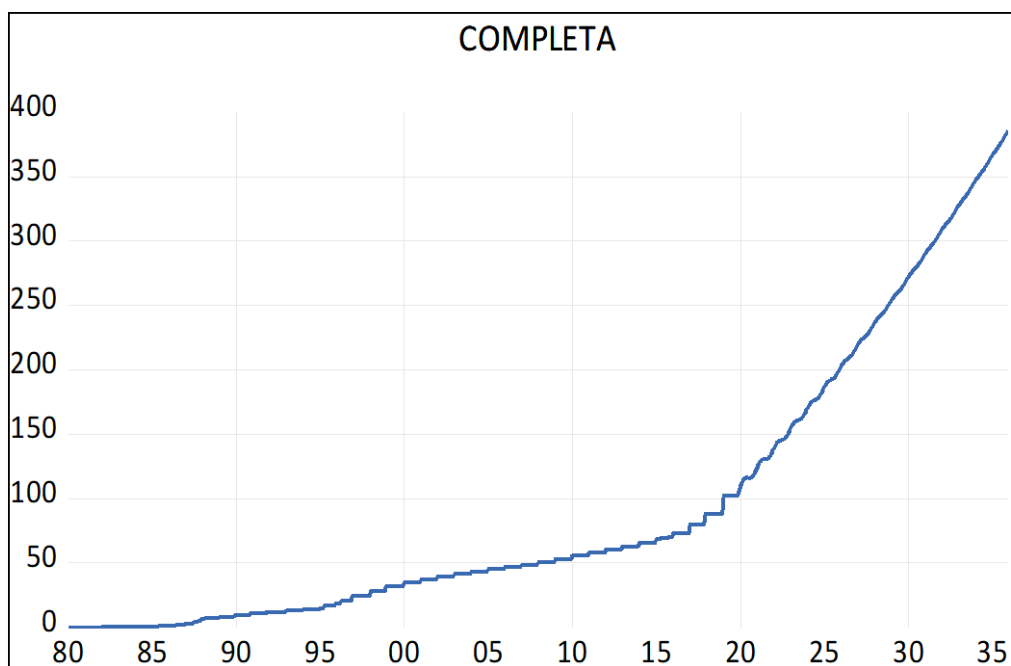


Figura C10. Datos históricos anuales (1980 al 2019) del salario mínimo (\$) en México obtenidos del Banco de México. Proyecciones al 2034 por el modelo estadístico ARMA (4,6).

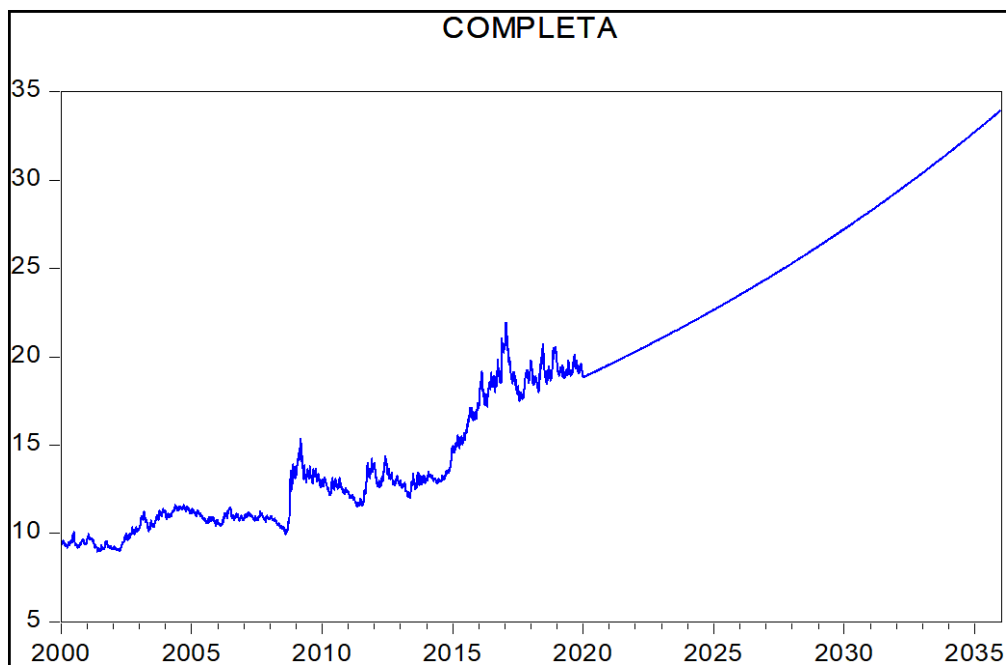


Figura C11. Datos históricos diarios (2000 al 2019) del tipo de cambio Peso-Dólar obtenidos del Banco de México. Proyecciones al 2034 por el modelo estadístico ARMA (9,8).

