



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL - AIRE

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE LA ENERGÍA ELÉCTRICA GENERADA A PARTIR DE
BIOMASA RESIDUAL DE ORIGEN URBANO

TESIS
PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
I. A. ITZEL ROLÓN RODRÍGUEZ

TUTOR PRINCIPAL
DRA. LEONOR PATRICIA GÜERECÁ HERNÁNDEZ
INSTITUTO DE INGENIERÍA UNAM

COMITÉ TUTORAL
DR. JUAN MANUEL MORGAN SAGASTUME
INSTITUTO DE INGENIERÍA UNAM

DRA. IDANIA VALDEZ VAZQUEZ
INSTITUTO DE INGENIERÍA UNAM

CIUDAD UNIVERSITARIA, CDMX, NOVIEMBRE DE 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dr. Julio César Sacramento Rivero
Secretario: Dra. Idania Valdez Vázquez
Vocal: Dr. Alejandro Jesús Padilla Rivera
1^{er} Suplente: Dr. Juan Manuel Morgan Sagastume
2^{do} Suplente: Dra. Leonor Patricia Güereca Hernández

Lugar o lugares donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM.

TUTOR DE TESIS:

DRA. LEONOR PATRICIA GÜERECA HERNÁNDEZ

Financiamiento

Esta tesis fue financiada por el Fondo CONACYT-SENER/Sustentabilidad Energética a través del proyecto 247006 Centro Mexicano de Innovación en Energía, Clúster de Biocombustibles Gaseosos (CEMIE-Bio).

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para la realización de los estudios de maestría.

A la Dra. Leonor Patricia Güereca Hernández, por recibirme en su grupo de investigación Ciclo de Vida, Cambio Climático y Sostenibilidad (CiVICCS). Por su dirección y apoyo en el desarrollo de esta tesis, además de los consejos, confianza y cariño brindados.

A mi jurado, Dra. Idania Valdez Vázquez, Dr. Juan Manuel Morgan Sagastume, Dr. Alejandro de Jesus Padilla Rivera y Dr. Julio Cesar Sacramento Rivero, por sus valiosas contribuciones al presente trabajo.

A mis padres, por su apoyo y amor incondicional. Todos mis logros son el reflejo de la educación, formación y perseverancia que me dieron.

ÍNDICE

INDICE DE TABLAS.....	III
INDICE DE FIGURAS.....	IV
GLOSARIO	VI
RESUMEN.....	VII
Capítulo 1	1
1. Introducción.....	1
1.1 Justificación	1
1.2 Pregunta de investigación	3
1.3 Hipótesis.....	3
1.4 Objetivo general	3
1.4.1 Objetivos específicos	3
Capítulo 2	4
2. Marco Teórico	4
2.1 Biomasa	4
2.1.1 Biomasa residual de origen urbano.....	5
2.2 Energía a partir de biomasa	9
2.2.1 Digestión anaerobia	11
2.3 Análisis de Ciclo de Vida	15
2.3.1 Metodología de ACV	16
2.3.2 Antecedentes de ACV de energía eléctrica generada a partir de biomasa residual de origen urbano	19
Capítulo 3	23
3. Metodología	23
3.1. Definición de objetivo y alcance	23
3.1.1 Sistemas estudiados y función.....	23
3.1.2 Unidad funcional	23
3.1.3 Límites del sistema	24
3.1.4 Método de reparto.....	32
3.1.5 Metodología de evaluación de impacto seleccionada	32
3.1.6 Categorías de impacto seleccionadas	33
3.1.7 Software utilizado.....	34
3.1.8 Tipos y fuentes de datos	34
3.2 Análisis de inventarios.....	35
3.2.1 Validación de los datos	35
Capítulo 4	36
4. Análisis del Inventario	36
4.1. Inventario de la producción de energía eléctrica generada a partir de lodos de PTAR.....	37
4.2 Inventario de la producción de energía eléctrica generada a partir de FORSU	42
4.3 Inventario de la producción de energía eléctrica generada a partir de la co-digestión de lodos de purga de PTAR con la FORSU	43
Capítulo 5	47
5. Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida	47

5.1 Cambio climático.....	50
5.2 Acidificación terrestre.....	51
5.3 Disminución de la capa de ozono.....	52
5.4 Eutrofización de agua dulce.....	54
5.5 Formación de oxidantes fotoquímicos.....	56
5.6 Toxicidad humana.....	57
5.7 Agotamiento de recursos hídricos.....	59
Capítulo 6	61
6. Conclusiones y Recomendaciones.....	61
6.1 Conclusiones.....	61
6.2 Recomendaciones y trabajo futuro.....	61
REFERENCIAS.....	63
ANEXO A. Visitas de Campo	71
Planta de tratamiento de aguas residuales Xalapa I.....	71
Planta de tratamiento de aguas residuales Atotonilco.....	76
Planta Piloto de Digestión Anaerobia de Residuos Sólidos Municipales de la Facultad de Química de la UNAM	80
ANEXO B. Módulos utilizados en la modelación de los impactos ambientales	85

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características del lodo primario y del lodo activado	6
Tabla 2. Etapas del tratamiento de lodos.....	6
Tabla 3. Composición de los residuos sólidos urbanos en México	9
Tabla 4. Tipo de biocombustibles a partir de biomasa.....	10
Tabla 5. Condiciones óptimas para la digestión anaerobia	13
Tabla 6. Comparación de los sistemas de digestión seca y húmeda	13
Tabla 7. Características generales del biogás	14
Tabla 8. Antecedentes de ACV de energía eléctrica generada a partir de biomasa residual de origen urbano.....	20
Tabla 9. Descripción de los sistemas tecnológicos estudiados.....	24
Tabla 10. Datos de diseño del proceso considerado para los sistemas de lodos de PTAR	26
Tabla 11. Datos de diseño del proceso considerado para los sistemas de FORSU	28
Tabla 12. Datos de diseño del proceso considerado para los sistemas de co-digestión de lodos de PTAR con FORSU	29
Tabla 13. Categorías de impacto seleccionadas	33
Tabla 14. Inventario de entradas de la producción de energía a partir de lodos de purga de PTAR. 37	
Tabla 15. Inventario de salidas de la producción de energía a partir de lodos de purga de PTAR... 39	
Tabla 16. Inventario de entradas de la producción de energía a partir de FORSU	42
Tabla 17. Inventario de salidas de la producción de energía a partir de FORSU.....	42
Tabla 18. Inventario de entradas de la producción de energía a partir de la co-digestión de lodos de purga de PTAR con FORSU	44
Tabla 19. Inventario de salidas de la producción de energía a partir de la co-digestión de lodos de purga de PTAR con FORSU	45
Tabla 20. Impacto total de cada sistema tecnológico por categoría de impacto	47
Tabla 21. Incrementos y decrementos porcentuales de los impactos ambientales respecto a sistemas base.....	49

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Títulos que conforman el marco teórico	4
Figura 2. Tipos de biomasa	5
Figura 3. Número de plantas por tipo de proceso en México.....	7
Figura 4. Composición de los residuos sólidos urbanos en México.....	8
Figura 5. Etapas de la digestión anaerobia.....	12
Figura 6. Alternativas de utilización del biogás y sus requerimientos de purificación	15
Figura 7. Estructura del método ACV	15
Figura 8. Relación entre intervenciones ambientales y áreas de protección	18
Figura 9. Metodología empleada en este estudio	23
Figura 10. Reactor experimental para pretratamiento de lodos secundarios por electrooxidación...	26
Figura 11. Laguna microalgal de alta tasa conectada a una columna de absorción de gases	27
Figura 12. Límites de los sistemas de lodos de PTAR.....	28
Figura 13. Límites de los sistemas de FORSU.....	30
Figura 14. Límites de los sistemas de co-digestión.....	31
Figura 15. Organización de los inventarios.....	36
Figura 16. Etapas de ciclo de vida de los sistemas tecnológicos.....	36
Figura 17. Impacto total normalizado de cada sistema tecnológico por categoría de impacto	48
Figura 18. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de cambio climático	51
Figura 19. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de acidificación terrestre.....	52
Figura 20. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de disminución de la capa de ozono	53
Figura 21. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de eutrofización	55
Figura 22. Contribución porcentual por etapa al impacto total en la categoría de eutrofización	55
Figura 23. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos.....	57
Figura 24. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de toxicidad humana	58
Figura 25. Contribución porcentual por etapa al impacto total en la categoría de toxicidad humana	59
Figura 26. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de agotamiento de recursos hídricos.....	60
Figura 27. Vista aérea (arriba) y plano de la PTAR Xalapa I (abajo).....	71
Figura 28. Sedimentador primario	72
Figura 29. Tanque de aireación.....	72
Figura 30. Sistema de espesamiento de lodos	73
Figura 31. Digestor anaerobio.....	73
Figura 32. Quemador de biogás	74
Figura 33. Digestato	74
Figura 34. Laboratorio.....	75
Figura 35. Cuarto de control	75
Figura 36. Canal de aguas residuales afluentes a la PTAR	76
Figura 37. Canal de entrada al proceso fisicoquímico	77
Figura 38. Silos de cloruro férrico con capacidad de 90,000 L.....	77
Figura 39. Proceso de coagulación-floculación	78

Figura 40. Proceso de lodos activados	78
Figura 41. Digestores anaerobios desde el canal de entrada	79
Figura 42. Cuarto de control	79
Figura 43. Vista isométrica del diseño de la planta piloto de digestión anaerobia de FORSU	80
Figura 44. Llegada de la FORSU a la planta.....	81
Figura 45. Composición de la FORSU.....	81
Figura 46. Trituración de la FORSU	82
Figura 47. Digestión anaerobia seca	82
Figura 48. Digestor anaerobio húmedo	83
Figura 49. Biobolsa	83
Figura 50. Filtros para la remoción de H ₂ S	84
Figura 51. Motogenerador.....	84

GLOSARIO

1,4-DB: 1,4 Diclorobenceno	O ₂ : Oxígeno
ACV: Análisis de Ciclo de Vida	P: Fósforo
ANBIO: Atlas Nacional de Biomasa	Pb: Plomo
As: Arsénico	PEO: Pretratamiento por electrooxidación
Ca: Calcio	PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales
CaCO ₃ : Carbonato de calcio	RSU: Residuos sólidos urbanos
Cd: Cadmio	SO ₂ : Dióxido de azufre
CEMIE: Centro Mexicano de Innovación en Energía	SST: Sólidos suspendidos totales
CFC-11: Triclorofluorometano	t: Tonelada
CH ₄ : Metano	tkm: Tonelada kilometro
CO ₂ : Dióxido de carbono	UF: Unidad funcional
COVs: Compuestos orgánicos volátiles	Zn: Zinc
Cr: Cromo	
Cu: Cobre	
DA: Digestión anaerobia	
DBO ₅ : Demanda bioquímica de oxígeno	
DQO: Demanda química de oxígeno	
EICV: Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida	
eq: Equivalente	
Fe: Hierro	
FeSO ₄ : Sulfato de hierro	
FORSU: Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos	
GEI: Gases de efecto invernadero	
H ₂ S: Sulfuro de hidrógeno	
Hg: Mercurio	
HRAP: Laguna microalgal de alta tasa	
ICV: Inventario de Ciclo de Vida	
K: Potasio	
Mg: Magnesio	
N: Nitrógeno	
N ₂ O: Óxido nitroso	
NA: No aplica	
NaClO: Hipoclorito de sodio	
NaHCO ₃ : Bicarbonato de sodio	
NaOH: Hidróxido de sodio NH ₃ : Amoniaco	
Ni: Níquel	
NMVOC: Compuestos orgánicos volátiles distintos del metano	
NTT: Nitrógeno total	

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar los potenciales impactos ambientales de la energía eléctrica generada a partir de biomasa residual de origen urbano a través de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida. Se analizaron ocho sistemas tecnológicos: cuatro de los sistemas trabajan con la digestión anaerobia de lodos de purga de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), dos con la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y los últimos dos con una co-digestión anaerobia de lodos de purga de PTAR con FORSU. La principal diferencia entre los sistemas fue la adición de un pretratamiento del lodo secundario y/o un postratamiento del biogás a un sistema base. El estudio se realizó con base en las Normas ISO 14040 y 14044. La unidad funcional se definió como 1 kWh de energía eléctrica generada. Los límites del estudio abarcan el ciclo de vida completo, desde la generación de la biomasa, su transporte, el acondicionamiento, la generación de biogás, la producción de energía eléctrica y la disposición de los residuos. De los ocho sistemas evaluados, el sistema de lodos de PTAR (A) es el que generó mayor impacto ambiental, mientras que, el sistema de co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (B) presentó el mejor desempeño ambiental. De acuerdo con los sistemas que presentaron los menores impactos, es posible saber que su desempeño ambiental mejoró por la implementación del pretratamiento del lodo secundario y el postratamiento del biogás. Las etapas que tuvieron mayor peso a lo largo del ciclo de vida fueron la PTAR, el pretratamiento del lodo y la generación de biogás, lo cual se explicó a que el insumo principal de las etapas mencionadas fue la energía eléctrica y, en México, ésta depende aún de los combustibles fósiles. La mayoría de los sistemas evaluados presentaron un mayor impacto en comparación con el mix eléctrico nacional. Por lo tanto, se puede concluir que el uso de energías renovables para la generación de energía eléctrica no siempre tiene ventajas ambientales sobre los sistemas compuestos principalmente por combustibles fósiles, como normalmente se espera, por lo que se deben seguir evaluando con herramientas que tengan un enfoque holístico y sistemático, como lo es la metodología de Análisis de Ciclo de Vida, para identificar oportunidades de mejora y que la producción de energías renovables sea más sustentable.

Capítulo 1

1. Introducción

La electricidad producida a partir de recursos no renovables, así como los sectores de producción y consumo de combustibles fósiles, son la mayor fuente antropogénica de emisiones de dióxido de azufre (SO₂), compuestos orgánicos volátiles distintos del metano (COVDM) y gases de efecto invernadero (GEI), entre otros contaminantes atmosféricos. Dichos contaminantes generan impactos ambientales negativos como el cambio climático, la reducción del ozono estratosférico y la exposición a sustancias persistentes, bioacumulativas y tóxicas (UN Environment, 2019).

Debido a lo anterior, la producción de energías renovables se ha puesto en el centro de la atención mundial (Chauvet and González, 2008). Su desarrollo y uso se ha convertido en parte de la estrategia de seguridad energética en diferentes países que buscan garantizar el suministro de energía, cumpliendo al mismo tiempo con compromisos internacionales (Castañeda *et al.*, 2016) como la agenda 2030 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) (UN Environment, 2015) y el Acuerdo de París (UNFCCC, 2015).

En México, la Estrategia Nacional de Energía 2014-2028 (SENER, 2014) menciona que la generación eléctrica a partir de energía limpia debe lograr el 35% de la generación total para el año 2026. Una de las acciones emprendidas para alcanzar dicho porcentaje, fue la creación de los Centros Mexicanos de Innovación en Energía (CEMIEs), en donde instituciones de educación superior, centros de investigación, empresas y otros trabajan conjuntamente para desarrollar y aprovechar cada una de las tecnologías renovables, incluyendo los biocombustibles (SENER, 2014), productos provenientes de la transformación de la biomasa utilizados para fines energéticos (Romero, 2010).

La transición del sector energético a energía más limpia implica realizar un análisis detallado de su uso, en el cual se cuantifiquen todas las emisiones, descargas o residuos que se puedan generar y que impacten en categorías como toxicidad humana, acidificación, eutrofización o formación de oxidantes fotoquímicos, así como la emisión de otros GEI como óxido nitroso (N₂O) o metano (CH₄) (Romero, 2010).

Por lo tanto, es necesario evaluar la generación de electricidad a partir de energías renovables desde un enfoque holístico que permita identificar los impactos ambientales durante toda su cadena productiva. La metodología de Análisis Ciclo de Vida (ACV), sustentada en la Norma ISO 14040 (ISO, 2006a), es una herramienta que ha probado su eficacia en la realización de estas evaluaciones, ya que se trata de una metodología cuantitativa y sistemática que determina todos los aspectos ambientales de un producto o sistema a lo largo de su ciclo de vida.

En virtud de lo anterior, el objetivo de este trabajo es evaluar los potenciales impactos ambientales de la energía eléctrica generada a partir de biomasa residual de origen urbano, mediante un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida, con la finalidad de identificar potenciales impactos ambientales y dar recomendaciones.

1.1 Justificación

Los combustibles de origen fósil han sido base para el desarrollo, sin embargo, están asociadas a la emisión de GEI, las cuales tienen diversas consecuencias negativas sobre el ambiente. De acuerdo con la Agencia Internacional de Energía (IEA), en 2015, la energía primaria a nivel mundial se generó con crudo, carbón y sus derivados, así como con gas natural, en poco más del 80%. A nivel nacional, el 90% del mix eléctrico proviene de petróleo, gas natural, carbón y condensados (SENER, 2016).

Atendiendo lo anterior, las metas de mitigación de gases de efecto invernadero establecidas en acuerdos internacionales han sido pieza fundamental en la creación de programas que promueven las

energías renovables. El impulso de este tipo de energías trae consigo múltiples beneficios, ya que mitiga estas emisiones al mismo tiempo que contribuye a la diversificación de fuentes primarias de energía, con un impacto positivo en la seguridad energética (Valle and Ortega, 2012). Es así que, debido a la creciente intervención de las energías limpias en el mundo, se han expedido diferentes políticas en esta materia con el fin de promoverlas, además de proporcionar certeza jurídica a quienes desean aprovechar su uso (International Energy Agency, 2017).

Por ejemplo, en México, para el caso específico de los combustibles generados a partir de biomasa, se desarrolló la Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos (DOF, 2008), que tiene la finalidad de coadyuvar a la diversificación energética y el desarrollo sustentable, procurando la reducción de emisiones contaminantes a la atmósfera y gases de efecto invernadero; también se elaboró el Atlas Nacional de Biomasa (ANBIO) (SENER y CFE, 2018b), a fin de poder ubicar espacialmente las principales fuentes generadoras de biomasa, además de mostrar su potencial energético; y el desarrollo de tecnologías para su uso y aprovechamiento está a cargo del CEMIE Bio.

No obstante, a medida que aumentan la participación de las energías limpias, es necesario que haya una discusión activa y continua sobre los efectos que pueden tener por las emisiones, las descargas y los residuos generados, así como por el empleo de otras fuentes de energía para el transporte de materiales y las operaciones de transformación que conlleve (Field et al, 2008; Romero, 2010).

Es así que, en esta tesis se evalúan los impactos ambientales de la generación de energía eléctrica con los dos tipos de biomasa de origen urbano que tiene registrado el ANBIO y que se encuentran bajo investigación en el CEMIE Bio: los lodos de purga de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU). Para lo anterior se optó por el uso del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), la cual es una herramienta metodológica utilizada para analizar cuantitativamente el ciclo de vida de los productos o servicios en el contexto del impacto ambiental (Goedkoop et al., 2013).

A nivel mundial se han realizado estudios de ACV de la generación de energía eléctrica a partir de la digestión anaerobia de biomasa (Dressler et al. 2012; Fusi et al. 2016; Lyng et al., 2015; Whiting y Azapagic, 2014) y, en específico, de la digestión anaerobia de los tipos de biomasa residual de origen urbano que aborda el presente trabajo: los lodos de purga (Buonocore, Mellino, Angelis, Liu, & Ulgiati, 2018; Gourdet et al., 2017; Li, Jin, Zhang, O'Hara, & Mundree, 2017; Lombardi, Nocita, Bettazzi, Fibbi, & Carnevale, 2017; Mellino et al., 2015; Mills, Pearce, Farrow, Thorpe, & Kirkby, 2014; Yoshida et al., 2018) y la FORSU (Ardolino et al. 2018; Ayodele et al. 2018; Bezama et al., 2013; Colón et al., 2012; Cremiato et al. 2018; Mancini et al. 2019; Woon et al., 2016; Xu et al. 2015). También, se han realizados ACV de la co-digestión de ambos residuos (Albini et al. 2018; Edwards et al. 2017; Eriksson et al. 2016; Jordan et al. 2016; Betzabet Morero et al. 2017; Tong et al. 2019; Woon et al., 2016).

Estos estudios tienen diferentes objetivos, entre los que destaca identificar alternativas menos contaminantes a la disposición actual de los residuos urbanos en rellenos sanitarios y al uso de combustibles fósiles con la finalidad de reducir las emisiones de GEI. En este sentido, la integración de la digestión anaerobia a la gestión integral de los residuos urbanos se ha reconocido como un método viable, en términos de CO₂ y SO₂, cuando la energía producida a partir de biogás sustituye la energía no renovable (Evangelisti et al. 2014; Li et al. 2017). Por otro lado, las evaluaciones de ACV de la producción de energía eléctrica demuestran que las tecnologías de energía renovable tienen menos emisiones de GEI en comparación con los combustibles fósiles: las opciones renovables (bioenergía, solar, geotérmica, hidroeléctrica, oceánica y eólica) oscilan entre 0.004 y 0.046 kg de CO₂ eq/kWh, mientras que los combustibles fósiles (gas natural, petróleo, carbón) varían entre 0.469 y 1.001 kg de CO₂ eq/kWh (IPCC, 2011).

Sin embargo, en México no se han llevado a cabo trabajos que permitan conocer los impactos ambientales de la producción de energía eléctrica a partir de biogás generado con lodos de purga de

PTAR y FORSU. Lo anterior resulta de relevancia dadas las metas que México se ha impuesto en materia de transición energética, ya que facilitaría la comparación con el mix eléctrico nacional, el cual depende en su mayoría de combustibles fósiles. Por consiguiente, el desarrollo de esta tesis apoya la toma de decisiones ambientalmente responsables al ser un acercamiento formal y técnico a los impactos ambientales potenciales de los sistemas tecnológicos evaluados, los cuales son:

1. Lodos de PTAR (A): Digestión anaerobia mesofílica de lodos de PTAR.
2. Lodos de PTAR (B): Digestión anaerobia mesofílica de lodos de PTAR con pretratamiento de lodos secundarios.
3. Lodos de PTAR (C): Digestión anaerobia mesofílica de lodos de PTAR con postratamiento de biogás.
4. Lodos de PTAR (D): Digestión anaerobia mesofílica de lodos de PTAR con pretratamiento de lodos secundarios y postratamiento de biogás.
5. FORSU (A): Digestión anaerobia húmeda de FORSU.
6. FORSU (B): Digestión anaerobia húmeda de FORSU con postratamiento de biogás.
7. Co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (A): Co-digestión anaerobia mesofílica de lodos de PTAR y FORSU.
8. Co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (B): Co-digestión anaerobia mesofílica de lodos de PTAR y FORSU con postratamiento de biogás.

1.2 Pregunta de investigación

Si se compara el mix eléctrico nacional con los sistemas tecnológicos evaluados en esta tesis, ¿cuál genera menos impactos ambientales?

1.3 Hipótesis

Los sistemas tecnológicos evaluados, al ser considerados tecnologías de energía renovable, generan menos impactos ambientales debido a que el mix eléctrico nacional depende en su mayoría de combustibles fósiles.

1.4 Objetivo general

Evaluar los potenciales impactos ambientales de ocho sistemas tecnológicos de producción de energía eléctrica a partir de biogás generado con biomasa residual de origen urbano mediante un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida.

1.4.1 Objetivos específicos

- Desarrollar el Inventario de Ciclo de Vida para los sistemas tecnológicos en estudio.
- Modelar los impactos ambientales generados por los sistemas tecnológicos.
- Identificar las etapas con mayores contribuciones ambientales.

Capítulo 2

2. Marco Teórico

A continuación, se abordan las secciones mencionadas en la *Figura 1*, las cuales, conforman el marco teórico que tiene como propósito contextualizar el presente trabajo.

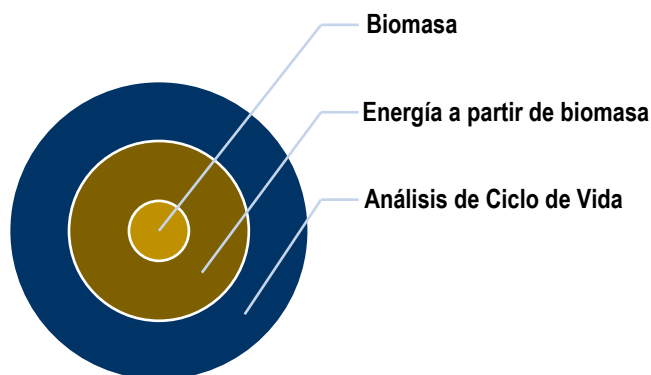


Figura 1. Títulos que conforman el marco teórico

2.1 Biomasa

Existen diferentes definiciones para la biomasa, por ejemplo, Cárdenas (2012) menciona que el término biomasa se refiere a toda la materia orgánica que puede ser convertida en energía. Por otra parte, la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR) cataloga a la biomasa como todo material de origen biológico excluyendo aquellos que han sido englobados en formaciones geológicas sufriendo un proceso de mineralización (Castells and Bordas, 2012). También se define como cualquier tipo de materia que tenga origen inmediato con un proceso biológico (Roldán, 2012). Estrada y Zapata (2004) mencionan que la palabra biomasa se refiere a todas las cosas vivas, pero particularmente con respecto al uso como fuentes de combustible y de energía de los residuos urbanos, industriales, de cultivos agropecuarios y cultivos con propósitos energéticos. Debido a que en esta tesis se trabaja con dos residuos urbanos, los lodos de purga de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), se asumió la definición de Estrada y Zapata al mencionarlos explícitamente.

La biomasa incluye una amplia gama de materiales orgánicos, que generalmente están compuestos de celulosa, hemicelulosa, lignina, lípidos, proteínas, azúcares simples y almidones. Entre estos compuestos, la celulosa, hemicelulosa y lignina son los tres componentes principales (Mohan et al., 2006). La biomasa también contiene constituyentes inorgánicos y una fracción de agua. En cuanto a la composición elemental, el carbono (51% en peso) y el oxígeno (42% en peso) contribuyen juntos a más del 90% del peso seco de una biomasa típica. Además, hay pequeñas cantidades de hidrógeno (5% en peso), nitrógeno (0.9% en peso) y cloro (0.01-2% en peso) (Demirbaş, 2000; IEA, 2006; Zhang et al., 2010).

De acuerdo con diferentes autores (Cárdenas, 2012; Castells and Bordas, 2012), los tipos de biomasa que existen son:

- a) Biomasa natural. La biomasa natural corresponde a la que se produce en ecosistemas naturales, al optar por ésta es necesario vigilar el hecho de no explotar los recursos por encima de su tasa de renovación, ya que si se llegará a sobrepasar éste se vería afectado de una forma irreversible.
- b) Biomasa residual seca. Incluye los subproductos sólidos que no fueron utilizados en las actividades forestales, agrícolas, así como los residuos de sus respectivas industrias.

- c) Biomasa residual húmeda. Son los vertidos denominados biodegradables, tal como las aguas residuales domésticas e industriales, los lodos producto de ellas, los residuos ganaderos y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU).
- d) Cultivos energéticos. Creados con el único propósito de producir biomasa transformable en combustible, este tipo de cultivos son característicos por su alta producción por unidad de superficie y año y, por los pocos requerimientos que exige su cultivo.

Por otro lado, en la Figura 2 se especifican los tipos de biomasa conforme al Atlas Nacional de Biomasa (ANBIO) (SENER y CFE, 2018), en donde la biomasa se clasifica en dos grupos principales: biomasa y biomasa residual. En el caso del primer grupo se considera como la generada a partir de cultivos para fines energéticos, tal como la caña de azúcar, para la obtención de bioetanol, la palma de aceite, cultivada con la finalidad de obtener biodiesel, así como los bosques sustentables. El segundo grupo se clasificó en cuatro grupos de acuerdo a las actividades productivas más importantes que generan materia orgánica: agrícola y forestal, pecuaria, urbana e industrial.

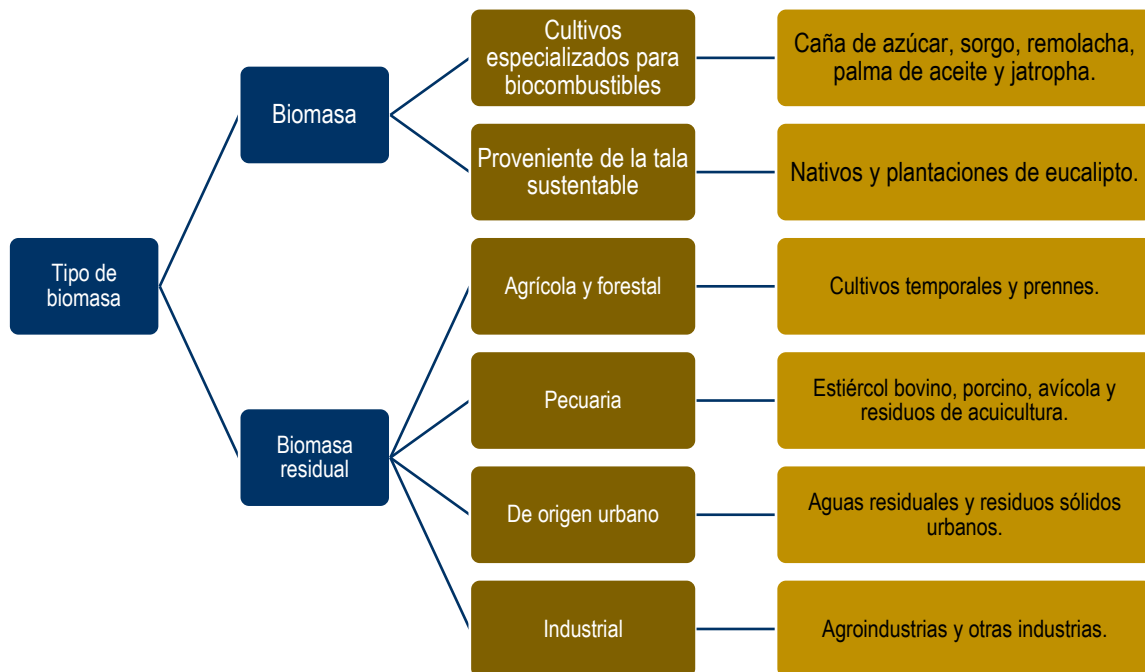


Figura 2. Tipos de biomasa
Fuente: SENER y CFE (2018).

Para el presente trabajo se adoptó la clasificación del ANBIO, ya que los sustratos que aborda esta investigación, lodos de purga de PTAR y la FORSU, se encuentran implícitamente en la biomasa residual de origen urbano, la cual define el Atlas (SENER, 2018) como: “*aquellos residuos con carga orgánica que se generan en las manchas urbanas y demás asentamientos humanos*”.

2.1.1 Biomasa residual de origen urbano

Dada la relevancia que tienen en la presente investigación, en esta sección se profundiza en las características y contexto nacional de los lodos de purga de PTAR y la FORSU.

2.1.1.1 Lodos de purga de planta de tratamiento de aguas residuales

En el tratamiento de aguas residuales municipales, la eliminación de lodos es un problema de creciente importancia, que representa hasta el 50% de los costos operativos actuales de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Los lodos son considerados residuos que se generan como

un subproducto de los procesos físicos, químicos y biológicos utilizados durante el tratamiento (Appels *et al.*, 2008; Estrada and Zapata, 2004). Estos lodos comúnmente se disponen como desecho, se usan como fertilizante o como combustible para la generación de energía (Chen and Chen, 2013).

La NOM-004-SEMARNAT-2002 (DOF, 2003), que establece las especificaciones y los límites máximos permisibles de contaminantes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final, define a los lodos como: “sólidos con un contenido variable de humedad, provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que no han sido sometidos a procesos de estabilización”. La *Tabla 1* describe las características del lodo primario y del lodo activado.

Tabla 1. Características del lodo primario y del lodo activado

Parámetro	Lodo primario	Lodo activado
Sólidos secos totales (sólidos totales, ST) %	5-9	0.8-1.2
Sólidos volátiles, SV (%ST)	60-80	59-68
Nitrógeno (%ST)	1.5-4	2.4-5.0
Fósforo (%ST)	0.8-2.8	0.5-0.7
Potasa (K ₂ O %ST)	0-1	0.5-0.7
Celulosa (%ST)	8-15	7-9.7
Hierro (Fe g/kg)	2-4	-
Sílice (SiO ₂ %ST)	15-20	-
pH	5-8	6.5-8
Grasas y aceites (%ST)	7-35	5-12
Proteína (%ST)	20-30	32-41
Alcalinidad (mg/L como CaCO ₃)	500-1,500	580-1,100
Ácidos orgánicos (mg/L como acetato)	200-2,000	1,100-1,700
Contenido energético (kJ/ kg ST)	23,000-2,900	19,000-23,000

Fuente: Tchobanoglous *et al.*, (2003).

Como lo menciona Oropeza (2006), uno de los problemas con los lodos activados al ser desechados sin ningún tratamiento previo, es la alta concentración bacteriana, ya que esto los hace residuos peligrosos. El propósito del tratamiento previo es la transformación del lodo a un estado estable que no esté sujeto a descomposición biológica posterior, ni cree situaciones peligrosas al disponerse en el ambiente (Yáñez, 2017).

El tratamiento de lodos consiste en varias etapas que incluyen: pretratamiento, espesamiento, estabilización, acondicionamiento, desinfección, deshidratación, secado y/o reducción térmica (Metcalf and Eddy, 2003). En la *Tabla 2* se describe cada una de ellas.

Tabla 2. Etapas del tratamiento de lodos

Etapas	Descripción
Pretratamiento	Tiene por objeto regular el flujo de los lodos hacia el siguiente proceso, así como homogenizar en caso de tener diferentes lodos a tratar.
Espesamiento	Aumenta la concentración de sólidos y reduce el volumen del lodo por eliminación del agua. Se logra por medio de: gravedad, flotación, centrifugación, entre otros.
Estabilización	Reduce e inactiva organismos patógenos y elimina olores desagradables con la finalidad de ser reusados o depositados sin provocar daños al ambiente o a la salud humana. Puede ser por: digestión aerobia, digestión anaerobia, estabilización alcalina, compostaje, entre otros.
Acondicionamiento	Mejora las características de la deshidratación de los lodos. Para lograrlo existen tres procesos: acondicionamiento químico, elutriación y tratamiento químico.

Desinfección	Elimina patógenos presentes en el lodo líquido y deshidratado. Las opciones para lograrlo son: pasteurización o almacenamiento a largo plazo.
Deshidratación	Reducción del contenido de humedad del lodo hasta en un 50%. Las tecnologías para lograrlo son: lecho de secado, filtros banda, filtros prensa y centrifugas.
Secado	Por medio de procesos térmicos se elimina la humedad del lodo hasta en un 90%. Por medio de: evaporador de efecto múltiple, secado instantáneo, secado por pulverización, secado en horno rotativo, secado en horno de pisos múltiples.

Fuente: Adaptado de Metcalf and Eddy, (2003).

En cuanto a la disposición final, la creciente urbanización global de la sociedad, junto con regulaciones cada vez más estrictas para la reutilización y/o eliminación de lodos y la creciente presión pública, está obligando a los generadores públicos y privados de lodos a reevaluar sus estrategias de gestión de lodos (Liu and Tay, 2001). En este sentido, los dos componentes en el lodo que son técnica y económicamente factibles de reciclar son los nutrientes (nitrógeno y fósforo) y la energía (carbono) (Campbell, 2000).

Los lodos activados son la tecnología de tratamiento más utilizada en las PTAR, considerando el volumen de caudal tratado, en América Latina y el Caribe (Noyola et al. 2012). En el contexto nacional, es el segundo proceso más utilizado de acuerdo con el número de plantas instaladas (*Figura 3*).

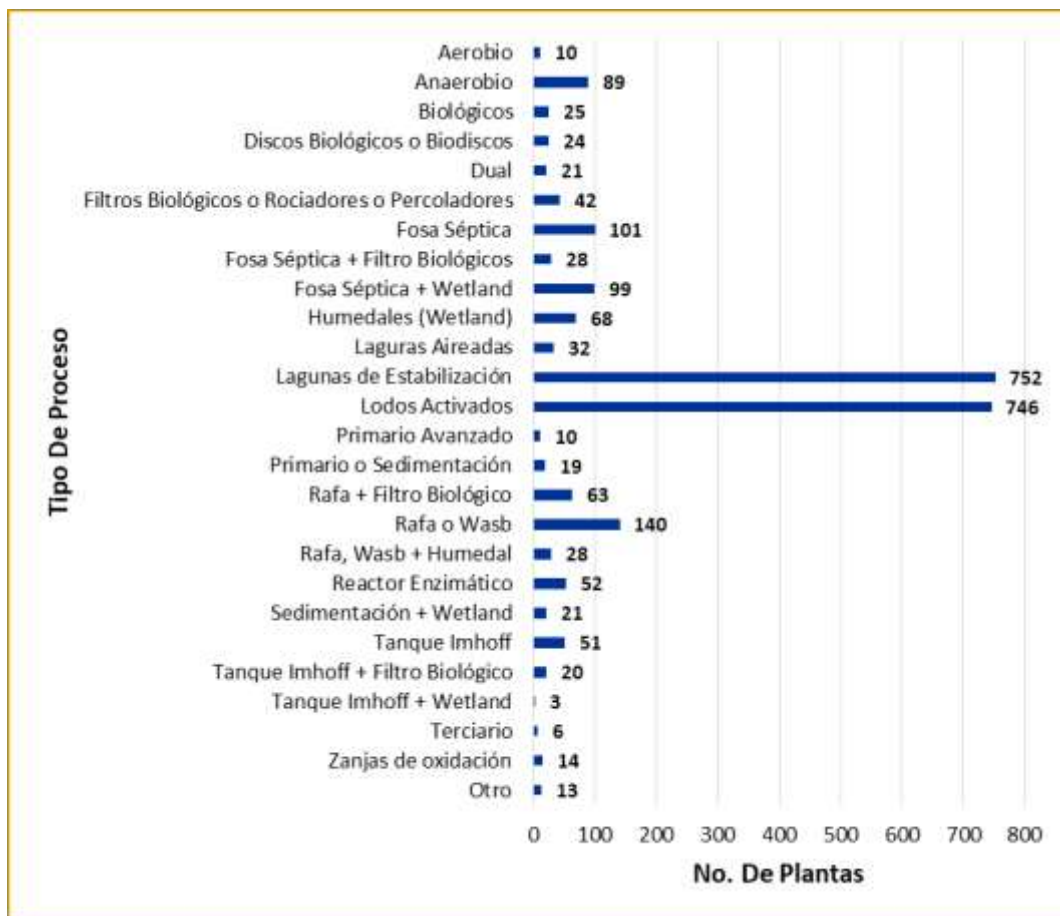


Figura 3. Número de plantas por tipo de proceso en México

Fuente: CONAGUA, (2015).

Los esfuerzos actuales y futuros, tienen como objetivo proporcionar una visión general y discutir los caminos para lograr una estrategia de gestión más sostenible mediante la recuperación y reutilización

de los productos de valor agregado, ricos en energía, de los lodos de purga (Rulkens, 2008; Tyagi and Lo, 2013).

México atiende estos requerimientos con la Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales (López *et al.*, 2017), la cual, deberá verse reflejada en el aumento de plantas de tratamiento que generen energía para su consumo o para otros usos. Actualmente existen documentadas 27 plantas de tratamiento a lo largo de la República Mexicana con capacidad potencial de generación de energía eléctrica a partir de biogás (López *et al.*, 2017). Además, en la sección de residuos urbanos del Atlas Nacional de Biomasa, dentro del Inventario Nacional de Energías Limpias, se ubicaron 1,885 PTAR que tratan las aguas residuales domésticas de los 32 Estados de México. Estas plantas, son consideradas fuentes potenciales de generación de energía y la biomasa disponible en ellas, asciende a 7,687,221 tDBO/a, que representan 574,243,345 m³ CH₄ (SENER y CFE, 2018b).

2.1.1.2 Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

La definición de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) varía de acuerdo al contexto internacional y nacional. En Estados Unidos se considera a la FORSU como una mezcla de residuos de comida, jardinería y papel (Campuzano, 2015), en la Unión Europea son los residuos verdes, provenientes de jardines y parques, y residuos de cocina (Al Seadi *et al.*, 2013). En la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal (GDF, 2003) define a los residuos orgánicos como “todo residuos sólidos biodegradables”.

La generación y composición de residuos obedecen a varios factores, entre los que encontramos el nivel económico, el clima, la zona geográfica, la época del año y aspectos culturales (Avilés, 2014); a esto se le debe sumar el desarrollo así como el incremento poblacional y los cambios en los patrones de urbanización (SEMARNAT, 2009).

En el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2009-2012 (SEMARNAT, 2009) se menciona que en el país, la generación de residuos sólidos urbanos se estima en 94,800 toneladas diarias, correspondiente a 34.3 millones de toneladas anuales, de las cuales el 53% es de residuos orgánicos, 28% de residuos potencialmente reciclables y 19% de residuos no aprovechables (Figura 4). Del total de los residuos generados, un 87% se recolecta, de los cuales el 64% se envía a 88 rellenos sanitarios y 21 sitios controlados, el resto se deposita en tiraderos a cielo abierto o sitios sin control.

Por otro lado, el Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos 2012 (INECC y SEMARNAT, 2012) describe una composición más detallada de los RSU (Tabla 3), en donde los residuos orgánicos tienen un porcentaje menor que el mencionado anteriormente (53% contra 37.97%).

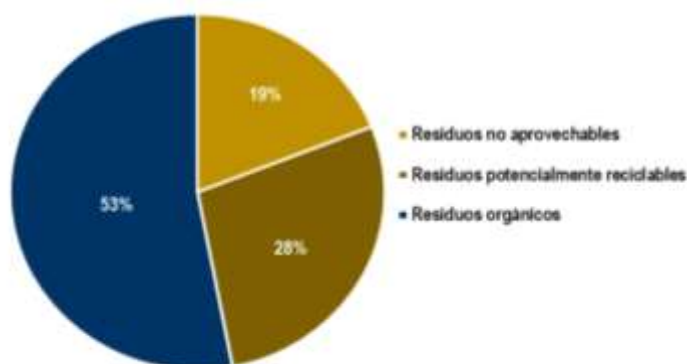


Figura 4. Composición de los residuos sólidos urbanos en México

Fuente: SEMARNAT, (2009).

Una de las formas de aprovechamiento de este tipo de residuos es mediante digestores, en los cuales se recupera el biogás para reducir su liberación al ambiente y pueden estar adaptados a motogeneradores para generar electricidad (INECC y SEMARNAT, 2012).

Recientemente se registraron en el Atlas Nacional de Biomasa 1,748 sitios de disposición final, receptores de residuos orgánicos, considerados fuentes potenciales de generación de energía. Los residuos orgánicos dispuestos en estos 1,748 sitios ascienden a 34,081,802 t/a aproximadamente, que representan 1,464,744,380 m³ de CH₄ (SENER y CFE, 2018b).

Tabla 3. Composición de los residuos sólidos urbanos en México

Categoría	Subproductos	Porcentaje
Susceptibles de aprovechamiento 39.57%	Cartón	6.54
	Papel	6.20
	Material ferroso	2.09
	Material no ferroso	0.60
	Plástico rígido y de película	7.22
	Envases de cartón encerado	1.50
	Fibras sintéticas	0.90
	Poliestireno expandido	1.65
	Hule	1.21
	Lata	2.28
	Vidrio de color	2.55
	Vidrio transparente	4.03
	Poliuretano	2.80
	Orgánicos 37.97%	Cuero
Fibra dura vegetal		0.67
Residuos alimenticios		25.57
Hueso		0.59
Residuos de jardinería		9.38
Otros 22.46%	Madera	1.25
	Residuo fino	3.76
	Pañal desechable	6.52
	Algodón	0.70
	Trapo	3.57
	Loza y cerámica	0.55
	Material de construcción	1.46
Varios	5.90	

Fuente: INECC y SEMARNAT, (2012).

2.2 Energía a partir de biomasa

La naturaleza produce biomasa de forma natural o por cultivos, y se considera una energía renovable. Por lo tanto, su aprovechamiento permite obtener energía renovable. La Agencia Internacional de Energía define a la energía renovable como aquella proveniente de procesos naturales que se reponen constantemente, es decir, la que se obtiene de las continuas corrientes de energía recurrentes en el entorno natural (Romero, 2010). Las más importantes son las centrales hidroeléctricas, la energía eólica, solar, geotérmica, la energía marina y los bioenergéticos (SENER, 2014).

Las fuentes de energía de biomasa se encuentran entre las fuentes de energía renovables más promisorias, más promocionadas y más fuertemente subsidiadas, razón por la cual los países han desarrollado políticas instrumentadas e incentivos financieros para coadyuvar su aprovechamiento. Esto se debe a que la generación de energía a través de la biomasa tiene un potencial real para aumentar la seguridad energética en regiones sin abundantes reservas de combustibles fósiles, al mismo tiempo que se aumenta el suministro de combustibles líquidos para el transporte y disminuyen

las emisiones netas de carbono a la atmósfera por unidad de energía entregada, contribuyendo así al desarrollo sostenible (Kumar *et al.*, 2015; Van den Broek, 2000).

Sin embargo, una mayor explotación de la energía de biomasa también implica impactos negativos. Se corre el riesgo de sacrificar áreas naturales por monocultivos gestionados, contaminar las vías navegables con contaminantes agrícolas, amenazar los suministros alimentarios o los estilos de vida de las granjas mediante la competencia por la tierra y aumentar las emisiones netas de carbono a la atmósfera como consecuencia de una mayor deforestación o demanda de energía por fabricación de tecnologías (Field *et al.*, 2008; Hoogwijk *et al.*, 2003).

La biomasa se considera un tipo de energía renovable, ya que devuelve a la atmósfera el CO₂ que había fijado antes y por ello, este proceso no da lugar a un aumento de este GEI, en comparación a lo que ocurre con un combustible fósil. En otras palabras, representa una producción de CO₂ neutra. (Estrada y Zapata, 2004; Romero, 2010). Tomando en cuenta su apariencia física, los combustibles a partir de biomasa, se pueden clasificar en sólidos, líquidos y gaseosos (*Tabla 4*). Cada uno de ellos puede ser empleado para cubrir las necesidades energéticas de climatización, transporte, cocina, industria y electricidad (Fernández, 2003) y desempeñar un papel importante en la reducción de GEI, ya que cuando la biomasa se produce y utiliza de forma sostenible es una alternativa a los combustibles fósiles (Hoogwijk *et al.*, 2003).

Tabla 4. Tipo de biocombustibles a partir de biomasa

Apariencia física	Biocombustible
Sólido	<ul style="list-style-type: none"> - Paja - Leña sin procesar - Astillas - Pellets - Triturados finos (<2 mm) - Carbón vegetal
Líquido	<ul style="list-style-type: none"> - Alcoholes - Biohidrocarburos - Aceites vegetales, así como los ésteres derivados de ellos - Aceites de pirólisis
Gaseoso	<ul style="list-style-type: none"> - Gas de gasógeno y gas de síntesis - Biogás - Hidrógeno

Fuente: Camps and Marcos, (2002).

La biomasa se ha utilizado con fines energéticos desde hace milenios. Sigue siendo la principal fuente de energía en varios países y regiones. El principal uso de la energía de biomasa en estos países es la leña para cocinar y calentar. Parte de este uso tradicional de biomasa no se considera sostenible, ya que puede contribuir a la desertificación. Además, uno de los principales problemas del uso tradicional de la biomasa para calefacción y cocinar es el impacto negativo en la calidad del aire. En contraste, el uso moderno de la biomasa se caracteriza por su conversión a energía de alta calidad, como electricidad y combustibles para el transporte (Holdren and Smith, 2000; Hoogwijk *et al.*, 2005; Turkenburg, 2000).

La biomasa residual ampliamente disponible, renovable y prácticamente gratuita es un recurso importante (Bringezu *et al.*, 2009). Los residuos y desechos orgánicos, incluidos los residuos de cultivos, los abonos animales y los residuos sólidos municipales (RSU), representan un importante recurso global de bioenergía. La utilización racional de desechos y residuos a menudo puede producir energía de bajo costo y minimizar los impactos ambientales de métodos alternativos de manejo o eliminación (Haberl *et al.*, 2010).

Con respecto a la transformación hacia un suministro de energía sostenible, la implementación de conversión y utilización de biomasa es esencial en los próximos años. Por lo tanto, la cantidad del

suministro futuro de bioenergía depende en gran medida de los recursos de biomasa disponibles y su desarrollo (Thrän *et al.*, 2010). Se prevé que el mercado de plantas de energía a partir de biomasa crecerá en el futuro (Kumar *et al.*, 2015). En México, los residuos orgánicos y en general la biomasa tienen un importante potencial de generación de biogás para la producción de energía eléctrica (SENER, 2016).

Existen diferentes métodos tecnológicos para el aprovechamiento energético de la biomasa (Gormaz, 2007), éstos pueden ser:

- Combustión. Es la técnica más sencilla de utilización de la materia vegetal para la producción de energía.
- Carbonización. Consiste en calentar la madera en un ambiente controlado de aire.
- Hidrolisis y fermentación. Consiste en transformar celulosa y otros polímeros glúcidos en azúcares.
- Gasificación. Las materias vegetales secas se pueden gasificar completamente, haciéndolas reaccionar con casi la tercera parte del aire necesario para su combustión total.
- Digestión anaerobia. Se logra mediante condiciones anaerobias y termoestables. Después de un cierto tiempo comenzará a actuar la flora microbiana anaerobia, que producirá metano mezclado con gas carbónico, con un rendimiento energético muy variable. El gas obtenido, mejor conocido como biogás, puede ser empleado directamente o bien ser convertido en metanol, un combustible líquido.

A continuación, se amplía la información de esta última tecnología al ser la utilizada por el CEMIE Bio para el aprovechamiento energético de los tipos de biomasa en estudio.

2.2.1 Digestión anaerobia

En la digestión anaerobia (DA), el material orgánico se convierte directamente en un gas que se denomina biogás. Es una mezcla de principalmente metano y dióxido de carbono con pequeñas cantidades de otros gases como el sulfuro de hidrógeno. La biomasa se convierte en un entorno anaerobio por bacterias, que produce un gas con una energía de alrededor del 20-40% del valor calorífico inferior de la materia prima. La DA es una tecnología probada comercialmente y se usa ampliamente para tratar desechos orgánicos de alto contenido de humedad (80-90%). El biogás se puede usar directamente y se puede mejorar a una calidad superior, es decir, calidad de gas natural, mediante la eliminación de CO₂ (de Souza *et al.*, 2013; McKendry, 2002). Conocer la composición general del material de entrada al sistema es esencial para calcular la cantidad y composición del biogás producido, así como la cantidad de energía contenida en el biogás (Kondusamy and Kalamdhad, 2014).

Se considera un mejor método de estabilización en comparación con la digestión aerobia, debido a su menor costo, menor huella energética y un rendimiento moderado (Appels *at al.*, 2008). El tratamiento de altas cargas orgánicas y las bajas producciones de residuos están entre las muchas ventajas que el proceso de digestión anaerobia tiene sobre otras unidades de operación biológica (Batstone *et al.*, 2002).

Los digestores anaerobios consisten básicamente en un control de temperatura, conexiones de entrada y salida para la materia a digerir y una tubería en la parte superior para la salida y recolección del biogás (Crites and Tchobanoglous, 2000). En este proceso se genera un residuo equivalente al 90% del peso inicial del sustrato tratado, al que se le llama digestato (Salcedo, 2017).

Los estudios bioquímicos y microbiológicos realizados hasta ahora dividen el proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica en cuatro fases o etapas: hidrolisis, etapa fermentativa o acidogénica, etapa acetogénica y etapa metanogénica (Figura 5). En la primera fase se da la hidrólisis de partículas y moléculas complejas (proteínas, carbohidratos y lípidos) que son hidrolizadas por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos o

fermentativos. Como resultado se producen compuestos solubles más sencillos (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos de cadena larga) que serán metabolizados por las bacterias acidogénicas dando lugar a ácidos grasos volátiles (AGV), alcoholes, hidrógeno, dióxido de carbono y otros productos intermedios. Los AGV son transformados en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono, mediante la acción de los microorganismos acetogénicos. Por último, los microorganismos metanogénicos producen metano a partir de ácido acético, H₂ y CO₂ (Varnero, 2011).

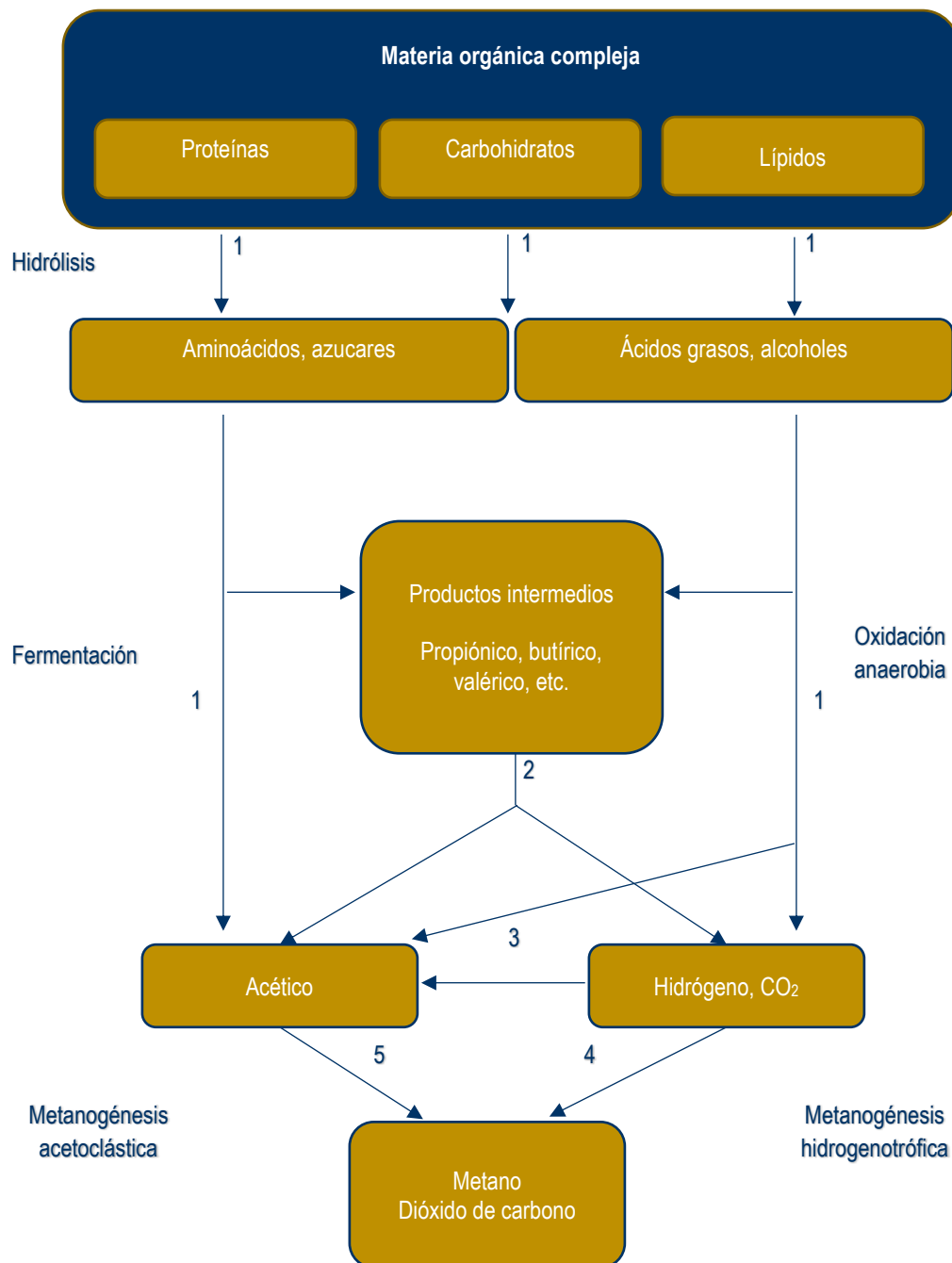


Figura 5. Etapas de la digestión anaerobia

1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas; 3: bacterias homoacetogénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclásticas.

Fuente: Adaptado de Varnero, (2011).

Para mantener a los organismos anaerobios con una actividad metabólica alta, es necesario tener condiciones ambientales controladas. Los metanógenos son muy sensibles a las condiciones ambientales adversas, por lo que es muy importante mantener las condiciones óptimas para estos. La tasa de producción de biogás depende de: la naturaleza del sustrato, los sólidos totales, la temperatura, el pH, mezcla, nutrientes, concentración, tiempo de retención, tipo de digestor, proporción carbono-nitrógeno, alcalinidad, alimentación inicial, sólidos volátiles totales, DQO, entre otros (Kondusamy and Kalamdhad, 2014). La *Tabla 5* describe los rangos de algunos parámetros para mantener las condiciones óptimas de la digestión anaerobia.