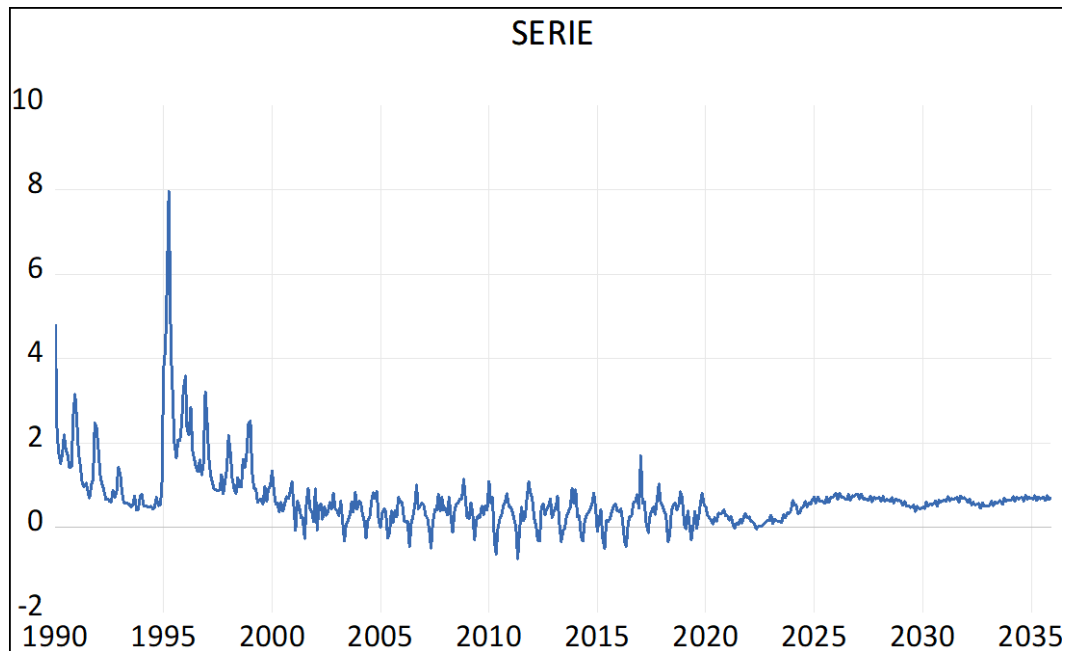


Figura C12. Datos históricos mensuales (1990 al 2019) de la Inflación (%) en México obtenidos del Banco de México. Proyecciones al 2034 por el modelo estadístico ARMA (9,8).