Tabla 5. Condiciones óptimas para la digestión anaerobia

Parámetros	Condiciones óptimas
Temperatura	Rango mesófilo 35-40 °C
	Rango termófilo 50-65 °C
pH	6.3-7.8
Relación carbono-nitrógeno	25-30
Ácidos grasos volátiles	2,000-3,000 mg/L
Tasa de carga orgánica (TCO) y concentración de nutrientes	Varía según el sustrato y el inóculo

Fuente: Adaptado de Kondusamy and Kalamdhad, (2014).

Dentro de las clasificaciones de las tecnologías, una de las más relevantes es la de contenido de sólidos en el reactor, por las implicaciones que tiene en la configuración de la planta, los equipos utilizados y los parámetros operacionales. El rango de ST varía según los autores y de acuerdo a esto se considerará al sistema como digestión húmeda o seca (Campuzano, 2015). La *Tabla 6* menciona las ventajas y desventajas de ambos procesos.

Tabla 6. Comparación de los sistemas de digestión seca y húmeda

Tecnología	Ventajas	Desventajas
Digestión seca	Mínima producción de efluente líquido	Baja tasa de difusión y proceso más lento
	Reactores de menor tamaño	Requiere equipo especial para manejo residuos
	Tratamiento de cargas orgánicas más altas	Concentración de compuestos tóxicos
	Menor consumo de agua y energía	Menor estabilidad y medio heterogéneo
	Menor producción de espuma	No se logra un mezclado adecuado
Digestión húmeda	Fácil mezcla	Mayor consumo energético
	Equipo de bombeo sencillo	Mayor producción de digestato
	Alta tasa de difusión	Preparación del sustrato más complicada (pretratamiento)
	Dilución de compuestos inhibitorios	Reactores de gran tamaño
	Co-digestión con agua residual o lodos para ajustar el contenido de ST	Mayor sensibilidad a desestabilizarse

Fuente: Adaptado de Campuzano, (2015).

El proceso anaerobio se clasifica como fermentación anaerobia o respiración anaerobia, dependiendo del tipo de aceptores de electrones (Varnero, 2011). La producción de bioenergía por reacción de fermentación está ganando atracción por su fácil operación y amplia selección de desechos orgánicos como materia prima. La fermentación anaerobia de productos orgánicos tiene beneficios dobles, como el tratamiento de desechos y la producción de energía (Gopalakrishnan *et al.*, 2015; Lin *et al.*, 2012).

2.2.1.1 Co-digestión anaerobia

Álvarez et al. (2010) describe la co-digestión anaerobia como el tratamiento de una mezcla de al menos dos tipos de residuos y tiene la finalidad de mejorar la eficiencia del proceso, lo cual se logra gracias a su capacidad de balancear los nutrientes necesarios en el proceso, es decir, el contenido de macro y micronutrientes, la relación carbono-nitrógeno, además de nivelar la presencia de compuestos inhibidores o tóxicos.

Esto se vuelve viable ya que muchas veces las cantidades de un tipo de desecho no son suficientes para llevar a cabo un proceso de digestión anaerobia de manera eficiente y rentable, por lo que al optar por la co-digestión se contribuye al uso eficiente de sustratos y equipos al utilizar varios tipos de sustrato en una sola instalación (Pagés et al., 2011).

2.2.1.2 Biogás

En la Prospectiva de Energías Renovables 2016-203 (SENER, 2016) se define al biogás como: “un producto de la descomposición anaerobia de la materia orgánica que es generado por una serie de reacciones en distintas etapas de degradación, relacionadas con la actividad de un consorcio microbiano de diversas bacterias incluyendo metanogénicas, está compuesto principalmente por dióxido de carbono y metano y proviene principalmente de rellenos sanitarios y plantas de biodigestión”.

La composición de biogás es variable, pero está formado principalmente por CH₄ (55-65%) y CO₂ (35-45%); y, en menor proporción, por nitrógeno, (0-3%), hidrógeno (0-1%), oxígeno (0-1%) y por trazas de sulfuro de hidrógeno. La concentración de metano determina el poder calorífico del biogás, pudiéndose aumentar eliminando todo o parte del CO₂ presente en el biogás. La producción total de gas depende de la cantidad de alimento consumido por las bacterias o, en otras palabras, de la cantidad de sustrato eliminado en el proceso (Bautista, 2010). Las características generales del biogás se describen en la *Tabla 7*.

Tabla 7. Características generales del biogás

Característica	Especificación
Composición	55-70% metano (CH ₄)
	30-45% dióxido de carbono (CO ₂)
	Trazas de otros gases
Contenido energético	6.1-6.5 kW h m ⁻³
Equivalente de combustible	0.60-0.65 L petróleo/m ³ biogás
Límite de explosión	6-12% de biogás en el aire
Temperatura de ignición	650-750 °C (con el contenido de CH ₄ mencionado)
Presión crítica	74-88 atm
Temperatura crítica	-82.5 °C
Densidad normal	1.2 kg m ⁻³
Olor	Huevo podrido (el olor del biogás desulfurado es imperceptible)
Masa molar	16.043 kg kmol ⁻¹

Fuente: Deublein y Steinhauer, (2008) en Varnero, (2011).

La purificación del biogás es importante por dos razones principales: aumentar el poder calorífico y cumplir los requerimientos de algunas aplicaciones (motores, calderas, celdas de combustible, vehículos, entre otros). El “tratamiento completo” implica que se elimina gran parte del CO₂, vapor de agua y otros gases traza del biogás, como el H₂S (Varnero, 2011). La *Figura 6* muestra los propósitos de purificación y/o acondicionamiento del biogás.

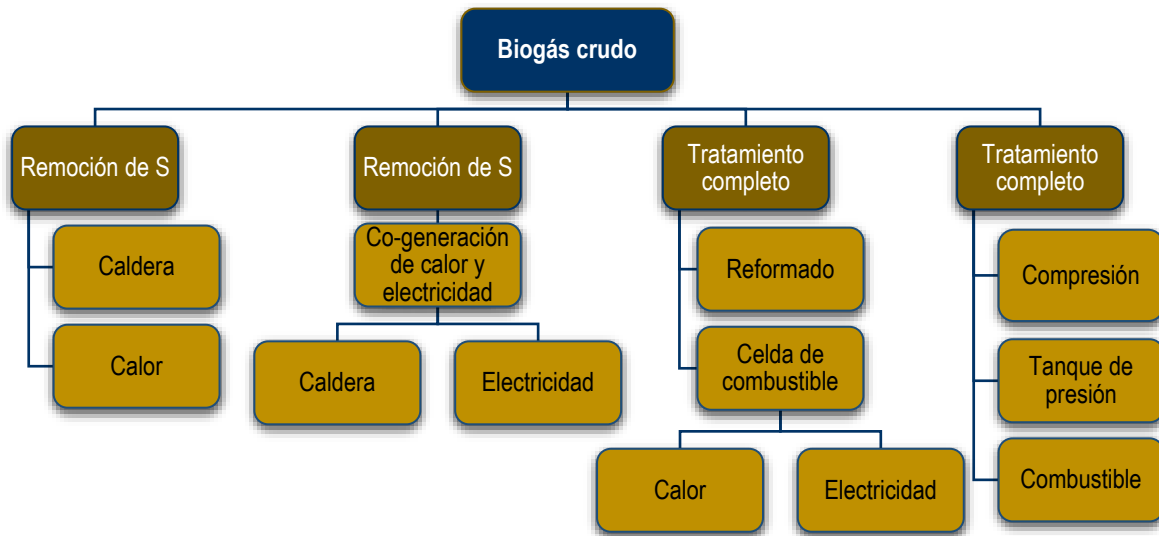


Figura 6. Alternativas de utilización del biogás y sus requerimientos de purificación
Fuente: Adaptado de Varnero, (2011).

2.3 Análisis de Ciclo de Vida

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología relativamente reciente y en proceso de evolución, la cual cobró auge en los años 70's debido a los fenómenos relacionados con el cambio climático y sus efectos colaterales sobre la mayoría de los sectores productivos y socioeconómicos (Stark et al., 2016), incentivando así la elaboración métodos para cuantificar el uso de recursos en proyectos, visualizando la reducción del uso de insumos para la producción y el impacto al ambiente de los residuos generados (Hernández, 2016).

La norma ISO 14040 (ISO, 2006a) describe el Análisis de Ciclo de Vida como una herramienta metodológica que determina los potenciales impactos ambientales asociados con un producto o servicio, desde la extracción de la materia prima hasta su disposición final. La metodología permite comparar dos o más productos o servicios diferentes, que compartan la misma función. La Figura 7 muestra la estructura del ACV, la cual comprende cuatro etapas, cada una de ellas interrelaciona con las etapas restantes, ya que, por ser un método iterativo, conforme se avance en las etapas, se puede volver a etapas previas y redefinir aspectos que así lo requieran.

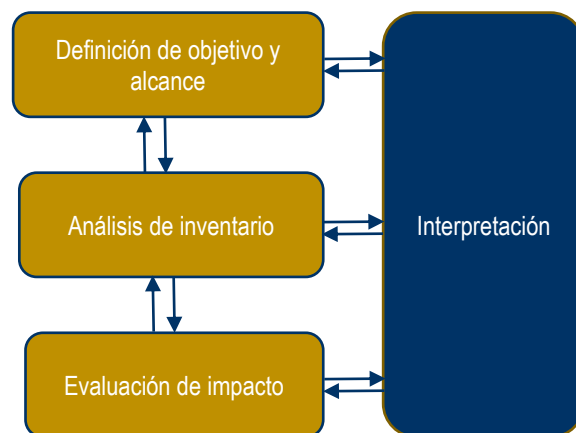


Figura 7. Estructura del método ACV
Fuente: Adaptado de ISO (2006a).

2.3.1 Metodología de ACV

2.3.1.1 Definición de objetivo y alcance

El primer paso de un ACV es determinar la base del estudio: el objetivo y alcance del mismo. El objetivo establece las razones para llevar a cabo el estudio y el alcance determina la amplitud, profundidad y detalle de la investigación. En este paso se deben establecer:

- Sistemas estudiados.

Productos o servicios que se analizarán y compararán. Su función debe ser definida, debido a que un sistema puede tener diferentes funciones que depende del objetivo y alcance del ACV (ISO, 2006a).

- Unidad funcional (UF).

Elemento clave del estudio, que debe ser precisa y suficientemente comparable para ser utilizada como referencia. Debe describirse el flujo de referencia, que es la cantidad de productos o servicios necesarios para cumplir el objetivo del estudio en función de los bienes que se comparan y a partir de esto, cuantificar las entradas y salidas de cada sistema (ISO, 2006a).

- Límites del sistema.

Se debe determinar claramente qué unidades de procesos se incluirán en el estudio, con base en el objetivo establecido. En virtud de que ACV es un estudio holístico, puede resultar muy extenso y complicado de llevar a cabo, es por esto que los límites del sistema deben ser claros y precisos, identificando qué procesos unitarios deberán incluirse en el ACV, respecto a la aplicación prevista del estudio (ISO, 2006a).

- Métodos de asignación o reparto.

La ISO 14040 (ISO, 2006a) define a la asignación como la partición de los flujos de entrada o salida de un proceso unitario al sistema del producto de estudio. Esto significa que los aspectos ambientales se reparten entre los diferentes productos y/o entre los sistemas de productos subsiguientes (Jungmeier et al., 2002).

Por otro lado, la ISO 14044 (ISO, 2006b) menciona que siempre que sea posible, la asignación debe evitarse y donde no se pueda evitar, el sistema debe dividirse de manera que reflejan las relaciones físicas entre ellos. Donde la relación física no se pueda establecer o utilizar, se deben utilizar otras relaciones entre ellos, esto puede hacerse sobre la base de los fundamentos químicos o el valor económico de los productos (Finnveden, 1999), es decir, los tipos de reparto más comunes son el másico, energético y económico.

Como bien menciona Pradel et al. (2016), este tema es uno de los más discutidos en ACV y eso es principalmente porque existen tres tipos de problemas (Finnveden et al., 2009):

1. Múltiples salidas: el proceso produce varios productos, la industria petroquímica y refinerías son ejemplo de ello.
2. Múltiples canales de entrada: el proceso recibe varios productos de desecho, por ejemplo, esto sucede en un incinerador de residuos.
3. Reciclaje de circuito abierto: el proceso recibe un residuo que es convertido en un producto, por ejemplo, la incineración de residuos utilizados para la generación de energía recuperada en forma de calor y electricidad.

La norma internacional ISO 14040 (ISO, 2006a) menciona algunas orientaciones sobre cómo manejar estos problemas, por ejemplo, dividir el proceso en subprocesos o ampliar los límites del sistema con el propósito de abarcar las partes afectadas por otros ciclos de vida en el sistema tecnológico en estudio (Luján, 2015), sin embargo, algunos autores argumentan que la expansión del sistema es poco práctica porque no elimina los problemas de asignación, por el contrario, pueden surgir nuevos problemas de este carácter, implicando grandes incertidumbres (Finnveden et al., 2009).

- Metodología de evaluación del impacto ambiental y categorías de impacto.

Se deben determinar qué categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos de caracterización se incluyen en el estudio. Su selección debe ser coherente con el objetivo del estudio (ISO, 2006a). Para cada indicador o categoría de impacto existen diferentes metodologías de evaluación, por ejemplo, cambio climático puede ser evaluado con la metodología del IPCC, ReCiPe o CML, entre otras.

- Tipos y fuentes de datos.

Los datos seleccionados para un ACV dependen del objetivo y el alcance del estudio. Estos datos se pueden recopilar de los sitios de producción asociados con los procesos unitarios dentro de los límites del sistema o se pueden obtener o calcular de otras fuentes. En la práctica, todos los datos pueden incluir una mezcla de datos medidos, calculados o estimados (ISO, 2006b).

- Calidad de datos.

La descripción de la calidad de los datos es importante para comprender la fiabilidad de los resultados del estudio e interpretar correctamente los resultados. Es necesario tener en cuenta parámetros como: cobertura de tiempo, cobertura geográfica, cobertura tecnológica, representatividad de los datos, consistencia y reproducibilidad de los métodos utilizados para la obtención de los mismos (ISO, 2006a).

2.3.1.2 Análisis del Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

Comprende la obtención de datos, ya sean medidos, calculados o estimados, para cuantificar las entradas y las salidas relevantes del sistema, tomando como referencia la unidad funcional. En las entradas y salidas se incluye el uso de recursos y las emisiones y al aire, agua y suelo asociados con el sistema a lo largo del ciclo de vida del producto, en todas sus etapas. La utilización de datos de otros estudios puede simplificar el trabajo, teniendo especial cuidado en que sean representativos (ISO, 2006a).

- Validación de los datos.

Se debe hacer una revisión de la validez de los datos durante su recopilación para confirmar y proporcionar evidencia de que se han cumplido los requisitos de calidad. La validación puede implicar, por ejemplo, realizar balances materia y energía y/o análisis comparativos de los factores de emisión y vertido. Como cada proceso unitario obedece a las leyes de conservación de la materia y energía, los balances de materia y energía proporcionan una verificación útil de la validez de la descripción de un proceso unitario (ISO, 2006b).

2.3.1.3 Evaluación del impacto de ciclo de vida (EICV)

El propósito de la EICV es determinar la importancia de los posibles impactos ambientales utilizando los resultados del Inventario de Ciclo de Vida. En general, este proceso implica asociar datos de inventario con categorías de impacto específicas (ISO, 2006a). De esta manera es posible generar un conjunto de indicadores que faciliten el manejo y conocimiento del proceso, así como la toma de decisiones (Luján, 2015).

En la práctica, se tiene que los intercambios individuales obtenidos en el ICV se multiplican por su factor de caracterización respectivo y los resultados son sumados para formar los llamados “indicadores de ciclo de vida” (Wernet et al., 2016).

Los factores de caracterización consisten en cifras adimensionales que representen el potencial de daño causado en las categorías de impacto (Goedkoop et al., 2013). Por ejemplo, en la categoría de cambio climático se ha introducido como sustancia de referencia el CO₂ en aire, de modo que el factor de caracterización es un número que expresa el daño potencial producido por un kilogramo de GEI, como el CH₄, en relación con un kg de CO₂ (Luján, 2015).

Un requerimiento de la norma ISO 14040 es que los factores de caracterización deben estar enfocados en mecanismo ambientales (intervención en el medio ambiente provocado por el hombre) que se vinculen con un conjunto de alguna de las tres áreas de protección: (1) salud humana, (2) disponibilidad de recursos naturales y (3) ecosistemas (*Figura 8*). Las áreas de protección son los impactos finales que pueden causarse, identificados principalmente como daños a la salud humana y a la del ecosistema (Ruiz, 2017).

Un impacto posicionado a la mitad del camino del mecanismo ambiental se denomina de “punto medio” y son los que se emplean principalmente como indicadores. Un impacto ambiental se denomina de “punto final” cuando causa daños directos a la salud humana o al ecosistema. Las categorías de impacto a punto final deben corresponder a áreas de protección que conforman la base de decisiones en política y protección ambiente, porque representan específicamente, daños tangibles, daños que ya ocurrieron (Ruiz, 2017).

Los dos enfoques (impactos de punto medio y punto final) son complementarios en el sentido de que los primeros tienen una relación más fuerte con los flujos ambientales y en general poseen un parámetro menor de incertidumbre, pero por su complejidad son difíciles de asimilar por personas sin conocimiento especializados. Los impactos de punto final son más fáciles de interpretar en términos de su relevancia con esferas de tanto interés para las sociedades: la calidad del medio ambiente y su relación con la salud humana (Huijbregts et al., 2017).

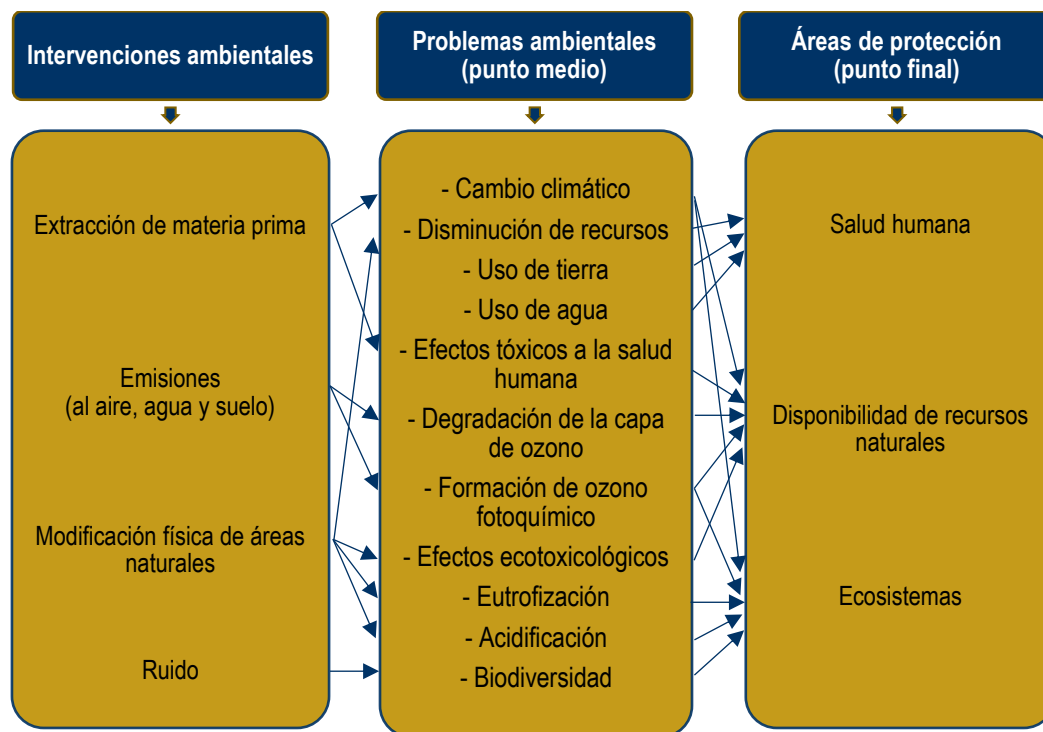


Figura 8. Relación entre intervenciones ambientales y áreas de protección
Fuente: Adaptado de UNEP (2014).

Para la caracterización a punto medio, la fórmula empleada es:

$$I_m = \sum_i Q_{mi} m_i$$

Donde m_i es la magnitud de intervención i (ejemplo, la masa de CO₂ liberada al ambiente), Q_{mi} el factor de caracterización que conecta la intervención i con la categoría a punto medio m , e I_m el indicador resultante para la categoría de impacto a punto medio m .

Para la caracterización a punto final existen dos maneras de proceder. El primer enfoque empieza desde la intervención, sin ningún cálculo de los puntos medios. La fórmula es:

$$I_e = \sum_i Q_{ei} m_i$$

Donde m_i es la magnitud de intervención i (ejemplo, la masa de CO₂ liberada al ambiente), Q_{ei} es el factor de caracterización que conecta la intervención i con la categoría a punto final e , y I_e es el indicador resultante para la categoría de impacto a punto final e . El segundo enfoque parte de los puntos medios. La fórmula es:

$$I_e = \sum_m Q_{em} I_m$$

Donde I_m es el resultado del indicador para la categoría de impacto a punto medio m , Q_{em} es el factor de caracterización que conecta la categoría de impacto a punto medio m con la categoría de impacto de punto final e y I_e es resultado del indicador para la categoría de impacto a punto final e .

En esta etapa se tienen los siguientes elementos obligatorios determinados por la ISO 14044 (ISO, 2006b) para el EICV:

- Selección.

En este paso se seleccionan las categorías de impacto y los métodos de caracterización (o de evaluación de impactos) que se van a considerar en el estudio.

- Clasificación.

Es la asignación de los datos del inventario a las diferentes categorías de impacto, tales como calentamiento global, disminución de la capa de ozono, entre otros.

- Caracterización.

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

2.3.1.4 Interpretación

La última etapa de ACV es la interpretación, en la cual se discuten los resultados y se plantean conclusiones y recomendaciones para la toma de decisiones de forma consistente con el objetivo y alcance del estudio (ISO, 2006a). En esta etapa esencialmente se debe asegurar que las primeras del estudio de ACV sean consistentes entre sí; además la exactitud de los resultados debe ser revisada con métodos apropiados como el análisis de sensibilidad. La estructura final de la etapa de interpretación debe contener: identificación de problemas significativos, evaluación de integridad total del estudio, revisión del análisis de sensibilidad y revisión de la consistencia, conclusiones, limitaciones y recomendaciones.

2.3.2 Antecedentes de ACV de energía eléctrica generada a partir de biomasa residual de origen urbano

En la Tabla 8 se agrupan los antecedentes del presente trabajo. Se especifica el tipo de biomasa residual de origen urbano, el objetivo y el contexto regional del trabajo, así como los aspectos metodológicos utilizados para desarrollar el ACV, tales como la unidad funcional, el tipo de reparto, la metodología de evaluación de impacto, el software y las categorías de impacto seleccionadas.

En general se pueden observar las diferencias entre sus aspectos metodológicos, lo cual se debe a que éstos dependen del objetivo que se planteó en cada caso. En el capítulo 3 se discuten las decisiones metodológicas que se tomaron para el desarrollo del presente estudio.

Tabla 8. Antecedentes de ACV de energía eléctrica generada a partir de biomasa residual de origen urbano

Referencia	Biomasa residual de origen urbano	Objetivo	Contexto regional	Unidad funcional	Reparto	Metodología de evaluación de impacto	Software	Categorías de impacto
Mills et al. (2014)	Lodos de PTAR	Evaluar el impacto ambiental y económico relativo de las configuraciones para informar a los tomadores de decisiones en toda la industria e identificar cualquier inconsistencia o anomalía en la política.	Reino Unido	1 t de sólidos secos	No especificado	No especificado	GaBi	AT, ARA, CC, EAD, FOF
Mellino et al. (2015)	Lodos de PTAR	Comparar el desempeño ambiental de diferentes escenarios para el manejo de lodos en una planta de tratamiento de aguas residuales.	Italia	1,000 m ³ de aguas residuales	No especificado	ReCiPe Midpoint	No especificado	AT, ARF, CC, EAD, FMP, FOF, TH
Gourdet et al. (2017)	Lodos de PTAR	Evaluar el impacto ambiental del tratamiento de lodos que combina la digestión anaerobia y la deshidratación mecánica.	Francia	1 t ST de lodo	No especificado	ReCiPe Midpoint (E) V1.08	GaBi v6	AT, CC, EAD, RI, TH
Li et al. (2017)	Lodos de PTAR	Evaluar los consumos de recursos, las emisiones de contaminantes y los beneficios de cinco procesos para el tratamiento de lodos.	China	1 t de sólidos secos	No especificado	CML 2000	OpenLCA	AT, ARA, CC, EAD, FOF, TE, TH
Lombardi et al. (2017)	Lodos de PTAR	Comparar los impactos ambientales y los recursos consumidos en cinco tratamientos aplicados al lodo de aguas residuales.	Italia	1 t de sólidos secos	No especificado	CML 2000	No especificado	ACO, ARA, ARF, AT, CC, EAD, ETAD, ETT, FOF, TH
Buonocore et al. (2018)	Lodos de PTAR	Compare el desempeño ambiental de diferentes escenarios para la eliminación de aguas residuales y lodos en una planta de aguas residuales.	Italia	1,000 m ³ de aguas residuales	No especificado	No especificado	No especificado	ARF, AT, CC, EAD, FMP, FOF, TH
Yoshida et al. (2018)	Lodos de PTAR	Evaluar el perfil ambiental de cinco opciones de tratamiento de lodos de depuradora cuando se incluyen emisiones a largo plazo específicas de la tecnología después de la aplicación a la tierra.	Dinamarca	1,000 kg de lodo mixto	Expansión del sistema	No especificado	No especificado	AT, CC, EAD, EM, ET, ETT, FMP, FOF, TH
Colón et al. (2012)	FORSU	Evaluar el impacto ambiental generado por el tratamiento biológico de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbano.	España	1 mg de FORSU	No especificado	CML 2001	Simapro 7.1.8	ACO, ARA, AT, CC, ET, FOF, TH
Bezama et al. (2013)	FORSU	Comparar tres alternativas para el manejo de RSU y determinar cuál es la más adecuada para el medio ambiente.	Chile	1 t de RSU	No especificado	CML 2000	Simapro 7.1	ACO, ARA, CC

Referencia	Biomasa residual de origen urbano	Objetivo	Contexto regional	Unidad funcional	Reparto	Metodología de evaluación de impacto	Software	Categorías de impacto
Xu et al. (2015)	FORSU	Evaluar los efectos ambientales de tres escenarios de generación de biogás.	China	1 t de sólidos volátiles	No especificado	ReCiPe	No especificado	ACO, ARH, ARM, CC, EAD, EM, ETAD, ETT, FMP, FOF, OSU, OTA, RI, TH, TNT
Woon et al. (2016)	FORSU	Evaluar los impactos ambientales de valorizar el desperdicio de alimentos para tres tipos de uso de energía.	Hong Kong	1 t de desperdicio de comida	No especificado	ReCiPe 1.04	SimaPro 7.2.4	AT, CC, FMP
Ardolino et al. (2018)	FORSU	Demostrar la sostenibilidad ambiental general de la producción de biometano mediante la digestión anaerobia de la fracción orgánica recolectada por separado de los residuos sólidos municipales.	Italia	100 t/d de FORSU	No especificado	No especificado	SimaPro 8.2	CC, ENR, ETT, IR
Ayodele et al. (2018)	FORSU	Evaluar los potenciales de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero mediante el uso de RSU como fuente de producción de electricidad.	Nigeria	Toneladas de RSU tratadas entre 2017 y 2036	No especificado	No especificado	No especificado	CC
Cremiati et al. (2018)	FORSU	Comparar los impactos ambientales de cuatro escenarios diferentes de gestión de RSU.	Italia	1 t de desechos domésticos	No especificado	CML 2	GaBi 7.2.1.12	ARA, AT, CC, EAD, FOF, TH
Mancini et al. (2019)	FORSU	Evaluar el impacto ambiental de dos tipos de técnicas de tratamiento para la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales.	Italia	1,000 t de FORSU	No especificado	ReCiPe midpoint	SimaPro 7.2.4	ACO, ARF, ARH, ARM, AT, CC, EAD, EM, ETAD, ETT, FMP, FOF, OSU, OTA, RI, TH, TNT
Eriksson et al. (2016)	Lodos de PTAR con FORSU	Investigar las diferentes mejoras del desempeño ambiental de los sistemas de biogás a partir del desperdicio de alimentos y lodos de aguas residuales.	Suecia	No especificado	No especificado	CML 2001	No especificado	CC

Referencia	Biomasa residual de origen urbano	Objetivo	Contexto regional	Unidad funcional	Reparto	Metodología de evaluación de impacto	Software	Categorías de impacto
Iordan et al. (2016)	Lodos de PTAR con FORSU	Analizar el desempeño ambiental para la producción de 1 MJ de electricidad a partir de lodos de aguas residuales y residuos orgánicos.	Noruega	1 MJ de electricidad producida	No especificado	No especificado	ARDA v1.8	AT, CC, FMP, FOF
Edwards et al. (2017)	Lodos de PTAR con FORSU	Evaluar el impacto ambiental de la co-digestión anaerobia de lodos de aguas residuales con FORSU para compararlo con el sistema tradicional de gestión de residuos.	Australia	Cantidad anual de RSU desechados y lodos residuales tratados	Expansión del sistema	CML-IA v4.2	SimaPro 8.0	ARA, ARF, AT, CC, EAD, TH
Morero et al. (2017)	Lodos de PTAR con FORSU	Determinar los impactos ambientales asociados con cada etapa de producción de biogás a partir de la co-digestión de lodos de aguas residuales y FORSU y su posterior uso como biometano o electricidad.	Argentina	Generación anual de residuos orgánicos	No especificado	ReCiPe midpoint	SimaPro 8	ARF, AT, CC, EAD, FMP, FOF, OSU, TH
Albini et al. (2018)	Lodos de PTAR con FORSU	Comparar el impacto ambiental de diferentes escenarios para el tratamiento de los lodos de PTAR y FORSU.	Italia	Cantidad anual de lodos de aguas residuales y FORSU	Expansión del sistema	CML-IA v3.02	SimaPro	ARA, CC, ETT
Chiu y Lo (2018)	Lodos de PTAR con FORSU	Evaluar el desempeño ambiental de diferentes escenarios de tratamiento para lodos de PTAR y residuos alimenticios.	Hong Kong	350 t/d de lodos de PTAR y 105 t/d de residuos alimenticios	No especificado	ReCiPe v1.04	SimaPro 7.2.4	AT, CC, FMP, FOF
Tong et al. (2019)	Lodos de PTAR con FORSU	Evaluar el desempeño ambiental de la mono y la co-digestión de lodos de PTAR y residuos alimenticios.	Singapur	1,000 t de residuos alimenticios y 4,400 t de lodo de PTAR	No especificado	No especificado	No especificado	ACO, ARA, ARF, AT, CC, EAD, EM, ETAD, ETT, FOF, TH

ACO: agotamiento de la capa de ozono; ARA: agotamiento de recursos abióticos; ARF: agotamiento de recursos fósiles; ARH: agotamiento de recursos hídricos; ARM: agotamiento de recursos metalúrgicos; AT: acidificación terrestre; CC: cambio climático; EAD: eutrofización de agua dulce; EM: ecotoxicidad marina; ENR: energía no renovable; ET: eutrofización terrestre; ETAD: ecotoxicidad de agua dulce; ETT: ecotoxicidad terrestre; FMP: formación de material particulado; FOF: formación de oxidantes fotoquímicos; IR: inorgánicos respirables; OSU: ocupación de suelo urbano; OTA: ocupación de tierras agrícolas; RI: radiación ionizante; TE: toxicidad ecológica; TH: toxicidad humana; TNT: transformación natural de tierra

Capítulo 3

3. Metodología

Se empleó la metodología de Análisis Ciclo de Vida (ACV), sustentada en las Normas ISO 14040 (ISO, 2006a) y 14044 (ISO, 2006b). La evaluación de los impactos ambientales de los sistemas estudiados consta de cuatro fases y se describen en la *Figura 9*.

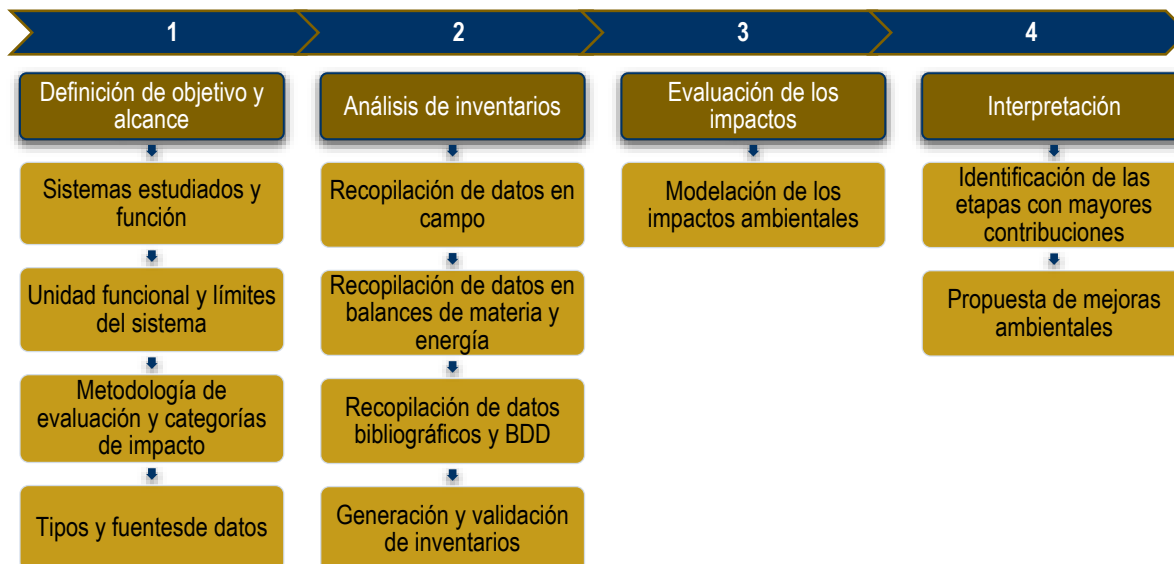


Figura 9. Metodología empleada en este estudio

3.1. Definición de objetivo y alcance

Desarrollar un Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de ocho sistemas de producción de energía eléctrica a partir de biogás generado con biomasa residual con la finalidad de identificar potenciales efectos ambientales y dar recomendaciones para apoyar la mitigación de impactos ambientales, mediante la producción de energías renovables que no endosen los impactos de un medio a otro.

3.1.1 Sistemas estudiados y función

En la *Tabla 9* se detallan los ocho sistemas estudiados y su función es la producción de energía eléctrica a partir de biogás generado con biomasa residual.

3.1.2 Unidad funcional

De acuerdo con lo recomendado por Ahlgren et al. (2012), es importante elegir una unidad funcional (UF) compatible con el objetivo del estudio. En los antecedentes (*Tabla 8*) se puede relacionar fácilmente lo dicho, por ejemplo, cuando el objetivo es determinar la mejor manera de transformar la biomasa, generalmente la UF se define como 1 tonelada de biomasa.

En el presente trabajo, el objetivo es identificar potenciales efectos ambientales de ocho sistemas de producción de energía eléctrica, razón por la cual se definió la UF como 1 kWh de energía eléctrica generada. De esta manera también se puede verificar la hipótesis planteada, ya que con la misma UF se pueden calcular los impactos de la energía eléctrica generada a partir de mix eléctrico nacional y posteriormente, comparar los impactos de sistemas que son considerados energías renovables con un sistema que está compuesto mayoritariamente por combustibles fósiles. Asimismo, se tienen referencias de autores que han utilizado esta unidad funcional en estudios similares (Bacenetti and Fiala, 2015; Bacenetti et al., 2013; Dressler et al., 2012; Fuchsz and Kohlheb, 2015; Ingrao et al., 2015; Meyer-Aurich et al., 2012; Morero et al., 2015).

Tabla 9. Descripción de los sistemas tecnológicos estudiados

Etapa de vida Sistema	Generación de biomasa		Tratamiento de biomasa				Fin de vida de biomasa	
	Obtención	Transporte	Acondicionamiento	Pretratamiento	Generación de biogás	Postratamiento de biogás	Producción de energía eléctrica	Disposición de residuos
1. Lodos de PTAR (A)	PTAR	NA	Espesamiento de lodo secundario con tambor rotatorio	NA	Digestor anaerobio mesofílico	NA	Moto generador	Digestato dispuesto en el suelo y sólidos grueso y finos a disposición en relleno sanitario
2. Lodos de PTAR (B)				PEO				
3. Lodos de PTAR (C)				NA		Sistema HRAP-ABC		
4. Lodos de PTAR (D)				PEO				
5. FORSU (A)	NA	Recolección domiciliaria de RSU, separación de FORSU en estación de transferencia y traslado a planta de biogás	Trituración, mezclado y homogeneización de la FORSU	NA	Digestor anaerobio húmedo mesofílico	NA		Digestato dispuesto sobre el suelo
6. FORSU (B)						Sistema HRAP-ABC		
7. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (A)	PTAR	Recolección domiciliaria de RSU, separación de FORSU en estación de transferencia y traslado a planta de biogás	Espesamiento de lodo secundario con tambor rotatorio y trituración, mezclado y homogeneización de la FORSU	NA	Digestor anaerobio mesofílico	NA		Digestato dispuesto en el suelo y sólidos grueso y finos a disposición en relleno sanitario
8. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (B)						Sistema HRAP-ABC		

NA: No aplica; PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales; FORSU: Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos; PEO: Pretratamiento por electrooxidación; HRAP-ABC: Laguna microalgal de alta tasa conectada a una columna de absorción de gases

3.1.3 Límites del sistema

En los límites del sistema se considera el ciclo de vida completo, desde la adquisición o generación de la biomasa hasta su disposición final, tomando en cuenta todas las entradas y salidas de cada una de las etapas. Se asume una vida útil de 20 años para las plantas que conforman los sistemas y, debido a esto, la construcción no se incluyó en los límites, ya que como mencionan Suh y Rousseaux (2001), los impactos ambientales relacionados con la construcción de instalaciones con una vida útil menor a 30 años son insignificante; este enfoque ha sido adoptado en trabajos de ACV desarrollados por Li et al., (2017) y Mills et al. (2014).

Los límites temporales y geográficos se asumieron para la región de Jalisco, teniendo como referencia datos de balances de materia y energía, bibliográficos y del proyecto CEMIE Bio del año 2018. Se consideran distancias de 50 km para el transporte de la FORSU (recolección domiciliaria de RSU, traslado a estación de transferencia y planta de biogás); 25 km para la disposición de los residuos de la PTAR (de la PTAR al relleno sanitario) y 528 km para el transporte del desinfectante y el floculante (de Ecatepec, Edo de México, a Jalisco).

3.1.3.1 Lodos de purga de PTAR

- Lodos de purga (A)

Este sistema está compuesto por una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas, la cual cuenta con un pretratamiento del agua cruda compuesto por una rejilla de desbaste gruesa de operación mecánica, una criba fina y un desarenador en canal operado por gravedad. El tratamiento del agua sigue con un clarificador primario de sección circular. El sobrenadante del clarificador primario pasa entonces a un proceso biológico aerobio de lodos activados en su variante completamente mezclada, que consta de un reactor biológico de operación continua seguido de un sedimentador.

Los lodos secundarios de purga del proceso de lodos activados pasan a un tambor rotatorio para su espesamiento. Posteriormente, el lodo primario se mezcla directamente con el lodo secundario ya espeso en un tanque de mezcla desde donde el lodo mezclado se bombea hacia el digestor de lodos.

El biogás generado en el digestor anaerobio es captado en la cúpula del digestor y dirigido a un gasómetro. Posteriormente, es utilizado como combustible en un moto generador que produce energía eléctrica y genera agua caliente para el calentamiento del digestor de lodos. Los datos del moto generador fueron proporcionados por el Dr. José Orejel del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C. (IPICYT) (José Fernando Orejel Pajarito, comunicación personal, 14 de septiembre de 2018).

Finalmente, el lodo digerido se extrae del digestor por medio de una bomba de cavidad progresiva, la cual lo envía hacia una centrífuga decantadora, donde el lodo es deshidratado hasta alcanzar una concentración en la torta del 25%. Con el fin de mejorar el grado de deshidratación y compactación del lodo, se efectúa una adición de polímero en la línea de lodos, la cual cuenta con un mezclador estático.

En la Tabla 10 se especifican los datos de diseño (consultora externa, comunicación personal, 2018) del proceso descrito.

- Lodos de purga (B)

Los procesos descritos en el sistema anterior también forman parte de éste, más un pretratamiento para el lodo secundario, el cual sucede una vez que el lodo ha sido espesado por el tambor rotatorio.

El pretratamiento elegido es desarrollado por el Dr. Ulises Durán Hinojosa del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y se trata de una electrooxidación con electrodos de diamante dopado con boro. Éste proceso tiene como propósito pasar de un bajo a un alto contenido de materia orgánica soluble, aumentando la destrucción promedio de sólidos suspendidos volátiles en el digestor anaerobio de 40 a 60%, lo cual tiene como resultado la generación de una mayor cantidad de biogás.

Los datos del pretratamiento, insumos y productos, proporcionados por el Dr. Durán (Ulises Durán Hinojosa, comunicación personal, 19 de noviembre de 2018) fueron calculados para la cantidad de lodos secundarios generados en la PTAR. La *Figura 10* muestra el reactor experimental para pretratamiento por electrooxidación en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental (LIA-II). Posteriormente, el lodo pretratado pasa al tanque de mezcla y continúa el proceso descrito anteriormente.

- Lodos de purga (C)

En el caso de este sistema, se agregó al sistema de lodos (A) un postratamiento al biogás que consiste en una laguna microalgal de alta tasa (HRAP por sus siglas en inglés) conectada a una columna de absorción de gases (ABC), mejor conocido como sistema HRAP-ABC (*Figura 11*). El HRAP se opera bajo condiciones alcalinas-básicas, que favorecen la solubilización del CO₂ y H₂S presentes en el biogás. A la corriente gaseosa producto del post-tratamiento se le conoce como biometano o biogás enriquecido y el porcentaje de CH₄ aumenta de 60-65% a 95% (Franco, 2018). Como consecuencia directa del aumento en la concentración de CH₄, el poder calorífico del biogás enriquecido es mayor en comparación con el del biogás y se produce mayor cantidad de energía eléctrica. El análisis se basó en la información proporcionada por el especialista en el tema Dr. Armando González Rodríguez (Armando González Rodríguez,

comunicación personal, 25 de octubre de 2018) del Instituto de Ingeniería de la UNAM y el artículo científico de Bahr et al. (2014). El biogás enriquecido es dirigido a un gasómetro y continúa el proceso descrito en la sección de lodos de purga (A).

- Lodos de purga (D)

El sistema lodos de purga (D) incluye el sistema de lodos de purga (A) más el pretratamiento de lodos secundarios, descrito en la sección de lodos de purga (B), y el postratamiento del biogás considerado en el sistema de lodos de purga (C).

Los límites de los cuatro sistemas de lodos de PTAR se encuentran representados en la Figura 12.

Tabla 10. Datos de diseño del proceso considerado para los sistemas de lodos de PTAR

Etapa	Parámetro	Valor
PTAR	Temperatura*	20 °C
	Flujo*	215 L/s
	DQO en agua cruda*	500 mg/L
	DBO en agua cruda*	220 mg/L
	[SSV] en agua cruda	80%
	Eficiencia de remoción de DQO*	85%
Espesamiento	[SST]	3.5%
Digestión anaerobia	Temperatura	37 °C
	Destrucción de SSV*	40%
	Contenido de CH ₄ en el biogás	60%
	Factor de generación de biogás	0.8 m ³ /kgSSVdest
Motogenerador	Capacidad	150 kWe
	Eficiencia	35%

*Valor promedio

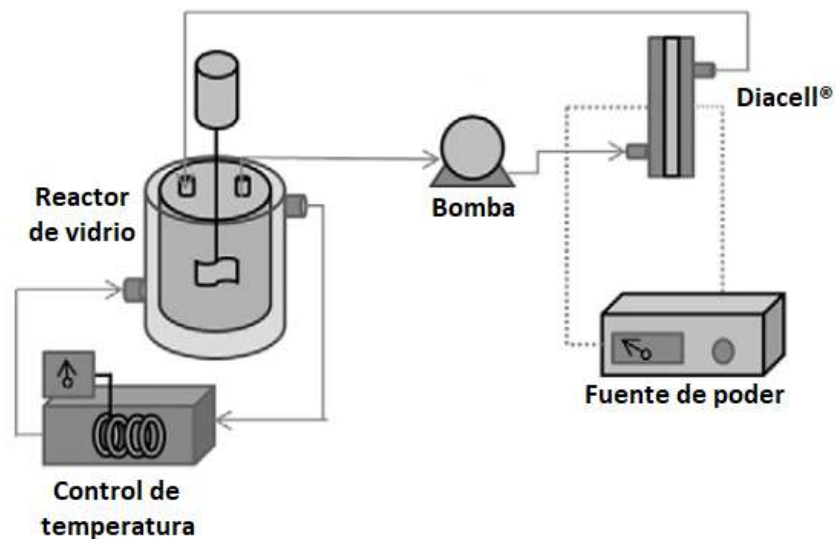


Figura 10. Reactor experimental para pretratamiento de lodos secundarios por electrooxidación
Fuente: Barrios et al. (2016).

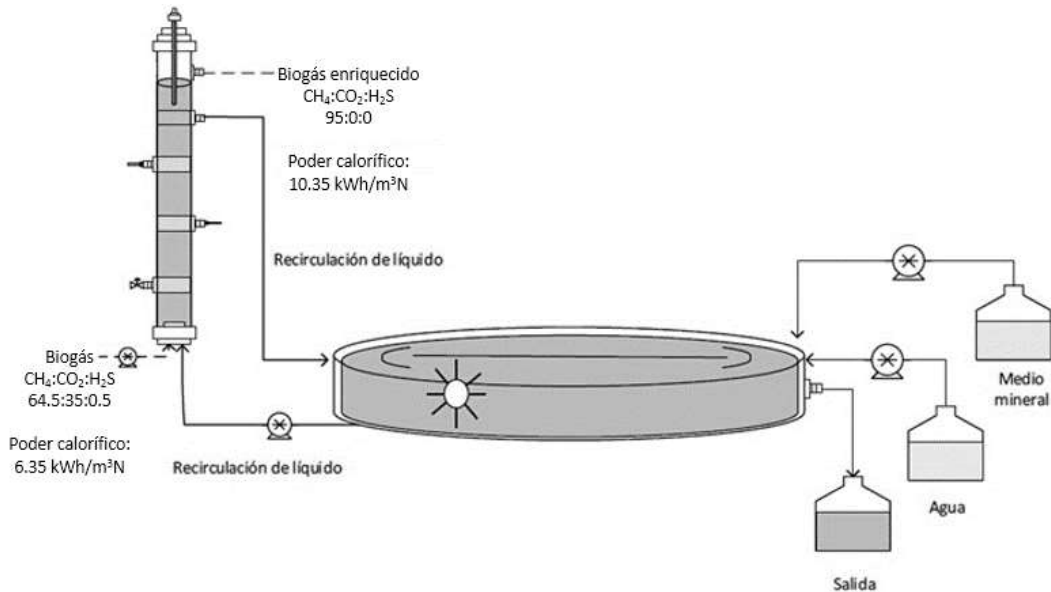


Figura 11. Laguna microalgal de alta tasa conectada a una columna de absorción de gases
Fuente: Franco (2018).

3.1.3.2 FORSU

- FORSU (A)

En este sistema se considera el transporte utilizado durante la recolección domiciliar de los RSU, la separación de la FORSU en la estación de transferencia y su traslado a la planta de biogás. Una vez que los residuos orgánicos llegan a la planta, son vaciados manualmente hacia una banda transportadora perforada, la cual sirve como elemento de cribado grueso del material que se recibe.

El líquido separado en estas bandas, conocido como lixiviados, y los sólidos menores vierten en canaletas de acero donde son colectados por una tubería que los lleva al mezclador, donde son diluidos con agua de primer uso. Por su parte, los sólidos gruesos caen a una segunda banda que los transporta hacia la etapa de trituración y molienda.

Los sólidos transportados llegan a una tolva que alimenta a un equipo triturador, el cual tiene el objetivo de reducir el tamaño de estos sólidos, de 25 mm a 20 mm en promedio. Los sólidos ya triturados pasan hacia un equipo de mezclado y dilución. Posteriormente son enviados a un tanque buffer para la regulación del flujo y homogeneización. Finalmente, desde este tanque buffer los residuos mezclados y diluidos se bombean hacia un digestor de lodos.

Dado que la digestión anaerobia opera óptimamente en el intervalo de la neutralidad, la planta cuenta con un sistema de dosificación y bicarbonato de sodio para ajustar el pH de los residuos. La digestión de los ROS mezclados y diluidos se lleva a cabo en un digestor de lodos de media tasa completamente mezclado. La mezcla se realiza mediante una bomba centrífuga trituradora inatascable que succiona el lodo del fondo del digestor y lo inyecta a dos niveles superiores distintos en una operación secuencial.

El biogás generado en el digestor anaerobio es captado en la cúpula del digestor y dirigido a un gasómetro y es utilizado como combustible en una máquina de cogeneración, que produce energía eléctrica y genera agua caliente para el calentamiento del digestor de lodos.

El desaguado del digestato se realiza mediante una centrífuga decantadora. El digestato entra en un decantador centrífugo para su deshidratación.

Los datos de diseño (consultora externa, comunicación personal, 2018) del proceso descrito se especifican en la Tabla 11.

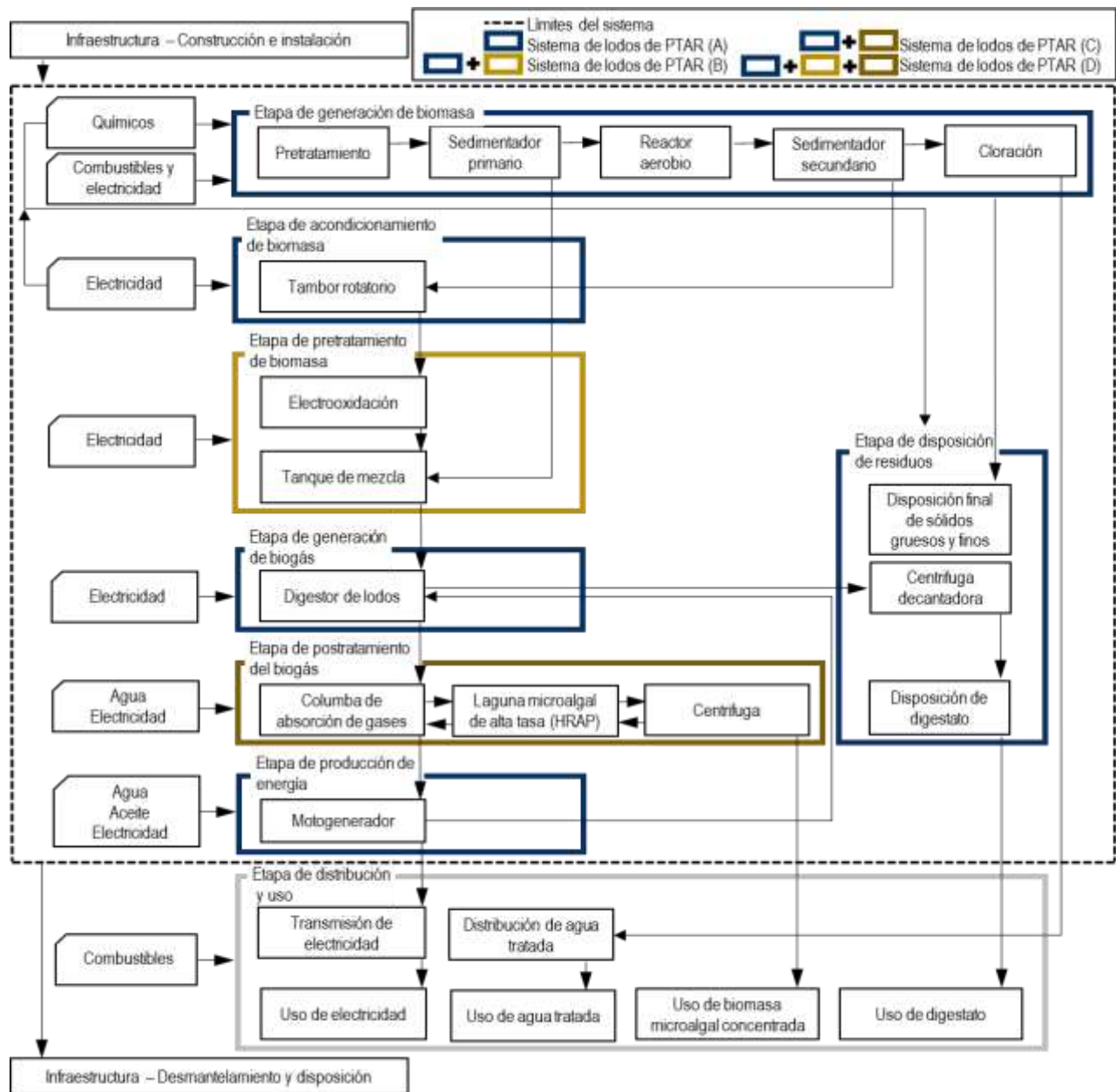


Figura 12. Límites de los sistemas de lodos de PTAR

Tabla 11. Datos de diseño del proceso considerado para los sistemas de FORSU

Etapa	Parámetro	Valor
Acondicionamiento	Capacidad máxima de FORSU a procesar	15 t/d
	[SST]	29.7%
	[SST]	10%
Digestión anaerobia	Temperatura	37 °C
	Destrucción de SSV*	60%
	Contenido de CH ₄ en el biogás	60%
Motogenerador	Capacidad	150 kWe
	Eficiencia	32%

*Valor promedio

- FORSU (B)

Los procesos del sistema anterior también se consideraron en éste y se le agregó el postratamiento del biogás descrito en la sección de lodos de purga (C).

En la Figura 13 se encuentran representados los límites de los sistemas de FORSU (A) y FORSU (B).

3.1.3.3 Co-digestión de lodos de PTAR con FORSU

- Co-digestión de lodos de purga con FORSU (A)

Este sistema es una combinación del sistema lodos de purga (A) y FORSU (A). Se lleva a cabo el pretratamiento del agua residual cruda, la clarificación primaria y el tratamiento biológico aerobio y en paralelo sucede la recepción y cribado de los residuos, así como su mezclado y dilución para su posterior digestión junto con los lodos de purga.

El biogás generado en el digestor anaerobio es captado en la cúpula del digestor y dirigido a un gasómetro y es utilizado como combustible en una máquina de cogeneración, que produce energía eléctrica y genera agua caliente para el calentamiento del digestor de lodos.

Finalmente, el lodo digerido se extrae del digestor por medio de una bomba de cavidad progresiva, la cual lo envía hacia una centrífuga decantadora, donde el lodo es deshidratado hasta alcanzar una concentración en la torta del 25%. Con el fin de mejorar el grado de deshidratación y compactación del lodo, se efectúa una adición de polímero en la línea de lodos, la cual cuenta con un mezclador estático.

En la Tabla 12 se especifican los datos de diseño (consultora externa, comunicación personal, 2018) del proceso descrito.

Tabla 12. Datos de diseño del proceso considerado para los sistemas de co-digestión de lodos de PTAR con FORSU

Etapa	Parámetro	Valor
PTAR	Temperatura*	20 °C
	Flujo*	170 L/s
	DQO en agua cruda*	500 mg/L
	DBO en agua cruda*	220 mg/L
	[SSV] en agua cruda	80%
Espesamiento de lodos de PTAR	[SST]	3.5%
Acondicionamiento de la FORSU	Capacidad máxima de FORSU a procesar	5.5 t/d
	[SST]	29.7%
Digestión anaerobia	Temperatura	37 °C
	Destrucción de SSV*	40%
	Contenido de CH ₄ en el biogás	65%
Motogenerador	Factor de generación de biogás	0.64 m ³ /kgSSVdest
	Capacidad	150 kW _e
	Eficiencia	32%

*Valor promedio

- Co-digestión de lodos de purga con FORSU (B)

Para este sistema se agregó al anterior el postratamiento del biogás con el sistema HRAP-ABC.

En la Figura 14 se encuentran los límites de los sistemas de co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (A) y (B).