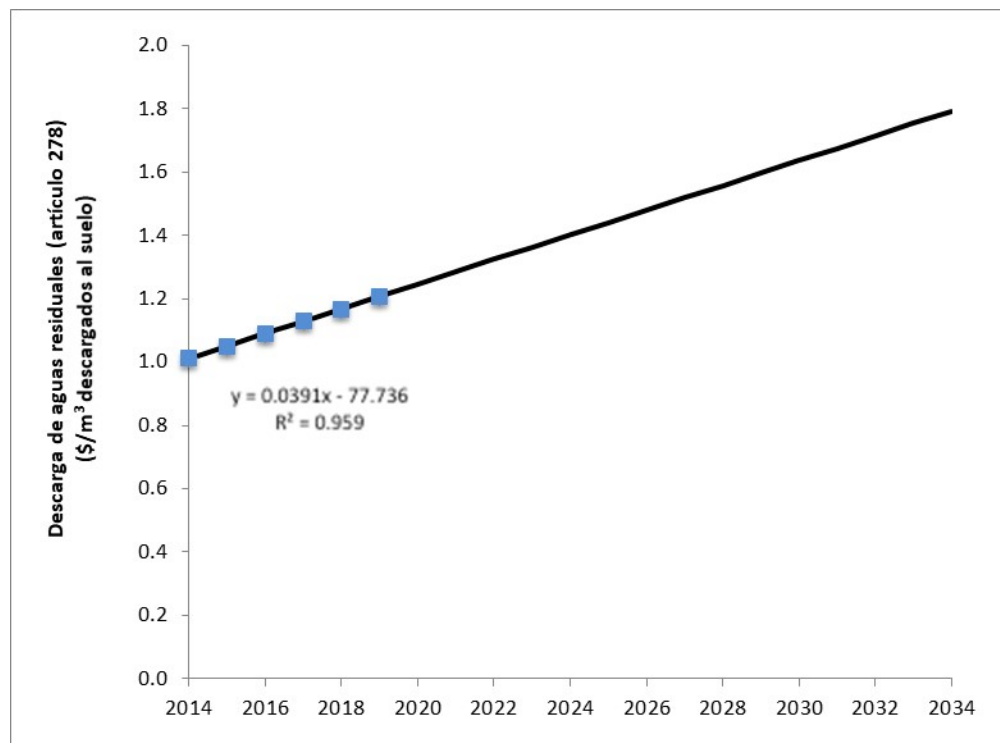


Figura C13. Datos históricos anuales (2014 al 2019) del pago de derechos por la descarga de aguas residuales en el suelo en México aplicando el artículo 278 de la Ley Federal de Derechos. Proyecciones al 2034 por regresión lineal.

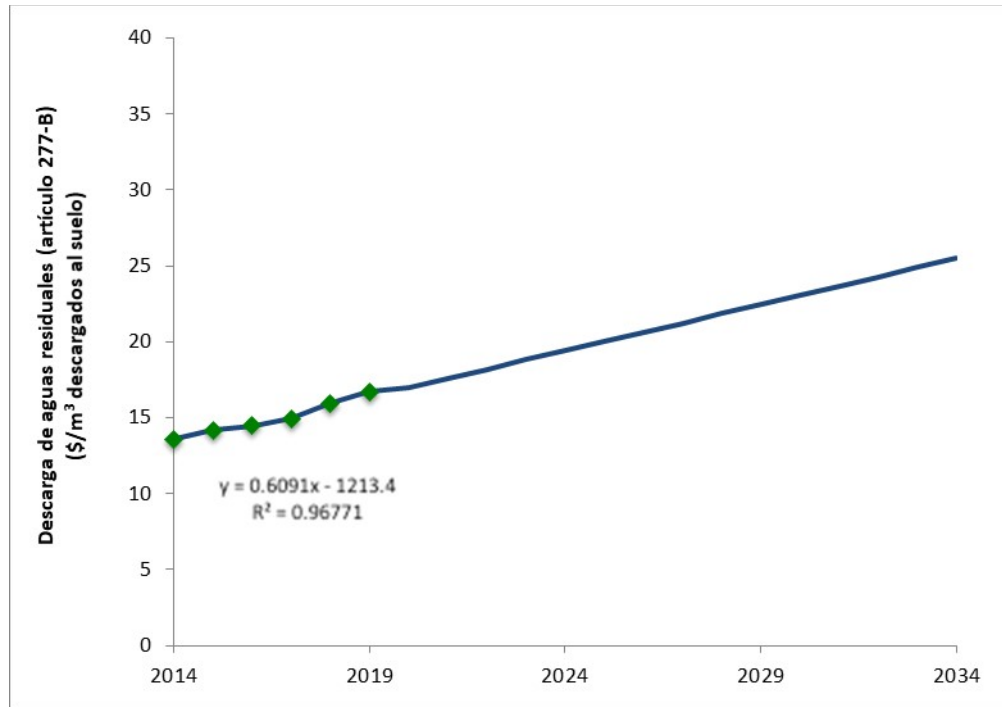


Figura C14. Datos históricos anuales (2014 al 2019) del pago de derechos por la descarga de aguas residuales al suelo en México aplicando el artículo 277-B de la Ley Federal de Derechos. Proyecciones al 2034 por regresión lineal.