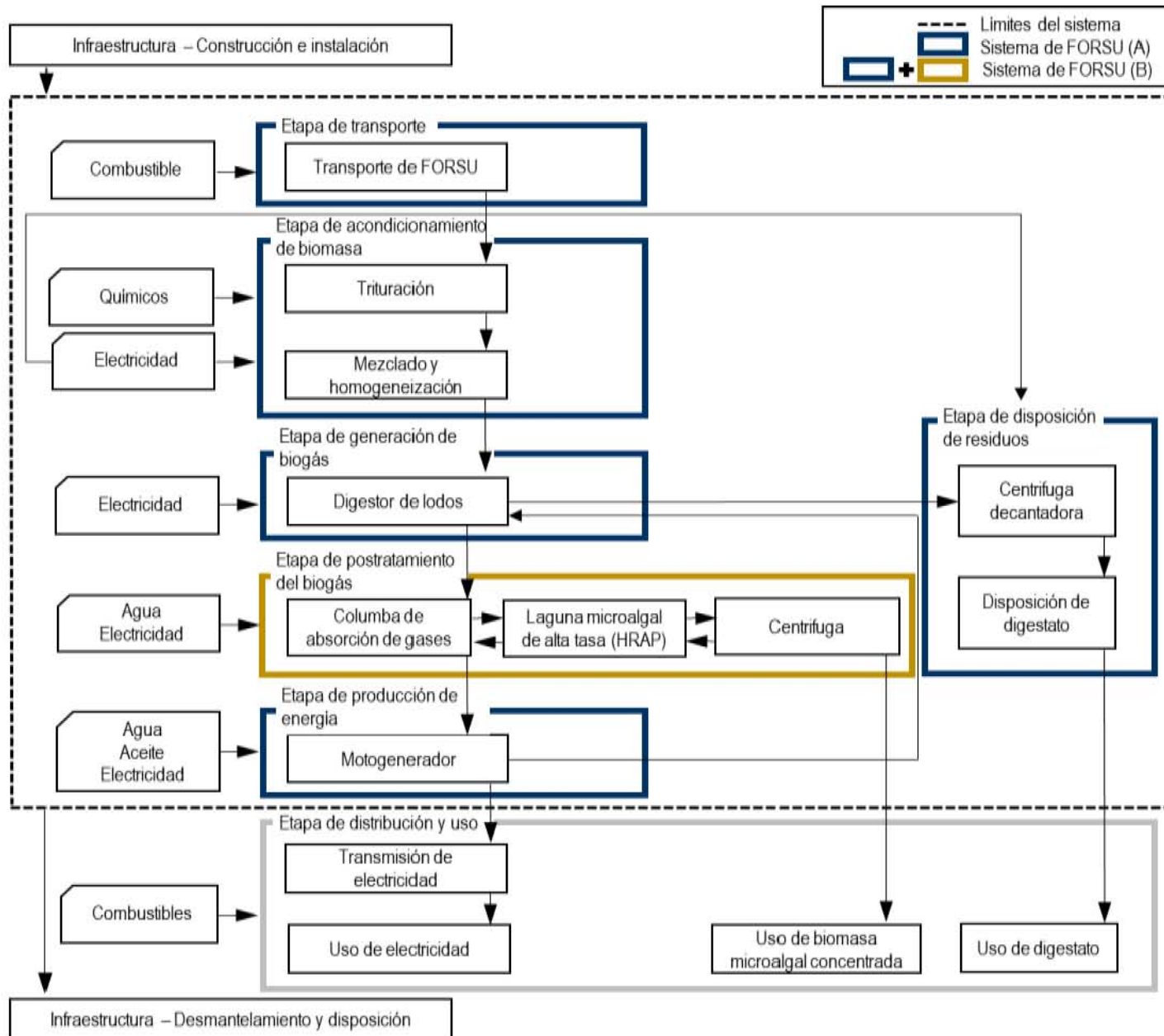


Figura 13. Límites de los sistemas de FORSU

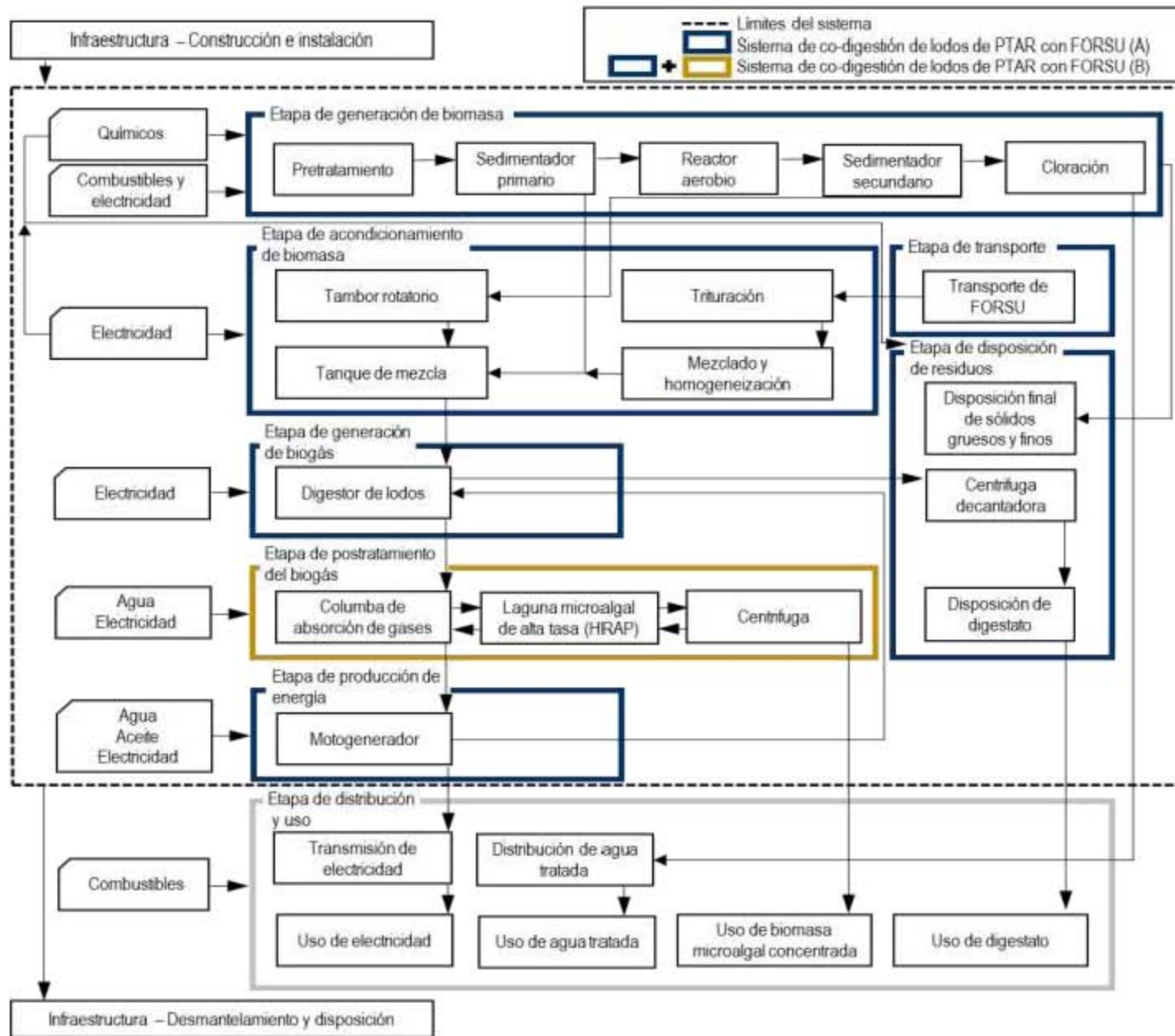


Figura 14. Límites de los sistemas de co-digestión

3.1.4 Método de reparto

El método de reparto se seleccionó después de consultar diferentes autores (Pradel et al., 2016; Sfez et al. 2020; Toniolo et al. 2017), ya que existe un debate en torno al tipo de reparto que deben recibir los residuos que son aprovechados, situación en la que dejan de ser un residuo y se convierten en materia prima. Un claro ejemplo de esto es el tipo de biomasa considerada en esta tesis, los lodos de PTAR y la FORSU, que es empleada para producir energía, lo cual difiere de su disposición tradicional, en un relleno sanitario. Finalmente, se optó por adoptar un reparto másico y se describe a continuación para cada tipo de biomasa.

a) Lodos de purga de PTAR

Los lodos que se utilizan para producir energía eléctrica se generan en la planta de tratamiento, sin embargo, son una consecuencia del tratamiento de las aguas residuales y generalmente son considerados un residuo. El objetivo principal de la planta es obtener agua con una calidad suficiente para poder ser descargada a un cuerpo de agua, de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 1997), a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, según las especificaciones de la NOM-002-SEMARNAT-1996 (DOF, 1998a), o reutilizada en servicios al público, conforme a la NOM-003-SEMARNAT-1997 (DOF, 1998b).

Debido a lo anterior, para calcular el impacto de la planta de tratamiento de aguas residuales se aplicó la Ecuación (1):

$$\text{Impacto de la PTAR con reparto} = (\text{impacto del tratamiento primario} * 0.5) + (\text{impacto del tratamiento secundario} * 0.65) \quad (1)$$

Donde 0.5 significa que el 50% de los impactos ambientales modelados para la etapa del tratamiento primario se van a considerar porque, como mencionan Metcalf y Eddy (2003), en este tratamiento se remueve el 50% de sólidos suspendidos, sólidos que resultan ser los lodos de purga del tratamiento primario. Por otro lado, .65 representa que el 65% de los impactos del tratamiento secundario serán considerados ya que, con base en Noyola et al., (2013), es el porcentaje de DQO que se transforma en nuevas células, las cuales son purgadas del reactor aerobio y denominadas generalmente como lodos secundarios.

b) FORSU

En los sistemas que utilizan FORSU, el reparto se aplicó en una parte de la etapa de transporte, específicamente en la recolección domiciliaría y su traslado a la estación de transferencia, ya que se consideró que la recogida de residuos sólidos urbanos (RSU) no era selectiva. Lo anterior implica que los RSU incluyen tanto residuos orgánicos como inorgánicos y debido a que en este trabajo solo se considera la fracción orgánica, no se podía considerar el 100% del impacto que se generara en esta etapa. El impacto final se calculó con la Ecuación (2):

$$\begin{aligned} &\text{Impacto total del transporte con reparto} \\ &= (\text{impacto del transporte en la recogida domiciliaría y su traslado a la estación} \\ &\text{de transferencia} * 0.5) + \text{impacto de transporte de la FORSU a la planta de biogás} \end{aligned} \quad (2)$$

La multiplicación por 0.5 se asumió considerando que la composición promedio en México de los RSU corresponde, de acuerdo con lo ya mencionado en el marco teórico (Figura 4), en un 50% a los residuos orgánicos.

3.1.5 Metodología de evaluación de impacto seleccionada

Para la evaluación de impacto de ciclo de vida se seleccionó la metodología ReCiPe. El método se basa en el cálculo de factores de caracterización, los cuales se aplican para convertir los resultados del análisis del inventario a la unidad común de una categoría y son obtenidos mediante modelos de caracterización.

En comparación con otras metodologías, se destaca por manejar dieciocho categorías de impacto a punto medio (problemas ambientales) y tres a punto final (áreas de protección ambiental), las cuales consideran tres perspectivas diferentes (Goedkoop et al., 2013):

- Individualista (I): está basada en el interés a corto plazo, con tipos de impacto que son indiscutibles. Maneja un horizonte temporal a 20 años.
- Jerárquica (H): se basa en los principios de política más comunes con respecto al marco temporal y otros temas. Maneja un horizonte temporal a 100 años.
- Igualitaria (E): es la más precautoria, tiene en cuenta el período de tiempo más largo, los tipos de impacto que aún no están completamente establecidos, pero para los cuales se dispone de alguna indicación. Maneja un horizonte temporal a 500 años.

En esta tesis se seleccionaron siete categorías de impacto a punto medio con perspectiva (H) (descritas más adelante Tabla 13). Sin embargo, debido al aumento en el interés por los sistemas analizados, se prevé la necesidad de evaluar su impacto en las áreas de protección (Figura 8). Además, ReCiPe ha sido utilizada en estudios de ACV para la producción de energía a partir de diferentes tipos de biomasa (De Vries et al. 2012; Lijó et al. 2014; Pacetti et al. 2015) y, en específico, a partir de la digestión anaerobia de los tipos de biomasa que se abordan en esta tesis: lodos de PTAR, FORSU (Gourdet et al. 2017; Mancini et al. 2019; Mellino et al. 2015; Morero et al. 2017; Woon et al. 2016; Xu et al. 2015). Debido a lo anterior, resulta conveniente enmarcar la evaluación de impacto bajo ésta metodología.

3.1.6 Categorías de impacto seleccionadas

La elección de las categorías de impacto ambiental a incluir en un estudio de ACV depende del objetivo del estudio (Sacramento Rivero et al. 2018). Atendiendo lo anterior, las categorías de impacto seleccionadas son de punto medio, ya que de acuerdo con el objetivo planteado se debían elegir las categorías que reflejaran problemas ambientales.

De las 18 categorías de punto medio que incluye la metodología ReCiPe, se seleccionaron siete (Tabla 13) por la relevancia que tienen en el presente estudio. Las categorías de cambio climático, acidificación terrestre, disminución de la capa de ozono, formación de oxidantes fotoquímicos y toxicidad humana son implementadas con más frecuencia en estudios similares de ACV (De Vries et al. 2012; Lijó et al. 2014; Pacetti et al. (2015), así como en los antecedentes mencionados en la Tabla 8, debido a la problemática ambiental que se vive en la actualidad a nivel mundial. La categoría de eutrofización de agua dulce se incluyó en el estudio al contar con sistemas que tienen como principal objetivo disminuir la contaminación de las aguas residuales, las cuales, en su mayoría, son descargadas a ríos. El agotamiento de recursos hídricos se incluyó al notar que la etapa de postratamiento de biogás tenía impactos significativos en esta categoría en comparación con el resto.

Tabla 13. Categorías de impacto seleccionadas

Categoría de impacto	Abreviación	Unidad	Factor de caracterización
Cambio climático	CC	kg CO ₂ eq.	Potencial de calentamiento global
Acidificación terrestre	AT	kg SO ₂ eq.	Potencial de acidificación terrestre
Disminución de la capa de ozono	DCO	kg CFC-11 eq.	Potencial de disminución de la capa de ozono
Eutrofización de agua dulce	EAD	kg P eq.	Potencial de eutrofización de agua dulce
Formación de oxidantes fotoquímicos	FOF	kg NMVOC eq.	Potencial de formación de oxidantes fotoquímicos
Toxicidad humana	TH	kg 1.4-DB eq.	Potencial de toxicidad humana

Agotamiento de recursos hídricos	ARH	m ³	Potencial de agotamiento de recursos hídricos
----------------------------------	-----	----------------	---

Fuente: Adaptado de Huijbregts et al. (2017).

3.1.7 Software utilizado

Para la realización de la evaluación del impacto de ciclo de vida (EICV), se utilizó el software GaBi Professional, versión 8.7.0.18, programa desarrollado por la empresa Thinkstep, el cual cuenta con su propia base de datos y, además, tiene integrado la base de datos Ecoinvent, versión 3.4. El software permite modelar los impactos ambientales del ciclo de vida, ya sea mediante el uso de las bases de datos que tiene integradas o con el uso de bases de datos de inventario propias (creadas por el usuario con datos reales y/o referencias bibliográficas).

Es importante destacar que, en el caso particular de los sistemas que trabajan con lodos de PTAR, este software calcula los impactos con la misma metodología que propone Godin et al. (2012), la cual evita las limitaciones de la evaluación tradicional al considerar el beneficio ambiental neto (NEB por sus siglas en inglés) de la PTAR. El NEB permite mostrar las compensaciones ambientales entre el impacto evitado debido al tratamiento de aguas residuales y el impacto inducido por el ciclo de vida de la PTAR. El NEB y la evaluación tradicional muestran resultados similares para las categorías de impacto relacionadas únicamente con el ciclo de vida de la PTAR, pero difieren en las categorías en las que el beneficio ambiental del tratamiento de aguas residuales se tiene en cuenta, ya que NEB considera que la calidad de las aguas residuales es influyente, mientras que la evaluación tradicional no.

3.1.8 Tipos y fuentes de datos

Los datos para este estudio fueron recopilados siguiendo los lineamientos establecidos por la norma ISO 14044:2006 (ISO, 2006b), que establece los requisitos y directrices de la metodología de ACV.

Como se mencionó anteriormente, la norma específica que estos datos se pueden recopilar de los sitios de producción asociados con los procesos unitarios dentro de los límites del sistema o se pueden obtener o calcular de otras fuentes. En la práctica, todos los datos pueden incluir una mezcla de datos medidos, calculados o estimados (ISO, 2006b).

Debido a que el presente trabajo se desarrolló en el marco de la investigación del Centro Mexicano de Innovación en Bioenergía (CEMIE-Bio), Clúster de Biocombustibles Gaseosos, se solicitó información a los investigadores que trabajaran con los tipos de biomasa de origen urbano que aborda esta tesis para definir los sistemas tecnológicos. Dicha información es referente a las etapas que existen durante todo el ciclo de vida de los sistemas, así como a las entradas (electricidad, materias primas, combustibles) y salidas (emisiones, descargas, residuos) involucradas en ellas. Los datos restantes se obtuvieron a partir de visitas de campo, balances de materia y energía y artículos científicos.

3.2.8.1 Visitas de campo

Se realizaron visitas a diferentes instalaciones para conocer a detalle las etapas que conforman los sistemas tecnológicos en estudio. En el ANEXO A. Visitas de Campo se presentan datos puntuales y la memoria fotográfica de tres de las visitas.

Visitas de campo realizadas:

- Planta de tratamiento de aguas residuales “Xalapa I”
- Planta de tratamiento de aguas residuales “Atotonilco”
- Planta piloto de digestión anaerobia de residuos sólidos municipales de la Facultad de Química de la UNAM
- Estación de transferencia “Central de Abastos”

- Planta de selección y aprovechamiento de RSU “San Juan de Aragón”
- Relleno sanitario “El Milagro”
- Planta de composta “Bordo Poniente”

3.2.8.2 *Balances de materia y energía*

Con la finalidad de obtener los datos restantes, fue necesario realizar balances de materia y energía para cada sistema tecnológico en estudio. Los balances fueron realizados por un consultor externo al grupo de trabajo, lo cual apoyó la validación de los datos.

Con fines de comparación, las premisas que definieron los balances son las siguientes:

1. Los casos de estudio se efectuaron para la misma localidad, con el fin de que la evaluación del ACV considere las mismas distancias de traslado de insumos. Debido a que los tipos de biomasa residual de origen urbano de esta tesis forman parte de una investigación más grande que incluye vinazas descargadas por una fábrica de tequila, resulta conveniente que la localidad seleccionada sea el Estado de Jalisco, que es donde se concentra mayoritariamente la producción tequilera del país.
2. Los casos de estudio contemplarán que las plantas tendrán la misma capacidad de producción de energía eléctrica a partir de cada sustrato: 100 kWh/h.

3.2 Análisis de inventarios

Como lo señala la ISO 14040 (ISO, 2006a), una vez que se cuantificaron las entradas y salidas de las tecnologías en estudio, se referenciaron a la unidad funcional para construir los inventarios de cada ciclo de vida y se prosiguió con el análisis y validación de estos.

3.2.1 Validación de los datos

De acuerdo con la norma ISO 14044 (ISO, 2006b), la validación puede implicar, por ejemplo, realizar balances materia y/o balances de energía y, tomando en cuenta que cada proceso unitario obedece las leyes de conservación de la materia y energía, los balances de materia y energía proporcionan una verificación útil de la validez de la descripción de un proceso unitario, por lo tanto, los balances que se realizaron proporcionaron dicha verificación.

Capítulo 4

4. Análisis del Inventario

En este capítulo se presentan los datos que conforman el Inventario de Ciclo de Vida (ICV) de las tecnologías en estudio. Todas las cantidades fueron obtenidas con base en la unidad funcional (UF), la cual corresponde a 1 kWh de energía eléctrica producido por cada uno de los sistemas.

Como se presentó en la *Tabla 9*, en este trabajo se abordan ocho sistemas tecnológicos, por lo cual, se desarrolló un inventario para cada uno de ellos. Los ICV se organizaron de la siguiente manera: en la misma tabla se agruparon los sistemas tecnológicos que comparten la misma biomasa como sustrato (Figura 15); se tomaron en cuenta las etapas de ciclo de vida de los sistemas tecnológicos para seccionarlos (Figura 16); y están separados en inventarios de entradas y salidas.

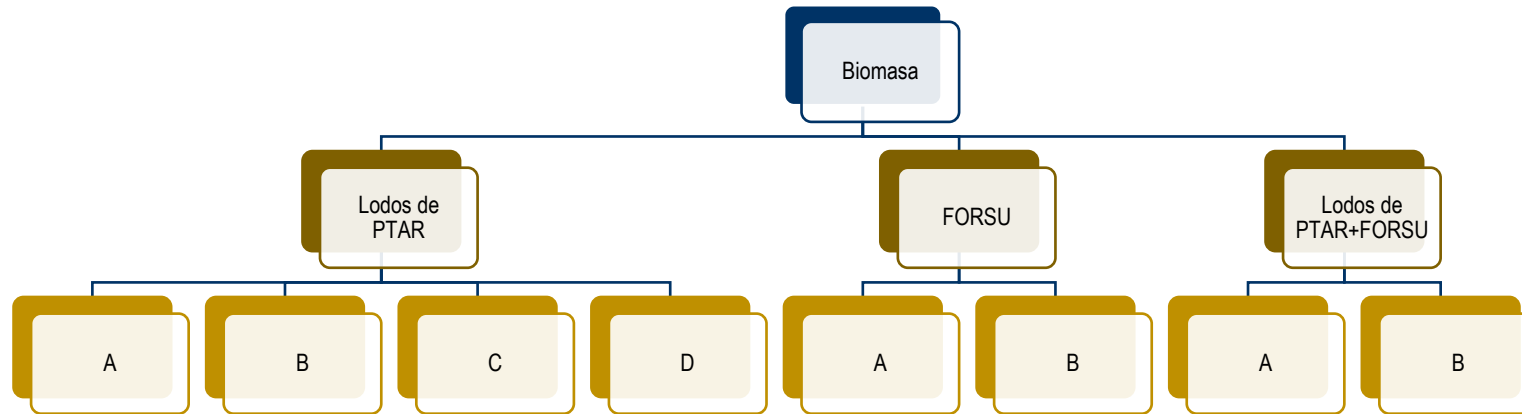


Figura 15. Organización de los inventarios

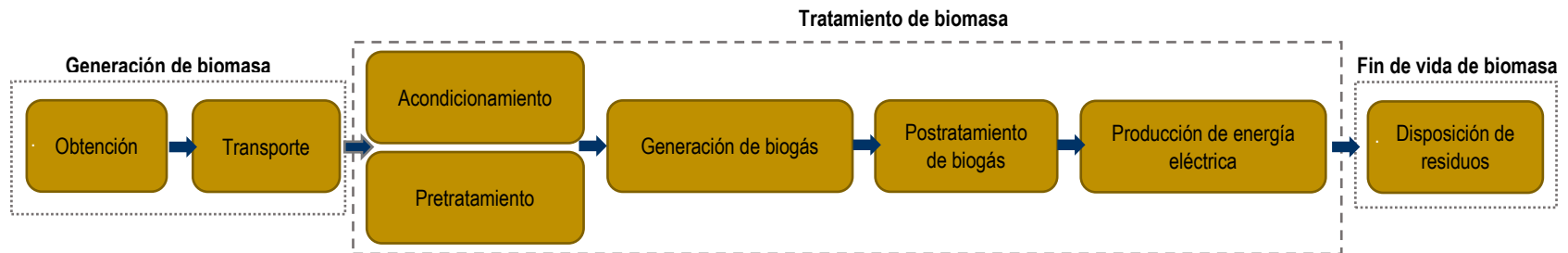


Figura 16. Etapas de ciclo de vida de los sistemas tecnológicos

4.1. Inventario de la producción de energía eléctrica generada a partir de lodos de PTAR

El inventario de entradas de la producción de energía generada a partir de lodos de purga de PTAR se presenta en la *Tabla 14*.

Tabla 14. Inventario de entradas de la producción de energía a partir de lodos de purga de PTAR

ENTRADAS						
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF				FUENTE DE INFORMACIÓN
		1. Lodos de PTAR (A)	2. Lodos de PTAR (B)	3. Lodos de PTAR (C)	4. Lodos de PTAR (D)	
OBTENCIÓN DE BIOMASA (PTAR)						
Agua residual	m ³	8.60E+00	5.73E+00	5.27E+00	3.51E+00	Balance de materia y energía ¹
DBO ₅	kg	1.89E+00	1.26E+00	1.16E+00	7.73E-01	
DQO	kg	4.30E+00	2.87E+00	2.63E+00	1.76E+00	
SST	kg	1.89E+00	1.26E+00	1.16E+00	7.73E-01	
NTT	kg	3.44E-01	2.29E-01	2.11E-01	1.40E-01	
P	kg	6.88E-02	4.58E-02	4.21E-02	2.81E-02	
Fe	kg	7.65E-03	5.10E-03	4.69E-03	3.13E-03	Hernández-Padilla et al. (2017)
Mg	kg	5.16E-04	3.44E-04	3.16E-04	2.11E-04	
Pb	kg	6.02E-04	4.01E-04	3.69E-04	2.46E-04	
Cd	kg	4.30E-04	2.87E-04	2.63E-04	1.76E-04	
Hg	kg	8.60E-06	5.73E-06	5.27E-06	3.51E-06	
As	kg	2.58E-05	1.72E-05	1.58E-05	1.05E-05	
Cr	kg	2.58E-04	1.72E-04	1.58E-04	1.05E-04	
Zn	kg	1.55E-03	1.03E-03	9.48E-04	6.32E-04	
Cu	kg	4.30E-04	2.87E-04	2.63E-04	1.76E-04	
Desinfectante (NaClO)	kg	1.67E-03	1.11E-03	1.02E-03	6.81E-04	
Electricidad	kWh	2.24E+00	1.49E+00	1.37E+00	9.16E-01	
Transporte	t km	2.21E-02	1.47E-02	1.35E-02	9.02E-03	
ACONDICIONAMIENTO DE LODO SECUNDARIO (Espesamiento con tambor rotatorio)						
Lodo activado	kg	2.78E-01	1.85E-01	1.70E-01	1.14E-01	Balance de materia y energía ¹
Electricidad	kWh	4.14E-02	2.76E-02	2.54E-02	1.69E-02	
PRETRATAMIENTO DE LODO SECUNDARIO (Electrooxidación)						

ENTRADAS						
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF				FUENTE DE INFORMACIÓN
		1. Lodos de PTAR (A)	2. Lodos de PTAR (B)	3. Lodos de PTAR (C)	4. Lodos de PTAR (D)	
Lodo activado acondicionado	kg	NA	1.67E-01	NA	1.02E-01	Balance de materia y energía ²
Electricidad	kWh	NA	2.87E-01	NA	1.76E-01	
GENERACIÓN DE BIOGÁS (Digestión anaerobia mesofílica)						
Mezcla de lodo (lodo primario + lodo activado acondicionado)	kg	1.18E+00	NA	7.24E-01	NA	Balance de materia y energía ¹
Mezcla de lodo (lodo primario + lodo activado acondicionado y pretratado)	kg	NA	7.87E-01	NA	4.82E-01	
Electricidad	kWh	2.53E-01	1.69E-01	1.55E-01	1.04E-01	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS (Sistema HRAP-ABC)						
Biogás	m ³	NA	NA	2.76E-01	1.84E-01	Balance de materia y energía ³
NaHCO ₃	kg	NA	NA	2.26E-02	1.50E-02	
Agua de reemplazo	m ³	NA	NA	4.36E-02	2.91E-02	
Electricidad	kWh	NA	NA	2.89E-01	1.93E-01	
Transporte	tkm	NA	NA	4.29E+00	2.86E+00	
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD						
Biogás	m ³	4.50E-01	3.00E-01	NA	NA	Balance de materia y energía ¹
Biogás enriquecido (biometano)	m ³	NA	NA	1.88E-01	1.25E-01	Balance de materia y energía ³
Aceite	L	3.23E-04	2.15E-04	1.98E-04	1.32E-04	Balance de materia y energía ⁴
Agua	L	9.16E-01	6.11E-01	5.61E-01	3.74E-01	
Electricidad	kWh	1.24E-01	8.29E-02	7.62E-02	5.08E-02	
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS						

ENTRADAS						
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF				FUENTE DE INFORMACIÓN
		1. Lodos de PTAR (A)	2. Lodos de PTAR (B)	3. Lodos de PTAR (C)	4. Lodos de PTAR (D)	
Lodo estabilizado	kg	8.03E-01	2.73E-01	4.92E-01	1.67E-01	Balance de materia y energía ¹
Transporte	tkm	1.14E-03	3.89E-04	7.01E-04	2.38E-04	
Polímero	kg	2.17E-03	7.36E-04	1.33E-03	4.51E-04	
Electricidad	kWh	1.06E-01	7.06E-02	6.49E-02	4.32E-02	

¹ Consultora externa, comunicación personal (2018).