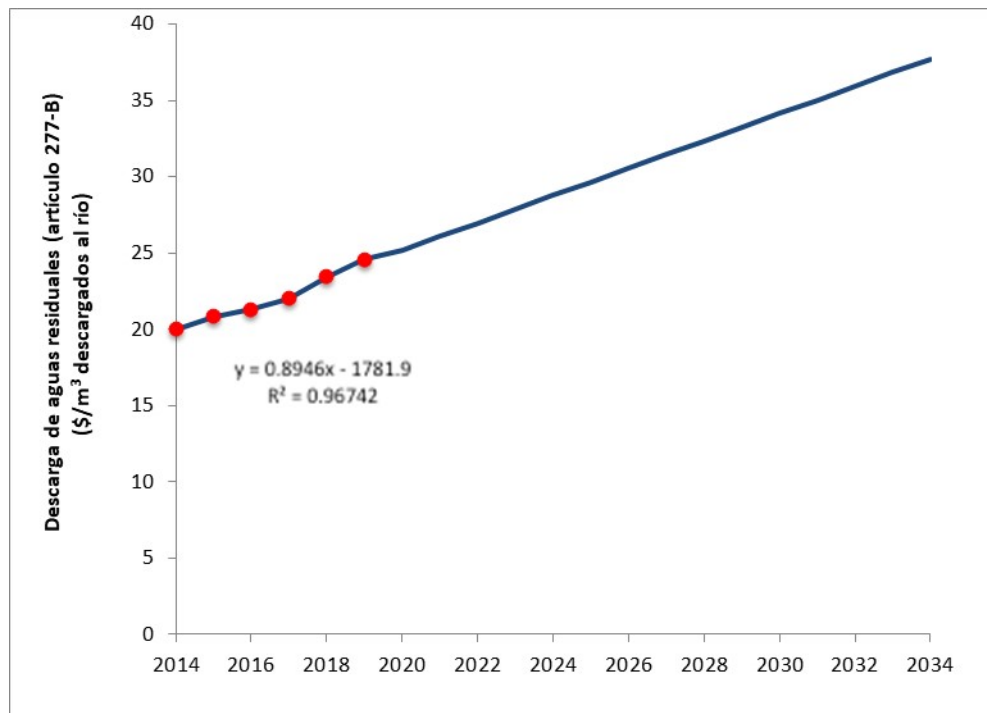


Figura C15. Datos históricos anuales (2014 al 2019) del pago de derechos por la descarga de aguas residuales a ríos en México aplicando el artículo 277-B de la Ley Federal de Derechos. Proyecciones al 2034 por regresión lineal.

Evaluación de los co-beneficios ambientales y económicos del aprovechamiento energético de las excretas porcinas



[Handwritten signature]
 MARTHA ELENA RAMIREZ ISLAS
 ALUMNA

REVISÓ
[Handwritten signature]
 MTRA. ROSALIA SERRANO DE LA PAZ
 DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBI
[Handwritten signature]
 DR. JESUS ALBERTO OCHOA TAPIA

VOCAL
[Handwritten signature]
 DR. ALEJANDRO LOME HURTADO

Con base en la legislación de la Universidad Autónoma Metropolitana, en la Ciudad de México se presentaron a las 10:00 horas del día 29 del mes de enero del año 2021 POR VÍA REMOTA ELECTRÓNICA, los suscritos miembros del jurado designado por la Comisión del Posgrado:

DR. JESUS GERARDO SAUCEDO CASTAÑEDA
 DRA. JUANA ITZCHEL NIETO RUIZ
 DR. ALEJANDRO LOME HURTADO
 DR. ALEJANDRO DE JESUS PADILLA RIVERA
 DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de Secretario el último, se reunieron a la presentación de la Disertación Pública cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS (ENERGIA Y MEDIO AMBIENTE)
 DE: MARTHA ELENA RAMIREZ ISLAS

y de acuerdo con el artículo 78 fracción IV del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

Aprobar

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó a la interesada el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

PRESIDENTE
[Handwritten signature]
 DR. JESUS GERARDO SAUCEDO CASTAÑEDA

VOCAL
[Handwritten signature]
 DRA. JUANA ITZCHEL NIETO RUIZ

VOCAL
[Handwritten signature]
 DR. ALEJANDRO DE JESUS PADILLA RIVERA

SECRETARIO
[Handwritten signature]
 DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO

El presente documento cuenta con la firma –autógrafa, escaneada o digital, según corresponda- del funcionario universitario competente, que certifica que las firmas que aparecen en esta acta – Temporal, digital o dictamen- son auténticas y las mismas que usan los c.c. profesores mencionados en ella