² Ulises Durán Hinojosa, comunicación personal (19 de noviembre de 2018).

³ Armando González Rodríguez, comunicación personal (25 de octubre de 2018).

⁴ José Fernando Orejel Pajarito, comunicación personal (14 de septiembre de 2018).

En la *Tabla 15* se presenta el inventario de salidas de la producción de energía generada a partir de lodos de purga de PTAR.

Tabla 15. Inventario de salidas de la producción de energía a partir de lodos de purga de PTAR

SALIDAS						
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF				FUENTE DE INFORMACIÓN
		1. Lodos de PTAR (A)	2. Lodos de PTAR (B)	3. Lodos de PTAR (C)	4. Lodos de PTAR (D)	
OBTENCIÓN DE BIOMASA (PTAR)						
Agua tratada	m ³	8.56E+00	5.71E+00	5.25E+00	3.50E+00	Balance de materia y energía ¹
Lodos primarios	kg	9.31E-01	6.20E-01	5.70E-01	3.80E-01	
Lodos activados	kg	2.78E-01	1.85E-01	1.70E-01	1.14E-01	
Residuos inertes	kg	8.44E-01	5.63E-01	5.17E-01	3.45E-01	
CH ₄	kg	2.96E-04	1.97E-04	1.81E-04	1.21E-04	Noyola et al. (2018)
N ₂ O	kg	2.45E-02	1.63E-02	1.50E-02	1.00E-02	Colón et al. (2015)
DBO ₅	kg	1.38E-01	9.17E-02	8.43E-02	5.62E-02	Balance de materia y energía ¹
DQO	kg	5.67E-01	3.78E-01	3.48E-01	2.32E-01	
SST	kg	2.58E-01	1.72E-01	1.58E-01	1.05E-01	
NTT	kg	1.89E-01	1.26E-01	1.16E-01	7.73E-02	
P	kg	6.02E-02	4.01E-02	3.69E-02	2.46E-02	Hernández-Padilla et al. (2017)
Fe	kg	1.29E-03	8.60E-04	7.90E-04	5.27E-04	
Mg	kg	2.58E-04	1.72E-04	1.58E-04	1.05E-04	

SALIDAS						
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF				FUENTE DE INFORMACIÓN
		1. Lodos de PTAR (A)	2. Lodos de PTAR (B)	3. Lodos de PTAR (C)	4. Lodos de PTAR (D)	
Pb	kg	2.75E-04	1.83E-04	1.69E-04	1.12E-04	Hernández-Padilla et al. (2017)
Cd	kg	2.23E-04	1.49E-04	1.37E-04	9.13E-05	
Hg	kg	8.60E-06	5.73E-06	5.27E-06	3.51E-06	
As	kg	1.72E-05	1.15E-05	1.05E-05	7.02E-06	
Cr	kg	1.40E-04	9.33E-05	8.58E-05	5.72E-05	
Zn	kg	6.28E-04	4.18E-04	3.85E-04	2.56E-04	
Cu	kg	1.81E-04	1.20E-04	1.11E-04	7.38E-05	
ACONDICIONAMIENTO DE LODO SECUNDARIO (Espesamiento con tambor rotatorio)						
Lodo activado acondicionado	kg	2.50E-01	1.67E-01	1.53E-01	1.02E-01	Balance de materia y energía ¹
PRETRATAMIENTO DE LODO SECUNDARIO (Electrooxidación)						
Lodo activado pretratado	kg	NA	1.67E-01	NA	1.02E-01	Balance de materia y energía ²
GENERACIÓN DE BIOGÁS (Digestión anaerobia mesofílica)						
Biogás	m ³	4.50E-01	3.00E-01	2.76E-01	1.84E-01	Balance de materia y energía ¹
Lodo estabilizado	kg	8.03E-01	2.73E-01	4.92E-01	1.67E-01	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS (Sistema HRAP-ABC)						
Biogás enriquecido (biometano)	m ³	NA	NA	1.88E-01	1.25E-01	Balance de materia y energía ³
Agua evaporada	m ³	NA	NA	4.35E-02	2.90E-02	
O ₂ liberado	kg	NA	NA	1.56E-01	1.04E-01	
Biomasa microalgal concentrada	kg	NA	NA	1.13E-01	7.52E-02	
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD						
Electricidad	kWh	1	1	1	1	UF
Aceite	kg	4.04E-05	2.69E-05	2.47E-05	1.65E-05	Balance de materia y energía ⁴
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS						
Digestato	kg	2.89E+00	9.82E-01	1.77E+00	6.02E-01	Balance de materia y energía ¹

SALIDAS						
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF				FUENTE DE INFORMACIÓN
		1. Lodos de PTAR (A)	2. Lodos de PTAR (B)	3. Lodos de PTAR (C)	4. Lodos de PTAR (D)	
N	kg	8.67E-02	2.95E-02	5.31E-02	1.81E-02	Metcalf y Eddy (2003)
P	kg	7.23E-02	2.46E-02	4.43E-02	1.51E-02	
As	mg	4.10E+00	1.39E+00	2.52E+00	8.55E-01	Wernet et al. (2016)
Cd	mg	1.82E+00	6.20E-01	1.12E+00	3.80E-01	
Cr	mg	2.12E+01	7.19E+00	1.30E+01	4.41E+00	
Cu	mg	2.55E+02	8.68E+01	1.57E+02	5.32E+01	
Pb	mg	3.37E+01	1.15E+01	2.07E+01	7.03E+00	
Ni	mg	1.50E+01	5.10E+00	9.19E+00	3.12E+00	
Zn	mg	4.50E+03	1.53E+03	2.76E+03	9.37E+02	
Hg	mg	1.15E+00	3.91E-01	7.06E-01	2.40E-01	
Se	mg	3.33E+00	1.13E+00	2.04E+00	6.93E-01	
Mo	mg	6.22E+00	2.12E+00	3.81E+00	1.30E+00	

¹ Consultora externa, comunicación personal (2018).

² Ulises Durán Hinojosa, comunicación personal (19 de noviembre de 2018).

³ Armando González Rodríguez, comunicación personal (25 de octubre de 2018).

⁴ José Fernando Orejel Pajarito, comunicación personal (14 de septiembre de 2018).

4.2 Inventario de la producción de energía eléctrica generada a partir de FORSU

El inventario de entradas de la producción de energía a partir de FORSU se presenta en la *Tabla 16*.

Tabla 16. Inventario de entradas de la producción de energía a partir de FORSU

ENTRADAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		5. FORSU (A)	6. FORSU (B)	
TRANSPORTE				
Transporte	tkm	1.83E+00	1.14E+00	Juárez et al. (2008)
Combustible (diésel)	kg	2.51E-02	1.57E-02	
PRETRATAMIENTO (Trituración, mezclado y homogenización)				
FORSU	t	4.28E-03	2.67E-03	Balance de materia y energía ¹
Agua para dilución	m ³	8.20E-03	5.12E-03	
NaHCO ₃	kg	1.37E-02	8.56E-03	
FeSO ₄	kg	2.92E-01	1.82E-01	
Electricidad	kWh	5.15E-02	3.22E-02	
Transporte	tkm	1.61E-01	1.01E-01	
GENERACIÓN DE BIOGÁS (Digestión anaerobia húmeda mesofílica)				
Lodo mezcla	kg	1.21E+00	7.54E-01	Balance de materia y energía ¹
Electricidad	kWh	1.05E-01	6.54E-02	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS (Sistema HRAP-ABC)				
Biogás	m ³	NA	3.02E-01	Balance de materia y energía ³
NaHCO ₃	kg	NA	3.75E-02	
Agua de reemplazo	m ³	NA	7.24E-02	
Electricidad	kWh	NA	1.84E-01	
Transporte	tkm	NA	4.69E+00	
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD				
Biogás	m ³	4.83E-01	NA	Balance de materia y energía ¹
Biogás enriquecido (biometano)	m ³	NA	3.12E-01	Balance de materia y energía ³
Aceite	L	2.28E-04	1.43E-04	Balance de materia y energía ⁴
Agua	L	6.48E-01	4.05E-01	
Electricidad	kWh	7.66E-02	4.78E-02	
TRANSPORTE DE RESIDUOS				
Transporte de residuos	tkm	7.27E-02	4.54E-02	Balance de materia y energía ¹
Polímero	kg	2.50E-03	1.56E-03	
Electricidad	kWh	5.67E-02	3.54E-02	

¹ Consultora externa, comunicación personal (2018).

³ Armando González Rodríguez, comunicación personal (25 de octubre de 2018).

⁴ José Fernando Orejel Pajarito, comunicación personal (14 de septiembre de 2018).

En la *Tabla 17* se presenta el inventario de salidas de la producción de energía a partir de FORSU.

Tabla 17. Inventario de salidas de la producción de energía a partir de FORSU

SALIDAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		5. FORSU (A)	6. FORSU (B)	
TRANSPORTE				
FORSU	t	4.28E-03	2.67E-03	Balance de materia y energía ¹

SALIDAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		5. FORSU (A)	6. FORSU (B)	
PRETRATAMIENTO (Trituración, mezclado y homogenización)				
Lodo mezcla	kg	1.21E+00	7.54E-01	Balance de materia y energía ¹
Residuos inertes	kg	7.40E-03	4.62E-03	
GENERACIÓN DE BIOGÁS (Digestión anaerobia húmeda mesofílica)				
Biogás	m ³	4.83E-01	3.02E-01	Balance de materia y energía ¹
Lodo estabilizado	kg	6.36E-01	3.97E-01	
CH ₄	kg	1.41E-02	8.81E-03	Noyola et al. (2018)
N ₂ O	kg	1.14E-05	7.12E-06	Colon et al. (2015)
COVs	kg	2.45E-04	1.53E-04	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS (Sistema HRAP-ABC)				
Biogás enriquecido (biometano)	m ³	NA	3.12E-01	Balance de materia y energía ³
Agua evaporada	m ³	NA	7.24E-02	
O ₂ liberado	kg	NA	2.59E-01	
Biomasa microalgal concentrada	kg	NA	1.87E-01	
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD				
Electricidad	kWh	1	1	UF
Aceite	kg	2.85E-05	1.78E-05	Balance de materia y energía ⁴
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS				
Digestato	kg	6.37E-01	3.98E-01	Balance de materia y energía ¹
N	kg	1.91E-02	1.19E-02	Metcalf y Eddy (2003)
P	kg	1.59E-02	9.94E-03	
As	mg	1.97E+00	1.23E+00	Jensen y Govindan (2014)
Pb	mg	1.40E+01	8.75E+00	
Cd	mg	2.04E-01	1.27E-01	
Ca	mg	1.78E+04	1.11E+04	
Cr	mg	1.02E+01	6.36E+00	
K	mg	6.37E+03	3.98E+03	
Cu	mg	2.61E+01	1.63E+01	
Hg	mg	3.37E-02	2.11E-02	
Mg	mg	1.91E+03	1.19E+03	
Ni	mg	3.76E+00	2.35E+00	

¹ Consultora externa, comunicación personal (2018).

³ Armando González Rodríguez, comunicación personal (25 de octubre de 2018).

⁴ José Fernando Orejel Pajarito, comunicación personal (14 de septiembre de 2018).

4.3 Inventario de la producción de energía eléctrica generada a partir de la co-digestión de lodos de purga de PTAR con la FORSU

El inventario de entradas de la producción de energía a partir de la co-digestión de lodos de purga de PTAR con FORSU se presenta en la *Tabla 18*.

Tabla 18. Inventario de entradas de la producción de energía a partir de la co-digestión de lodos de purga de PTAR con FORSU

ENTRADAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		7. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (A)	8. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (B)	
OBTENCIÓN DE BIOMASA (PTAR)				
Agua residual	m ³	3.13E+00	1.92E+00	Balance de materia y energía ¹
DBO ₅	kg	6.88E-01	4.21E-01	
DQO	kg	1.56E+00	9.58E-01	
SST	kg	6.88E-01	4.21E-01	
NTT	kg	1.25E-01	7.66E-02	
P	kg	2.50E-02	1.53E-02	
Fe	kg	2.68E-03	1.64E-03	
Mg	kg	1.80E-04	1.11E-04	
Pb	kg	2.10E-04	1.29E-04	Hernández-Padilla et al. (2017)
Cd	kg	1.50E-04	9.21E-05	
Hg	kg	3.01E-06	1.84E-06	
As	kg	9.02E-06	5.53E-06	
Cr	kg	9.02E-05	5.53E-05	
Zn	kg	5.41E-04	3.32E-04	
Cu	kg	1.50E-04	9.21E-05	
Desinfectante (NaClO)	kg	6.13E-04	3.76E-04	Balance de materia y energía ¹
Transporte	tkm	1.70E-02	1.04E-02	
Electricidad	kWh	8.45E-01	5.18E-01	
TRANSPORTE (FORSU)				
Transporte	tkm	4.65E+00	2.85E+00	Juárez et al. (2008)
Combustible (diésel)	kg	9.20E-03	5.64E-03	
ACONDICIONAMIENTO DE LODO SECUNDARIO (Espesamiento con tambor rotatorio)				
Lodos activados	kg	2.08E-01	1.27E-01	Balance de materia y energía ¹
Electricidad	kWh	2.92E-02	1.79E-02	
ACONDICIONAMIENTO DE FORSU (Trituración, mezclado y homogenización)				
FORSU	t	1.86E-03	1.14E-03	Balance de materia y energía ¹
DQO	kg	7.39E-01	4.53E-01	
SSV	kg	2.43E+00	1.49E+00	
NaOH	kg	1.83E-03	1.12E-03	
Transporte	tkm	1.29E-03	7.93E-04	
Electricidad	kWh	4.47E-02	2.74E-02	
GENERACIÓN DE BIOGÁS (Digestión anaerobia mesofílica)				
Lodo mezcla	kg	1.29E+00	7.91E-01	Balance de materia y energía ¹
Electricidad	kWh	1.78E-01	1.09E-01	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS (Sistema HRAP-ABC)				
Biogás	m ³	NA	2.65E-01	Balance de materia y energía ³
NaHCO ₃	kg	NA	2.38E-02	

ENTRADAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		7. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (A)	8. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (B)	
Agua de reemplazo	m ³	NA	4.60E-02	Balance de materia y energía ³
Electricidad	kWh	NA	1.49E-01	
Transporte	tkm	NA	3.96E+00	
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD				
Biogás	m ³	4.32E-01	NA	Balance de materia y energía ¹
Biogás enriquecido (biometano)	m ³	NA	1.98E-01	Balance de materia y energía ³
Aceite	L	2.71E-04	1.66E-04	Balance de materia y energía ⁴
Agua	L	7.69E-01	4.71E-01	
Electricidad	kWh	8.75E-02	5.36E-02	
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS				
Lodo estabilizado	kg	8.95E-01	5.49E-01	Balance de materia y energía ¹
Polímero	kg	3.58E-03	2.19E-03	
Transporte	tkm	1.19E-03	7.28E-04	
Electricidad	kWh	7.45E-02	4.57E-02	

¹ Consultora externa, comunicación personal (2018).

³ Armando González Rodríguez, comunicación personal (25 de octubre de 2018).

⁴ José Fernando Orejel Pajarito, comunicación personal (14 de septiembre de 2018).

En la *Tabla 19* se presenta el inventario de salidas de la producción de energía a partir de la co-digestión de lodos de purga de PTAR con FORSU.

Tabla 19. Inventario de salidas de la producción de energía a partir de la co-digestión de lodos de purga de PTAR con FORSU

SALIDAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		7. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (A)	8. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (B)	
OBTENCIÓN DE BIOMASA (PTAR)				
Agua tratada	m ³	3.11E+00	1.91E+00	Balance de materia y energía ¹
Lodos primarios	kg	5.66E-01	3.47E-01	
Lodos activados	kg	2.08E-01	1.27E-01	
Residuos inertes	kg	6.67E-01	4.09E-01	
CH ₄	kg	1.37E-04	8.38E-05	Noyola et al. (2018)
N ₂ O	kg	1.13E-02	6.93E-03	Colón et al. (2015)
DBO ₅	kg	5.91E-02	3.62E-02	Balance de materia y energía ¹
DQO	kg	2.89E-01	1.77E-01	
SST	kg	9.33E-02	5.72E-02	
NTT	kg	6.53E-02	4.00E-02	
P	kg	1.24E-02	7.63E-03	
Fe	kg	4.51E-04	2.76E-04	Hernández-Padilla et al. (2017)
Mg	kg	9.02E-05	5.53E-05	

SALIDAS				
PARÁMETROS	UNIDADES	Cantidad por UF		FUENTE DE INFORMACIÓN
		7. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (A)	8. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (B)	
Pb	kg	9.62E-05	5.90E-05	Hernández-Padilla et al. (2017)
Cd	kg	7.82E-05	4.79E-05	
Hg	kg	3.01E-06	1.84E-06	
As	kg	6.01E-06	3.68E-06	
Cr	kg	4.89E-05	3.00E-05	
Zn	kg	2.19E-04	1.35E-04	
Cu	kg	6.31E-05	3.87E-05	
TRANSPORTE (FORSU)				
FORSU	t	1.86E-03	1.14E-03	Balance de materia y energía ¹
ACONDICIONAMIENTO DE LODO SECUNDARIO (Espesamiento con tambor rotatorio)				
Lodos activados	kg	1.87E-01	1.15E-01	Balance de materia y energía ¹
Sobrenadante	m ³	1.11E-02	6.83E-03	
ACONDICIONAMIENTO DE FORSU (Trituración, mezclado y homogenización)				
Lodo de FORSU	kg	5.36E-01	3.29E-01	Balance de materia y energía ¹
GENERACIÓN DE BIOGÁS (Digestión anaerobia mesofílica)				
Biogás	m ³	4.32E-01	2.65E-01	Balance de materia y energía ¹
Lodo estabilizado	kg	8.95E-01	5.49E-01	
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS (Sistema HRAP-ABC)				
Biogás enriquecido (biometano)	m ³	NA	1.98E-01	Balance de materia y energía ³
Agua evaporada	m ³	NA	4.59E-02	
O ₂ liberado	kg	NA	1.65E-01	
Biomasa microalgal concentrada	kg	NA	1.19E-01	
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD				
Electricidad	kWh	1	1	UF
Aceite	kg	3.39E-05	2.08E-05	Balance de materia y energía ⁴
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS				
Digestato	kg	8.54E-01	5.23E-01	Balance de materia y energía ¹
N	kg	2.56E-02	1.57E-02	Metcalf y Eddy (2003)
P	kg	2.13E-02	1.31E-02	

¹ Consultora externa, comunicación personal (2018).

³ Armando González Rodríguez, comunicación personal (25 de octubre de 2018).

⁴ José Fernando Orejel Pajarito, comunicación personal (14 de septiembre de 2018).

Adicional a los inventarios presentados, en el ANEXO B. Módulos utilizados en la modelación de los impactos ambientales se incluye el detalle de todos los módulos que se utilizaron en el software GaBi Professional, versión, 8.7.0.18, para la modelación de los impactos ambientales. Esto es necesario para poder validar el ACV.

Capítulo 5

5. Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida

En la *Tabla 20* se muestran los impactos totales de los ocho sistemas analizados por categoría de impacto. Todos los resultados mostrados están referidos a la unidad funcional, la cual corresponde a 1 kWh de energía eléctrica producido por cada sistema.

Tabla 20. Impacto total de cada sistema tecnológico por categoría de impacto

Categoría de impacto	Unidad	1. Lodos de PTAR (A)	2. Lodos de PTAR (B)	3. Lodos de PTAR (C)	4. Lodos de PTAR (D)	5. FORSU (A)	6. FORSU (B)	7. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (A)	8. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (B)
Cambio climático	kg CO ₂ eq.	1.0565	1.3951	0.7947	0.9555	0.5316	0.4261	0.5021	0.3563
Eutrofización de agua dulce	kg P eq.	0.0315	0.0052	0.0194	-0.0007	7.12E-05	8.75E-05	-0.0066	-0.0040
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq.	2.3201	1.0433	1.4706	0.6722	0.1136	0.1016	0.0727	0.0608
Disminución de la capa de ozono	kg CFC-11 eq.	8.52E-08	1.12E-07	6.40E-08	7.66E-08	4.65E-08	3.65E-08	4.26E-08	2.99E-08
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC eq.	0.0183	0.0138	0.0116	0.0087	0.00065	0.00062	0.0085	0.0053
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq.	0.0130	0.0113	0.0085	0.0073	0.0011	0.0010	0.0061	0.0039
Agotamiento de recursos hídricos	m ³	0.0032	0.0036	0.0459	0.0315	0.0014	0.0735	0.0019	0.0472

Los resultados mostrados en la *Tabla 20* se normalizaron (Figura 17) para realizar una comparación de manera global. Es así que, de los de los tres tipos de biomasa analizados, el que genera mayor impacto es el de lodos de PTAR, ya que los sistemas de FORSU y co-digestión de lodos de PTAR con FORSU tienen menor impacto en seis de las siete categorías mostradas: cambio climático, eutrofización de agua dulce, toxicidad humana, disminución de la capa de ozono, formación de oxidantes fotoquímicos y acidificación terrestre. Por otro lado, el sistema que genera menor impacto es el de co-digestión de lodos de PTAR con FORSU, debido a que los otros dos tipos de biomasa tienen mayor impacto en cuatro de las siete categorías: cambio climático, eutrofización de agua, toxicidad humana y disminución de la capa de ozono.

Además, se modelaron los impactos de 1 kWh de energía eléctrica producido a partir del mix eléctrico nacional (modulo MX: electricity, high voltage, production mix de Ecoinvent 3.4) para comparar con los impactos de los ocho sistemas evaluados. En este sentido, los sistemas que tiene un mejor desempeño por tener un menor impacto ambiental son: FORSU (B), en seis de las siete categorías analizadas, y co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (B), en cuatro de las siete categorías. Sin embargo, el impacto del resto de los sistemas, en la mayoría de las categorías, resulta ser mayor que el impacto que tiene el sistema compuesto principalmente por combustibles fósiles.

El IPCC (2011) reporta que las evaluaciones de ACV de la producción de energía eléctrica con tecnologías de energía renovable tienen menos emisiones de GEI, reportadas como CO₂ eq, en comparación con los combustibles fósiles. Lo anterior coincide parcialmente con el presente ACV, ya que solo los sistemas FORSU (B), co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (A) y co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (B) tienen un menor impacto que el mix eléctrico nacional. Los cinco sistemas restantes tienen un mayor impacto.

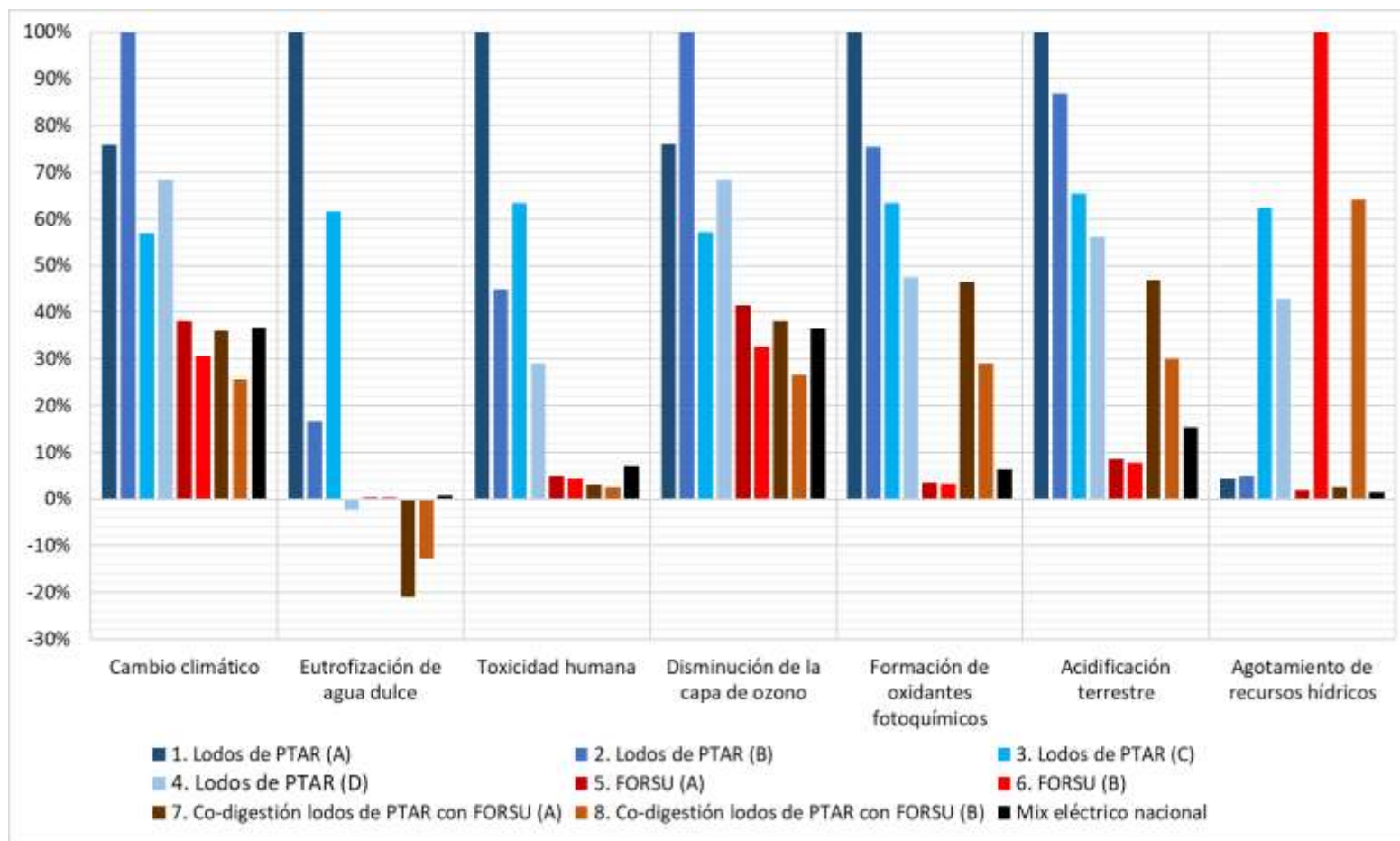


Figura 17. Impacto total normalizado de cada sistema tecnológico por categoría de impacto

También se calculó el incremento y decremento porcentual de los impactos ambientales respecto a un sistema base por cada tipo de biomasa. Esto significa que el impacto del sistema base representa un 100% y que los porcentajes de los sistemas restantes serán incrementos si son positivos y decrementos si son negativos. Los resultados se muestran en la Tabla 21 y los sistema base son lodos de PTAR (A), FORSU (A) y co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (A).

Al presentar los decrementos de mayor porcentaje se puede decir que los sistemas más favorables en el caso de la biomasa de lodos de PTAR son lodos de PTAR (C) para cambio climático y disminución de la capa de ozono; lodos de PTAR (D) para eutrofización de agua dulce, toxicidad humana, formación de oxidantes fotoquímicos y acidificación terrestre; y lodos de PTAR (A) para agotamiento de recursos hídricos. Para la biomasa de FORSU son FORSU (A) para eutrofización de agua dulce y agotamiento de recursos hídricos; y FORSU (B) para las cinco categorías restantes. Por último, en el con respecto a lodos de PTAR con FORSU son co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (A) para agotamiento de recursos hídricos y co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (B) para las seis categorías restantes.

Por el contrario, al presentar los incrementos de mayor magnitud, los sistemas menos favorables de los sistemas de lodos de PTAR son lodos de PTAR (B) para cambio climático y disminución de la capa de ozono; lodos de PTAR (A) para eutrofización de agua dulce, toxicidad humana, formación de oxidantes fotoquímicos y acidificación terrestre. En el caso de FORSU son FORSU (A) para cambio climático, toxicidad humana, disminución de la capa de ozono, formación de oxidantes fotoquímicos y acidificación terrestre; y FORSU (B) para eutrofización y agotamiento de recursos hídricos. Para co-digestión de lodos de PTAR con FORSU son co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (B) para agotamiento de recursos hídricos y co-digestión de lodos de PTAR (A) para el resto de las categorías.

Tabla 21. Incrementos y decrementos porcentuales de los impactos ambientales respecto a sistemas base

Categoría de impacto	Unidad	1. Lodos de PTAR (A)*	2. Lodos de PTAR (B)	3. Lodos de PTAR (C)	4. Lodos de PTAR (D)	5. FORSU (A)*	6. FORSU (B)	7. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (A)*	8. Co-digestión lodos de PTAR con FORSU (B)
Cambio climático	kg CO ₂ eq.	100%	32%	-25%	-10%	100%	-20%	100%	-29%
Eutrofización de agua dulce	kg P eq.	100%	-83%	-38%	-102%	100%	23%	100%	-39%
Toxicidad humana	kg 1,4-DB eq.	100%	-55%	-37%	-71%	100%	-11%	100%	-16%
Disminución de la capa de ozono	kg CFC-11 eq.	100%	31%	-25%	-10%	100%	-22%	100%	-30%
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg NMVOC eq.	100%	-25%	-37%	-52%	100%	-5%	100%	-38%
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq.	100%	-13%	-35%	-44%	100%	-9%	100%	-36%
Agotamiento de recursos hídricos	m ³	100%	13%	1334%	884%	100%	5150%	100%	2384%

*Sistema base

Por último, se analizan y discuten, por categoría de impacto, las contribuciones que tienen las etapas de los sistemas tecnológicos al impacto total con la finalidad de identificar la causalidad los resultados anteriores.

5.1 Cambio climático

La *Figura 18* muestra la contribución de las etapas al impacto total de los sistemas analizados en la categoría de cambio climático.

El sistema tecnológico con mayor impacto a la categoría es el sistema lodos de PTAR (B), con 1.395 kg CO₂ eq/kWh, lo cual se debe principalmente a la etapa de pretratamiento del lodo secundario, el cual consiste en una electrooxidación en donde el insumo principal es electricidad. Considerando que el mix eléctrico nacional depende en un 90% de combustibles fósiles, las emisiones de GEI involucradas en su producción se ven reflejas en el impacto en esta categoría.

En España, Carballa et al. (2011) también evaluaron la etapa de pretratamiento del lodo y sus resultados fueron similares. De siete pretratamientos evaluados, los que requerían electricidad, térmicos y de ozonización, presentaron un impacto mayor en comparación con los que prescindían de ella, presurizar-despresurizar y químicos (ácidos o alcalinos). Teniendo en cuenta que 80% del mix eléctrico español también depende de la energía fósil, no fue sorprendente que la energía utilizada sea el principal contribuyente en esta categoría. Los resultados mostraron que no se pueden excluir las cargas ambientales asociadas a la aplicación de pretratamientos antes de la digestión anaerobia.

Para el sistema lodos de PTAR (B), la siguiente etapa que mayor contribuye al impacto es la PTAR, debido también a la energía eléctrica que se utiliza durante todo el tratamiento del agua residual, atribuido principalmente a la tecnología de tratamiento de la planta, lodos activados (modalidad convencional), la cual consume una gran cantidad de energía eléctrica para suministrar oxígeno al reactor aerobio y, sumado a esto, se encuentran los motores y las bombas de las operaciones unitarias restantes de la planta. Por otro lado, de los sistemas de lodos de PTAR, el que tiene el menor impacto es (C), con 0.7947 kg CO₂ eq/kWh, lo cual se atribuye a que no hay pretratamiento del lodo secundario, lo cual generaría un impacto por el consumo de electricidad que requiere.

Es importante destacar que, a pesar de que el sistema lodos de PTAR (D), con 0.955 kg CO₂ eq/kWh, utiliza dos procesos para hacer más eficiente el sistema, el pretratamiento del lodo secundario y postratamiento de biogás, no fue el escenario con menor impacto de los cuatro de lodos de PTAR, debido a la gran cantidad de energía eléctrica que utiliza el pretratamiento del lodo secundario, siendo la etapa con mayor contribución en este sistema.

Los resultados descritos difieren de los obtenidos por Yoshida et al. (2018), en donde el impacto en esta categoría se atribuyó principalmente a la aplicación del digestato en tierra, por las emisiones de N₂O durante los procesos de nitrificación y desnitrificación en los campos, y al transporte de lodos debido a la gran cantidad que se transportaban al campo.

El impacto de los escenarios de FORSU (A) y FORSU (B) es de 0.531 y 0.426 kg CO₂ eq/kWh cada uno, siendo la etapa de generación de biogás la que tiene mayor contribución. Lo anterior se debe al consumo de energía eléctrica que alimenta la bomba centrífuga necesaria para mantener el digestor anaerobio totalmente mezclado. De acuerdo con los resultados, es posible decir que en este caso también hubo un aumento en la eficiencia del sistema con el postratamiento de biogás. Los resultados de FORSU (A) y (B) son menores al obtenido por Colón et al. (2012) de 45.2 kg CO₂ eq, lo cual se atribuye a la digestión y al combustible consumido. Por otro lado, estos resultados son mayores si se comparan con Xu et al. (2015), 0.0169 kg CO₂ eq., sin embargo, coincide con el presente ACV en que la mayor contribución se debe al consumo de electricidad, la cual proviene de un mix eléctrico que dependen de combustibles fósiles.

Los sistemas de co-digestión (A) y (B) presentaron un impacto de 0.5021 y 0.356 kg CO₂ eq/kWh, respectivamente. La PTAR es la etapa que tiene mayor contribución en ambos sistemas por el alto consumo de electricidad que tiene. Asimismo, la eficiencia del sistema se vio favorecida con el postratamiento del biogás, reflejándose en un menor impacto por la disminución en el consumo de

insumos, ya que, por ende, también disminuyen las emisiones, descargas y residuos que se pueden generar. Además, es importante destacar que el sistema de co-digestión (B) es el que presentó el menor impacto de los ocho sistemas.

El impacto obtenido para los sistemas de co-digestión es mayor al reportado por Xu et al. (2015), 0.0213 kg CO₂ eq., para un escenario de co-digestión similar a los de esta tesis. Lo anterior puede deberse a que en la investigación de Xu se excluyó el transporte de los residuos por considerarse algo común en los escenarios evaluados, a diferencia del presente trabajo, en donde sí se cuantificaron las entradas y salidas involucradas.

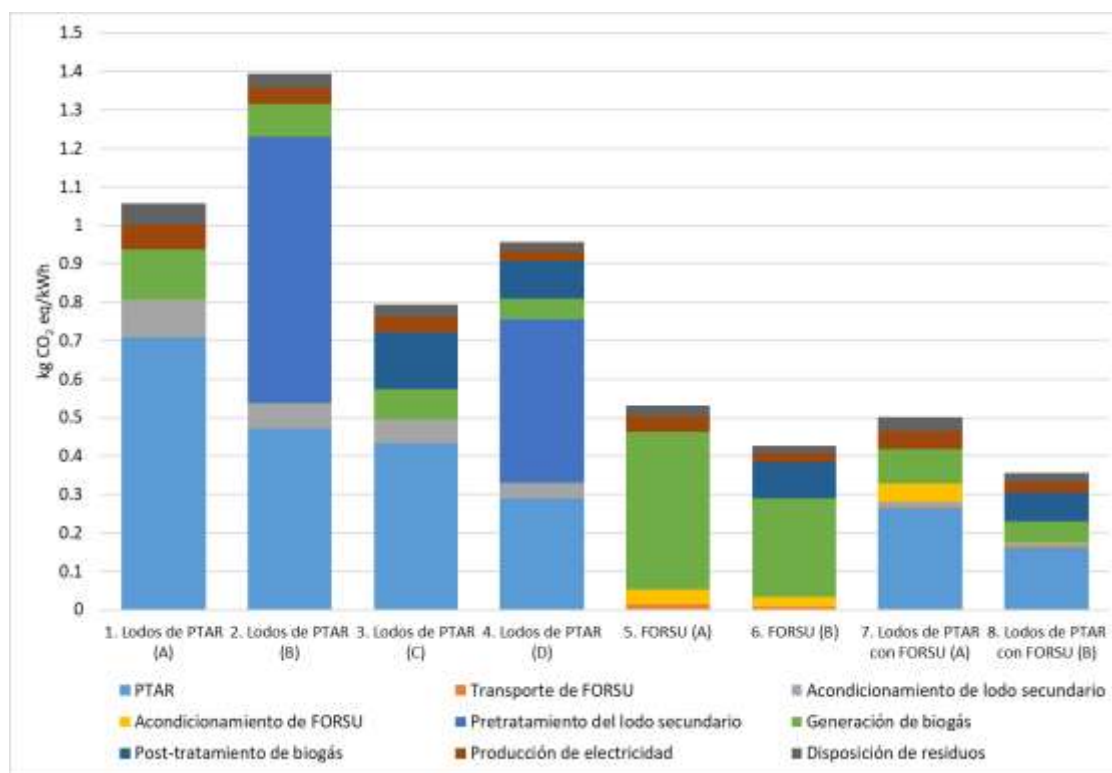


Figura 18. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de cambio climático

5.2 Acidificación terrestre

De acuerdo con la Figura 19, se puede observar que en esta categoría los sistemas de lodos de PTAR tienen los mayores impactos, seguido de los de co-digestión y por último, con menores impactos, los sistemas de FORSU. Se infiere que el rango de diferencia entre los impactos de los sistemas se debe a la planta de tratamiento.

En este sentido, de los cuatro sistemas de lodos de PTAR, el que tiene mayor impacto es el (A), con 0.0130 kg SO₂ eq/kWh, seguido de los tres sistemas restantes, (B), (C) y (D), los cuales tienen un impacto de 0.0113, 0.0085 y 0.0073 kg SO₂ eq/kWh, correspondientemente. La etapa que tiene mayor contribución en los cuatro sistemas es la PTAR, seguida por el pretratamiento del lodo secundario en el caso de los sistemas (B) y (D). El impacto se atribuye a la energía eléctrica que se utiliza en ambas etapas y al combustible que se necesita para transportar los insumos de Ecatepec a Jalisco (528 km), y los residuos de la PTAR al relleno sanitario (25 km), ya que como se mencionó anteriormente, el 90% del mix eléctrico nacional proviene de plantas a base de combustibles fósiles y la principal fuente de emisiones de SO₂ es la quema de carbón en centrales eléctricas y la combustión de productos petrolíferos.

Los resultados anteriores difieren de los de Yoshida et al. (2018), en donde las etapas con mayor impacto fueron la disposición de residuos y la digestión anaerobia. Esta diferencia radica en que dentro de los límites del sistema no se considera la PTAR y tampoco el pretratamiento del lodo secundario, por lo que no se tiene un impacto de ellos en su estudio.

Con un menor impacto se encuentran los escenarios de lodos de PTAR con FORSU (A) y (B), con 0.0061 y 0.0039 kg SO₂/kWh, respectivamente. Para estos dos sistemas la PTAR también es la etapa con mayor contribución al impacto total. En un sistema similar de co-digestión, Xu et al. (2015) obtuvo un impacto mayor de 0.69 kg SO₂ eq., atribuido en un 99% a la electricidad consumida durante la digestión anaerobia. En la investigación de Xu se consideró que la generación de electricidad era con carbón.

Los escenarios con menor impacto en esta categoría son FORSU (A) y FORSU (B), con 0.0011 y 0.0010 kg SO₂ eq/kWh cada uno. Las etapas que tiene mayor contribución son la de generación de biogás, para FORSU (A), y el postratamiento del biogás, para FORSU (B); en ambas etapas el impacto se atribuye a las emisiones de SO₂ generadas por la energía eléctrica que consumen. Los resultados de los sistemas de FORSU son menores a los reportados por otros autores. Colón et al. (2012) obtuvo un impacto de 0.162 kg SO₂ eq., causado principalmente por las emisiones de amoníaco que ocurren durante el proceso de compostaje del digestato. Por otro lado, Xu et al. (2015) reportó 0.48 kg SO₂ eq., el cual se atribuyó en un 95% a la electricidad consumida durante la digestión anaerobia

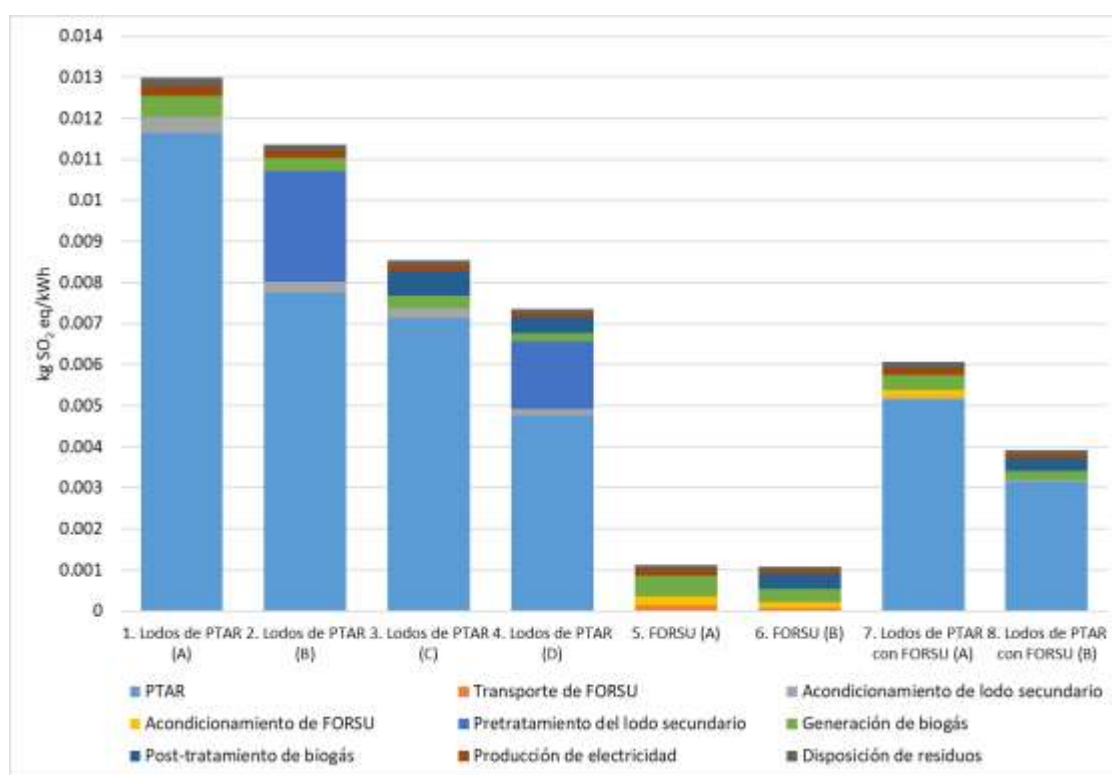


Figura 19. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de acidificación terrestre

5.3 Disminución de la capa de ozono

Los resultados presentados en la Figura 20 muestran una tendencia muy similar a los reportados en la categoría de cambio climático, en donde los sistemas de lodos de PTAR tienen mayor impacto en comparación con los de FORSU y co-digestión.

Es así que, de igual manera, el sistema de lodos de PTAR (B) es el que tiene mayor impacto, con $1.12\text{E-}07$ kg CFC-11 eq/kWh, siendo la etapa de pretratamiento de lodo secundario la que tiene mayor contribución al impacto total, casi el 50%, atribuyéndose a los compuestos fluorocarbonados (CFC) que se producen por el uso de energía eléctrica compuesta principalmente de fuentes fósiles. Con menor impacto se encuentran los sistemas de lodos de PTAR restantes, (A), (D) y (C), con $8.52\text{E-}08$, $7.66\text{E-}08$ y $6.40\text{E-}08$ kg CFC-11 eq/kWh, respectivamente. La etapa con mayor impacto en el sistema (D) también es el pretratamiento del lodo secundario, sin embargo, para el caso del sistema (A) y (C) es la PTAR, en donde a lo largo del tren de tratamiento se requiere una gran cantidad de energía eléctrica en bombas, motores y sopladores de aire, teniendo como consecuencia la generación de CFC.

Los sistemas FORSU (A) y lodos de PTAR con FORSU (A) registran un impacto de $4.65\text{E-}08$ y $4.26\text{E-}08$ kg CFC-11 eq/kWh, respectivamente. En el caso de FORSU (A), la etapa con mayor contribución es la de acondicionamiento de la FORSU y, en el caso de lodos de PTAR con FORSU (A) es la PTAR. Los menores impactos en esta categoría los tienen los sistemas FORSU (B) y lodos de PTAR con FORSU (B), $3.65\text{E-}08$ y $2.99\text{E-}08$ kg CFC-11 eq, respectivamente. Es importante destacar que esto se logra gracias a la implementación de postratamiento del biogás, ya que los sistemas se hacen más eficientes al utilizar menos insumos para producir 1 kWh. Las etapas que tienen mayor contribución al impacto total coinciden con las mencionadas en el caso de FORSU (A) y co-digestión de lodos de PTAR con FORSU (A).

En el ACV realizado por Colón et al., (2012) para un sistema de FORSU se obtuvo un impacto evitado de $-2.67\text{E-}07$ kg CFC-11 eq. en esta categoría, causado por el uso de la electricidad producida en la misma planta. Esto reduce directamente los impactos que conlleva el consumo de electricidad que proviene de fuentes fósiles. Los impactos calculados por Xu et al. (2015) difieren muy poco a los obtenidos en el presente estudio, teniendo $2.22\text{E-}07$ kg CFC-11 eq. para el sistema de co-digestión y $3.98\text{E-}07$ kg CFC-11 eq. en el sistema de FORSU. El primero se atribuye en su mayoría a la electricidad y el segundo a la infraestructura.

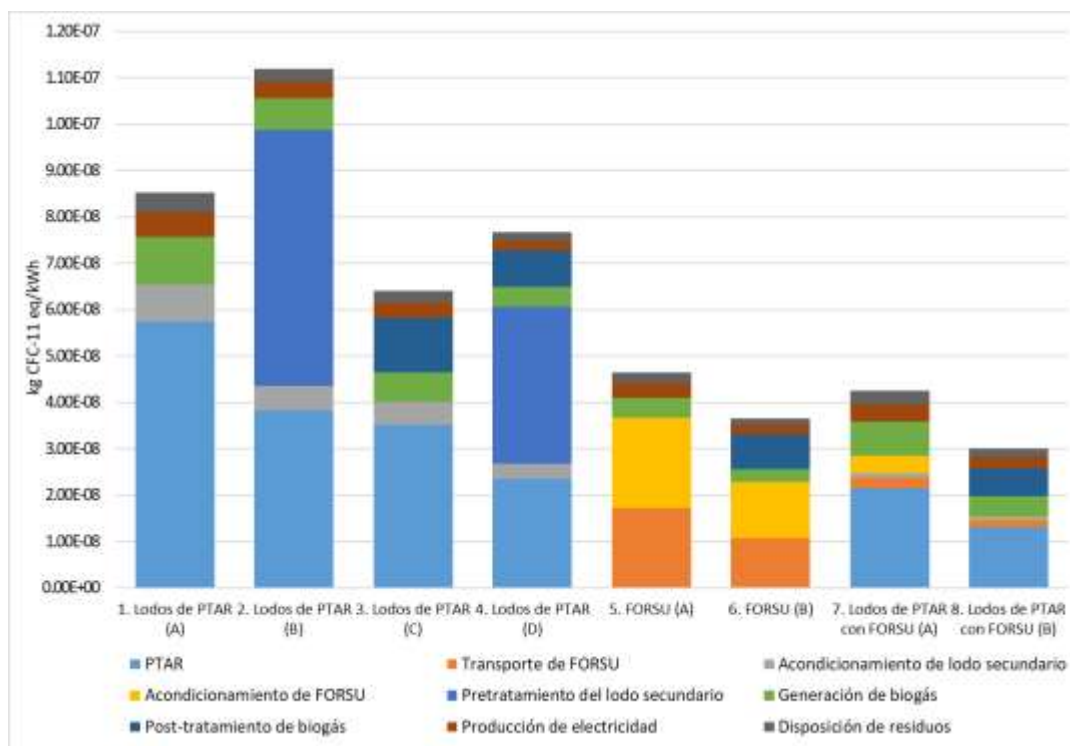


Figura 20. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de disminución de la capa de ozono

5.4 Eutrofización de agua dulce

La contribución de las etapas al impacto de los sistemas en esta categoría se muestra en la *Figura 21*, en donde los valores negativos son beneficios para el ambiente y los valores positivos representan impactos ambientales negativos.

El sistema lodos de PTAR (A) es el que tiene mayor impacto, con 0.0315 kg P eq/kWh, atribuido en un 70% a la etapa de disposición residuos debido a que en esta etapa el digestato es dispuesto en el suelo y a través de él, los nutrientes del digestato, P y N, pueden transportarse de distintas maneras a cuerpos de agua cercanos, provocando un enriquecimiento de estos macronutrientes. No obstante, existe un impacto evitado por la PTAR de más del 20% gracias a la cantidad de nutrientes que se evita descargar por la remoción que se realiza en el tren de tratamiento. Los sistemas (C) y (D), con 0.0194 y 0.0052 kg P eq/kWh cada uno, tienen una distribución del impacto similar al del sistema (D), ya que el impacto también se atribuye principalmente a la etapa de disposición de residuos y en la etapa de la PTAR se presenta un impacto evitado.

En el caso del sistema (D), con -0.0007 kg P eq/kWh, el impacto total representa un impacto evitado. Esto se debe a que el impacto generado por la disposición de residuos es menor al impacto generado por la PTAR, teniendo como resultado un número negativo que representa un beneficio para el ambiente.

Cabe destacar que los sistemas (B) y (D) tienen un impacto menor, en comparación con (A) y (C), ya que se genera menos cantidad de digestato por el pretratamiento del lodo secundario, y por consiguiente, la cantidad de nutrientes dispuesta en el suelo es menor.

El ACV desarrollado por Yoshida et al. (2018) concuerda con los resultados en cuanto a la etapa con mayor contribución, la disposición de residuos, sin embargo, el impacto evitado no coincide, ya que su estudio consideró que el digestato se usa en la sustitución de fertilizantes químicos, algo que en el presente ACV no se considera.

Los sistemas FORSU (A) y (B) tienen un impacto de 7.12E-05 y 8.75E-05 kg P eq/kWh, respectivamente. En la *Figura 22* se puede identificar que, en el caso del primero, se atribuye principalmente a la etapa de generación de biogás y, en el caso del segundo, a la etapa de postratamiento del biogás. Éstos resultados son menores del impacto de 0.0671 kg P eq. obtenido por Colón et al. (2012), atribuido en su mayoría a la energía consumida durante la digestión anaerobia.

Con un impacto evitado en su totalidad están los dos sistemas que trabajan con co-digestión de lodos de PTAR con FORSU, el (A) con -0.0066 kg P eq. y el (B) con -0.0040 kg P eq., lo que se debe a la remoción de nutrientes que realiza la PTAR. Los resultados que se obtuvieron en el ACV de Xu et al. (2015) son mayores y se atribuyen en más del 90% al consumo de electricidad: 0.00625 kg P eq. para el sistema de co-digestión y 0.00464 kg P eq. Para el sistema de FORSU. En dicho estudio no se obtuvieron impactos evitados, lo cual se podría explicar por el uso de una modelación de Impactos de Ciclo de Vida convencional, en la cual no se consideras los beneficios del tratamiento del agua, contrario a lo que recomienda Godin et al. (2012), donde se evalúa el beneficio ambiental neto, descrito en la sección de metodología, el cual fue considerado en el presente trabajo.

Se debe tener en cuenta que para los sistemas de FORSU y co-digestión no se tiene cuantificada la caracterización del digestato resultante, por lo que, en investigaciones futuras, el impacto total y el de la etapa de disposición de residuos, podría aumentar. Los estudios de manejo de lodos más completos han revelado que la aplicación del digestato al suelo es un contribuyente importante en esta categoría (Yoshida et al., 2018).

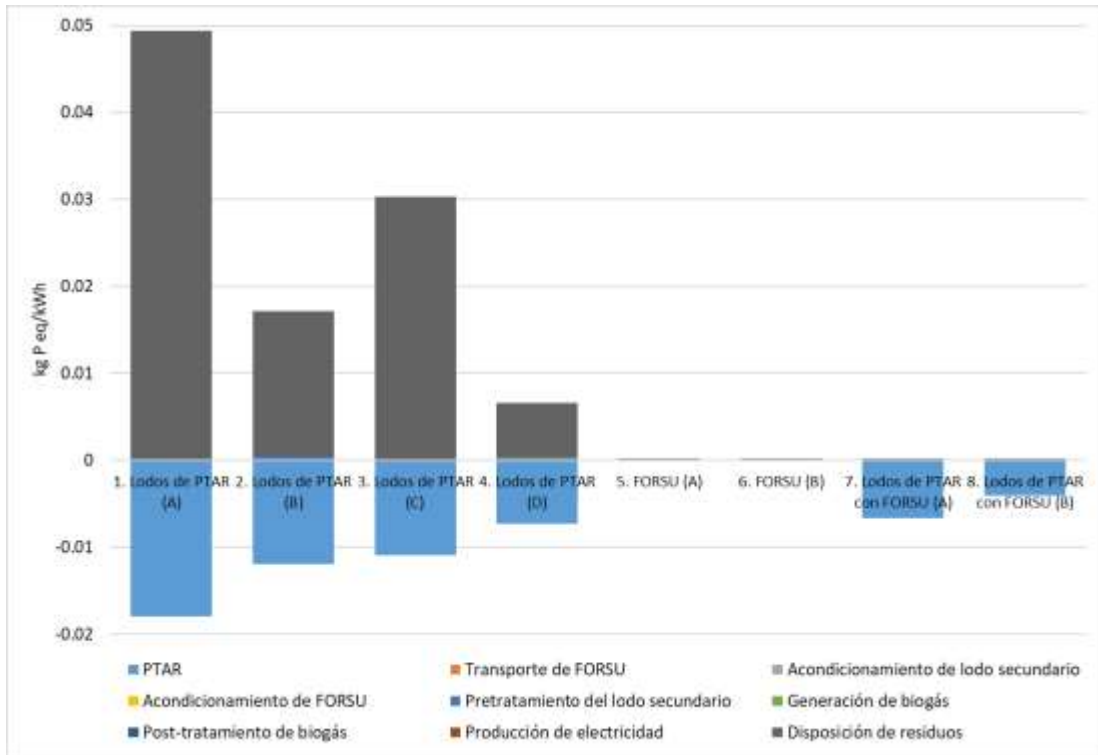


Figura 21. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de eutrofización

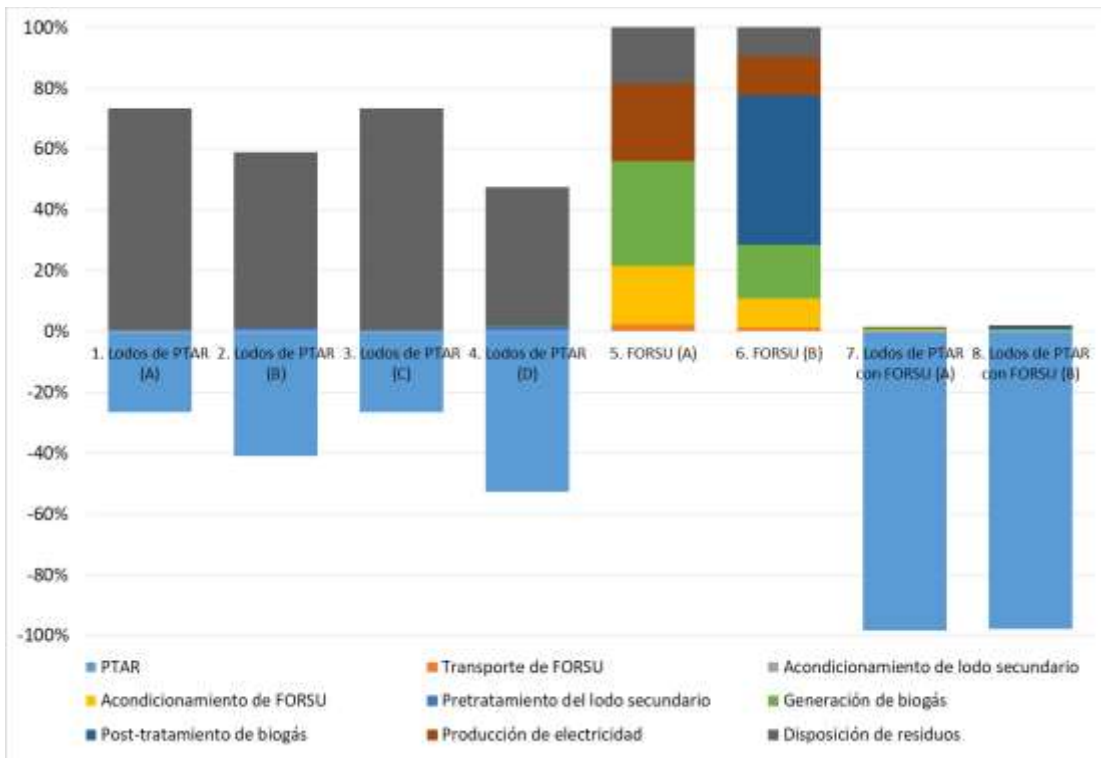


Figura 22. Contribución porcentual por etapa al impacto total en la categoría de eutrofización

5.5 Formación de oxidantes fotoquímicos

La formación de oxidantes fotoquímicos, como el ozono, se refiere a la generación de determinados compuestos bajo la influencia de la luz y a través de reacciones de oxidación de ciertos precursores como Compuestos Orgánicos Volátiles (COV), monóxido de carbono, dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno, los cuales afectan la salud humana, al ecosistema, los materiales y las plantas (Noyola et al., 2013).

La tendencia de esta categoría, graficada en la *Figura 23*, es muy similar a la presentada en acidificación terrestre. Esto se debe a que el SO_2 , unidad de medida de la categoría de acidificación, es precursor de los oxidantes fotoquímicos por lo que tiene equivalentes con la unidad de medida de esta categoría, los compuestos orgánicos volátiles distintos del metano (NMVOC).

Por otro lado, los sistemas de lodos de PTAR son los que generan mayores impactos, seguidos por los de co-digestión y con los menores impactos, los de FORSU. La gráfica muestra que lo anterior se debe a la contribución que tiene la PTAR.

El sistema lodos de PTAR (A) tiene un impacto de 0.0183 kg NMVOC eq/kWh, del cual la PTAR aporta más del 95%. Con un impacto menor se tienen a los sistemas lodos de PTAR (B), (C) y (D), con 0.0138, 0.0116 y 0.0087 kg NMVOC eq/kWh, respectivamente, siendo nuevamente la PTAR la etapa con mayor contribución al impacto, alcanzando valores entre 82% y 93%.

En la evaluación desarrollada por Yoshida et al. (2018) se obtuvo que la etapa con mayor impacto era la disposición de residuos debido a la emisiones de NO_x y NMVOC por el uso de diesel durante el transporte y la aplicación en tierra, algo que difiere con los resultados obtenidos en este estudio. Además, en los límites del sistema no se incluyó la PTAR, por lo cual no se puede comparar directamente el impacto de esta etapa.

Apenas un poco por debajo de los sistemas anteriores, se encuentra el impacto de los sistemas de co-digestión, en donde el sistema (A) tiene 0.0085 kg NMVOC eq/kWh y el sistema (B) tiene 0.0053 kg NMVOC eq/kWh. En ambos impactos, la etapa que tiene más del 90% de contribución es la PTAR.

Finalmente, los sistemas que tienen menor impacto en la categoría son (A) y (B) de FORSU: 0.00065 y 0.00062 kg NMVOC eq/kWh, respectivamente. Esto se debe a que las emisiones precursoras de los oxidantes fotoquímicos son menores en estos sistemas que los que trabajan con lodos de PTAR. La etapa que tiene mayor porcentaje de impacto en el sistema (A) es la de generación de biogás y en el (B) es el pretratamiento del lodo secundario. El impacto de las etapas que tienen mayor contribución es relacionado al uso de energía eléctrica, ya que durante su producción se generan emisiones de SO_2 por el uso de combustibles fósiles.

Xu et al., (2015) obtuvieron 1.17 kg NMVOC eq. para el sistema de co-digestión y 0.81 kg NMVOC eq. para el de FORSU. Éstos resultados son mayores en comparación con los obtenidos en el presente ACV, sin embargo, coinciden en su atribución al uso de electricidad, lo cual se puede explicar a que en ambos se considera que la generación de electricidad depende de combustibles fósiles.

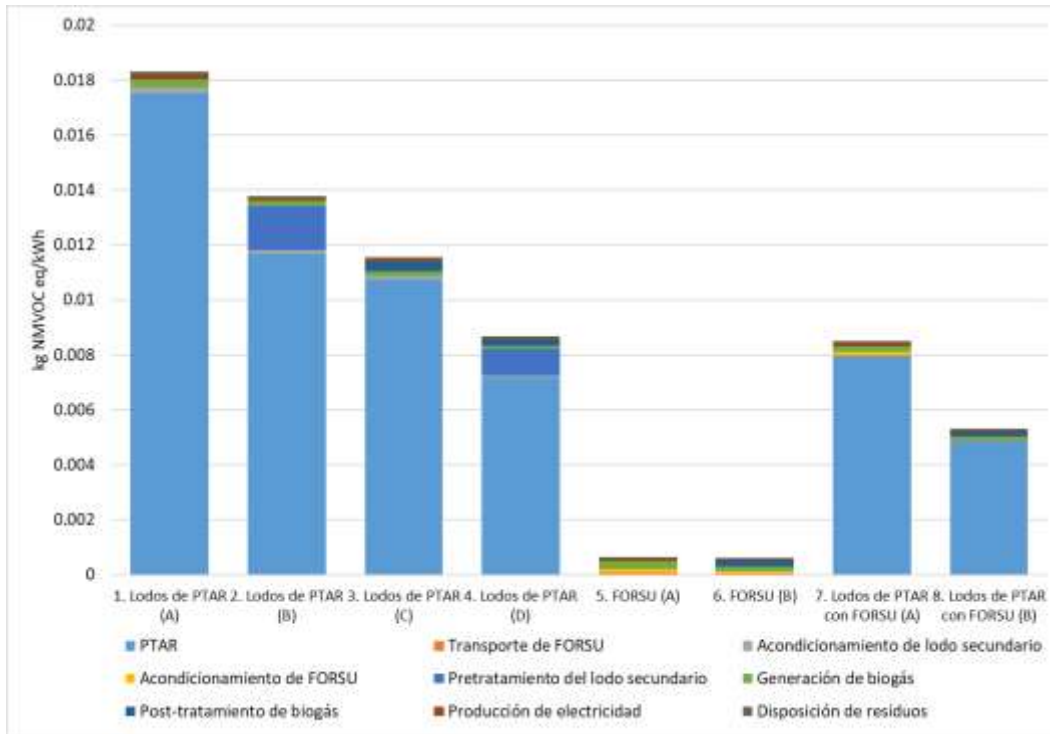


Figura 23. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos

5.6 Toxicidad humana

En la Figura 24 se muestran los impactos en la categoría de toxicidad humana, y al igual que los resultados en eutrofización de agua dulce, los valores negativos son beneficios para el ambiente y los valores positivos representan impactos ambientales negativos.

Los sistemas de lodos de PTAR presentan los mayores impactos, seguidos por los de FORSU y finalmente, con los menores impactos se tienen a los de co-digestión. Los desempeños ambientales de los sistemas son tan diferentes por la etapa de disposición de residuos, en donde el digestato se dispone en el suelo. Como se mencionó anteriormente, se debe tener en cuenta que en el caso de los sistemas de FORSU y co-digestión no se tiene la caracterización del digestato, por lo que, en investigaciones futuras, el impacto en esta categoría podría aumentar por la cuantificación de metales pesados.

El sistema de lodos de PTAR (A) es el que tiene mayor impacto, 2.3201 kg 1,4-DB eq/kWh, generado principalmente, más del 95%, por la etapa de disposición de residuos, lo cual se debe a que en esta etapa el digestato resultante de la digestión anaerobia es dispuesto en el suelo y éste tiene una alta concentración de metales pesados que impactan directamente en esta categoría. En el caso de los tres sistemas restantes que trabajan con lodos de PTAR, con un impacto de 1.4706 (C), 1.0433 (B) y 0.6722 (D) kg 1,4-DB eq/kWh, la disposición de residuos también es la que tiene mayor contribución.

Los resultados anteriores coinciden con los obtenidos por Yoshida et al. (2018), quienes obtuvieron que la etapa con mayor contribución en esta categoría era la disposición de residuos por la aplicación del digestato en el suelo.

Cabe destacar que en la Figura 25 se puede apreciar que el impacto de la PTAR es negativo (evitado) y aunque es pequeño, del 1% al 2%, es gracias a la remoción de metales durante el tren de tratamiento de la planta.

Con un impacto de 0.1136 y 0.1016 kg 1,4-DB eq/kWh se encuentran ambos escenarios de FORSU, (A) y (B), respectivamente. La *Figura 25* muestra que el principal contribuyente del sistema (A) es la disposición de residuos, con 62%, seguido de la generación de biogás, con 15%. En el caso del sistema (B), el principal contribuyente también es la disposición de residuos, con 43%, y en segundo lugar está el postratamiento del biogás, con 30%.

Colón et al. (2012) obtuvieron un impacto evitado de -4.64 kg 1,4-DB eq., debido al uso de la electricidad generada en la planta con biogás en lugar de la electricidad de la red nacional, lo cual difiere de los resultados anteriores.

Finalmente, el menor impacto lo registran los sistemas de cogeneración, 0.0727 (A) y 0.0608 (B) kg 1,4-DB eq/kWh, presentando un impacto evitado la PTAR en ambos casos, 7% y 4%, respectivamente. Las etapas con mayor contribución coinciden con las mencionadas en los sistemas de FORSU.

En el caso de los sistemas de co-digestión y FORSU, Xu et al., (2015) obtuvo resultados mayores a los anteriores, 8.12 y 7.3 kg 1,4-DB eq., correspondientemente. Esto puede deberse a que la unidad funcional, definida como la gestión de 1 tonelada de sólidos volátiles, es diferente a la adoptada en el presente estudio.

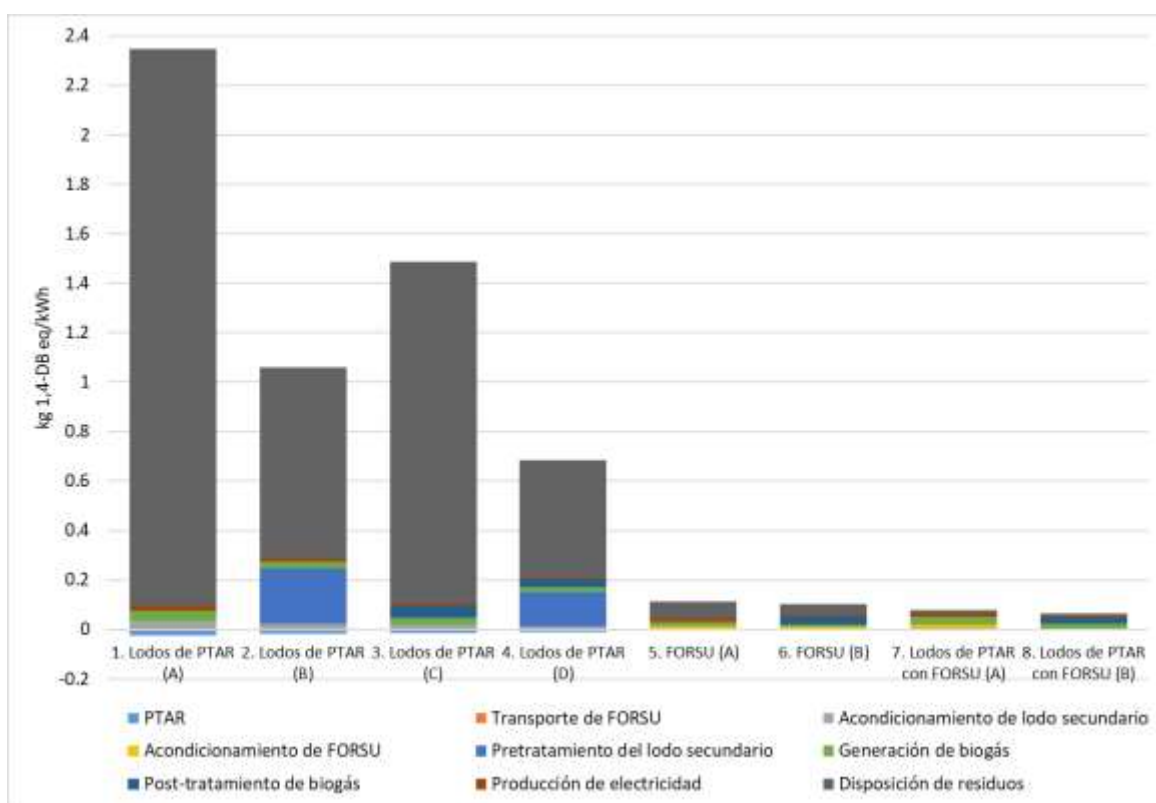


Figura 24. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de toxicidad humana

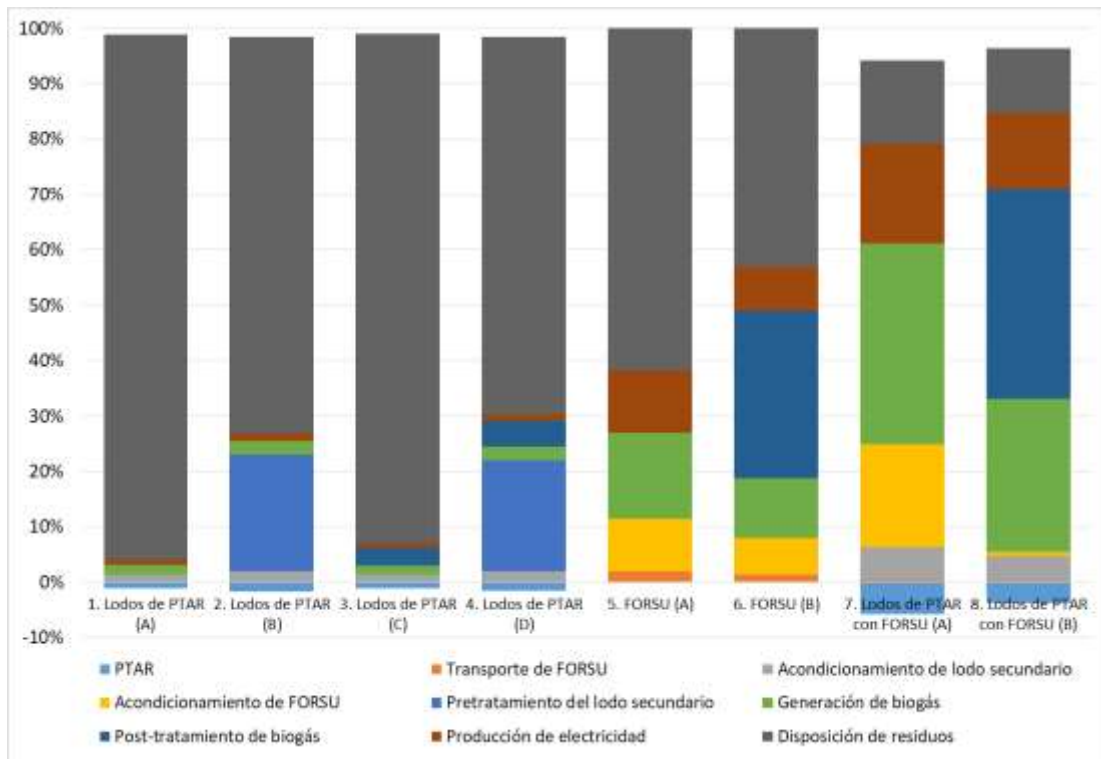


Figura 25. Contribución porcentual por etapa al impacto total en la categoría de toxicidad humana

5.7 Agotamiento de recursos hídricos

Esta categoría no se analiza en la mayoría de los antecedentes, sin embargo, se decidió incluir por presentar una tendencia diferente a la observada en las categorías anteriores. De acuerdo con la Figura 26, el impacto de los sistemas que consideran el postratamiento del biogás aumentan, en lugar de disminuir.

Es así que, de los ocho sistemas estudiados, cuatro tienen un impacto en un rango de 0.0735 a 0.0315 m³/kWh. En primer lugar, se encuentra el sistema FORSU (B), en segundo el sistema de lodos de PTAR con FORSU (B), seguido del sistema de lodos de PTAR (B) y, por último, el sistema de lodos de PTAR (D). En los cuatro sistemas, la etapa que tiene mayor contribución (de 93 hasta 99%) es el postratamiento del biogás, lo que se atribuye a la cantidad de agua que se necesita suministrar a la laguna del sistema (HRAP) para reponer la que se evapora por la exposición al sol y así, mantener un volumen constante en el sistema.

Los sistemas restantes tienen un impacto menor que varía en un rango de 0.0036 a 0.0014 m³/kWh, atribuido a las etapas de pretratamiento del lodo, para el sistema lodos de PTAR (B), la PTAR, para el caso de lodos de PTAR (A), y, la producción de electricidad, en el caso de los sistemas de lodos de PTAR con FORSU (A) y FORSU (A).

En el ACV desarrollado por Xu et al. (2015) se obtuvo un impacto de 0.0744 m³ para el sistema de FORSU y 0.0196 m³ para el de co-digestión. Ambos resultados difieren de los anteriores y en el caso del primero se atribuye en su mayoría a la infraestructura (83%) y el segundo a la electricidad (88%).

Cabe destacar el impacto tan alto de la infraestructura en el trabajo de Xu, ya que, adoptando el enfoque de otros autores (Li et al., 2017; Mills et al., 2014; Suh & Rousseaux, 2001), en esta tesis no se considera dentro de los límites del sistema. Al presentarse en la categoría de agotamiento de recursos hídricos, es muy posible que dicho impacto se deba al consumo de agua que se presenta durante los trabajos técnicos de construcción para el desarrollo de la misma.

Con excepción de esta categoría, en las seis anteriores se presentó la disminución de impactos en los escenarios que consideraron el postratamiento del biogás. Esto coincide con los resultados de Ardolino et al. (2018), los cuales demostraron que el sistema que consideraba un postratamiento del biogás para su enriquecimiento como biometano tenía menos impactos en comparación con el sistema que no lo consideraba. El biometano, por ejemplo, puede sustituir al gas natural en todos sus usos, lo que reduce significativamente los impactos en múltiples categorías por las emisiones de CO₂ evitadas (Carnevale & Lombardi, 2015; Morero et al., 2015).

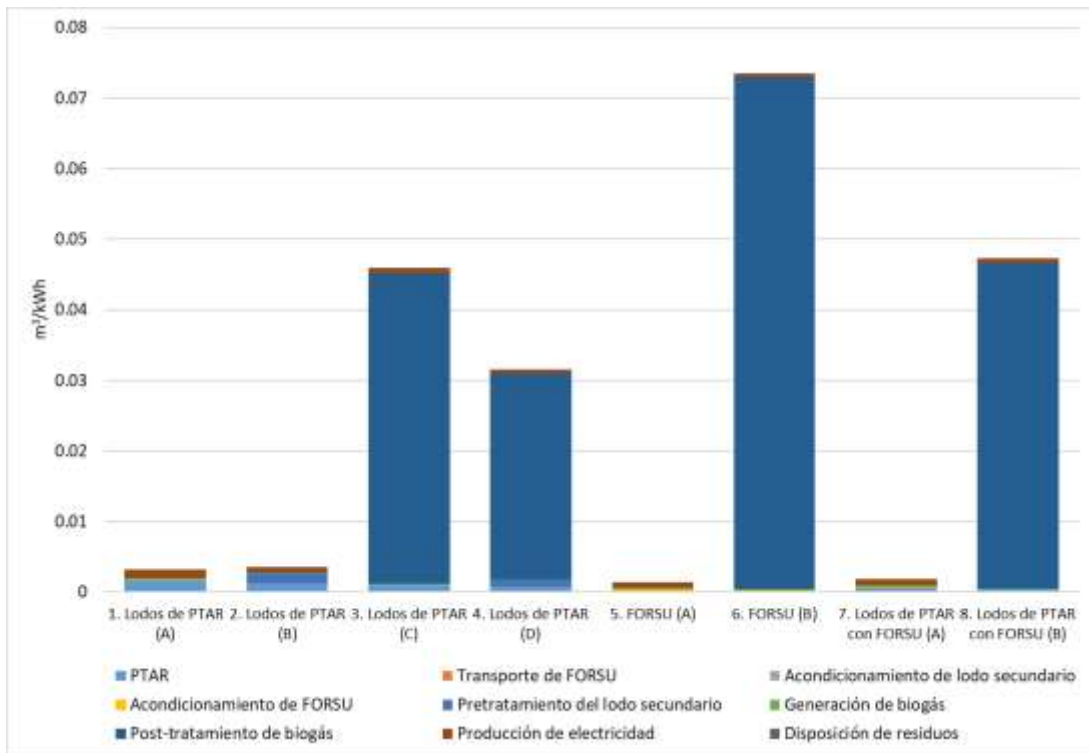


Figura 26. Contribución de las etapas al impacto total en la categoría de agotamiento de recursos hídricos

Capítulo 6

6. Conclusiones y Recomendaciones

6.1 Conclusiones

Los resultados del Análisis de Ciclo de Vida permiten identificar cuál de ocho sistemas estudiados es el que tiene mayor impacto en las categorías evaluadas y cuál es el que tiene el mejor desempeño ambiental.

En este sentido, se puede identificar que los sistemas que trabajan con lodos de PTAR tienen los mayores impactos ambientales al presentar los resultados más altos en seis de las siete categorías analizadas: cambio climático, eutrofización de agua dulce, toxicidad humana, disminución de la capa de ozono, formación de oxidantes fotoquímicos y acidificación terrestre. De estos sistemas, el que genera mayor impacto ambiental es el de lodos de PTAR (A). En lo correspondiente a los sistemas de FORSU y co-digestión, el mayor impacto se presenta en los sistemas de FORSU (A) y co-digestión (A), respectivamente, ambos por tener esta tendencia en seis de las siete categorías seleccionadas.

Por otro lado, de los ocho sistemas evaluados, el mejor desempeño ambiental lo tienen los dos sistemas de co-digestión de lodos de PTAR con FORSU, al presentar los resultados más bajos en cuatro de las siete categorías: cambio climático, disminución de la capa de ozono, eutrofización y toxicidad humana. De los sistemas de co-digestión, el de menor impacto es el (B). En relación con los sistemas de lodos de PTAR y FORSU, el menor impacto lo tienen los sistemas de lodos de PTAR (D) y FORSU (B), correspondientemente, por presentarse de esta manera en cuatro categorías, en el primero, y en seis categorías, en el segundo, de las siete analizadas.

De acuerdo con los sistemas que presentaron los menores impactos, es posible saber que su desempeño ambiental mejoró por la implementación del pretratamiento del lodo secundario y el postratamiento del biogás. Es así que, con el pretratamiento del lodo aumenta la eficiencia de remoción de materia orgánica, lo que significa menos digestato generado, disponiéndose una menor cantidad en el suelo y por ende, una menor cantidad de nutrientes y metales pesados; con el postratamiento del biogás aumenta la cantidad de CH₄, lo que incrementa el poder calorífico y por lo tanto, se produce más energía eléctrica, necesiándose menos insumos y generando menos residuos para producir 1 kWh.

El ACV también permite identificar las etapas con mayor peso a lo largo del ciclo de vida de un producto, por lo que en los resultados obtenidos se observa que las etapas que contribuyen principalmente a las categorías de impacto son la PTAR y el pretratamiento del lodo, en el caso de los sistemas de lodos de PTAR, la generación de biogás, para los sistemas de FORSU y la PTAR, en los sistemas de co-digestión. Los resultados anteriores se explican debido a que el insumo principal de las etapas mencionadas es la energía eléctrica y, en el contexto nacional, aún depende de los combustibles fósiles, los cuales tienen contribuciones importantes en diversas categorías de impacto por las múltiples emisiones, descargas y residuos que se generan en su ciclo de vida.

Debido a los resultados de la comparación entre los sistemas analizados y el mix eléctrico nacional, la hipótesis planteada se rechaza parcialmente, ya que la mayoría, pero no la totalidad, de los sistemas resultaron tener un impacto mayor al mix nacional, contrario a lo que se planteó.

Por lo tanto, se puede concluir que el uso de energías renovables para la generación de energía eléctrica no siempre tiene ventajas ambientales sobre los sistemas compuestos principalmente por combustibles fósiles, como normalmente se espera, por lo que se deben seguir evaluando con herramientas que tengan un enfoque holístico y sistemático, como lo es la metodología de Análisis de Ciclo de Vida, para identificar oportunidades de mejora y que la producción de energías renovables sea más sustentable.

6.2 Recomendaciones y trabajo futuro

De acuerdo a la presente evaluación, los impactos ambientales obtenidos y el análisis de éstos, a continuación se enlista una serie de recomendaciones para apoyar la mitigación de los impactos mediante la producción de energías renovables que no endosen los impactos de un medio a otro.

- En la etapa de la PTAR, de los sistemas de lodos de PTAR y co-digestión, se presenta un fuerte impacto derivado del consumo de electricidad que se relaciona directamente con el mix eléctrico de México, para lo cual sería conveniente continuar con la presente investigación y evaluar el autoconsumo de la electricidad producida por los sistemas de biogás con la finalidad de reducir al máximo el uso de la red nacional. Lo anterior también aplica para los sistemas de FORSU, en donde la etapa que consume más electricidad es la de generación de biogás. De tener resultados con impactos evitados por la sustitución de la electricidad en las plantas, se estaría apoyando la sostenibilidad en la gestión de los residuos urbanos utilizados.
- Es importante continuar con la investigación presente para evaluar los impactos que son evitados por el aprovechamiento de la FORSU, la cual generalmente es dispuesta en un relleno sanitario en donde el metano que se produce por su degradación anaerobia es emitido a la atmosfera, favoreciendo el fenómeno del calentamiento global.
- El desempeño ambiental de los sistemas que consideran el pretratamiento del lodo secundario mejoró en algunas categorías de impacto, en comparación con el sistema base. Sin embargo, en comparación con los sistemas que no lo consideran, tuvieron un impacto mayor en las categorías que están relacionadas directa o indirectamente con las emisiones que se producen en el ciclo de vida de la electricidad en México, ya que es el insumo principal del pretratamiento. Por lo anterior se requiere maximizar el aprovechamiento de la energía eléctrica, ya sea mediante equipos de menor consumo eléctrico, dispositivos de ahorro eléctrico o generar una línea de investigación encaminada a lograr la optimización de la eficiencia energética del pretratamiento.
- En general, el postratamiento de biogás tiene resultados positivos al ser implementado en los sistemas base. No obstante se recomienda evaluar el desempeño de la laguna con agua de lluvia o agua tratada para prescindir del uso de agua potable y así, disminuir el impacto que genera en la categoría de agotamiento de recursos hídricos.
- Con la implementación del postratamiento del biogás se logra obtener biometano, el cual, por tener características semejantes al gas natural, tiene un gran potencial para su uso como combustible, por lo que se recomienda evaluar su desempeño ambiental mediante la metodología de Análisis de Ciclo de Vida.
- El digestato, producto de la digestión anaerobia, se perfila como una alternativa a los fertilizantes químicos por su contenido de nutrientes. Por lo tanto, es recomendable incluir en un futuro su uso dentro de los límites de los sistemas para evaluar sus beneficios frente al uso de fertilizantes químicos, los cuales tienen un impacto adverso sobre el ambiente y la salud humana.
- Se deben crear políticas públicas en México que promuevan la inversión, investigación y uso de energías alternas a las que dependen de combustibles fósiles, para que puedan ser evaluadas con la finalidad de identificar potenciales puntos de mejora que aumenten su desempeño ambiental. Con esto se apoya la transición del sector energético a energías más limpias, lo que disminuye los impactos ambientales que conlleva el uso de energía eléctrica con el actual mix eléctrico nacional.

REFERENCIAS

- Ahlgren, S., Björklund, A., Ekman, A., Karlsson, H., Börjesson, P., Ekvall, T., ... Strid, I. (2012). Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems - key issues and recommendations. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 6(3), 246–256. <https://doi.org/10.1002/bbb>
- Al Seadi, T., Owen, N., Hellström, H., & Kang, H. (2013). *Source separation of MSW: An overview of the source separation and separate collection of the digestible fraction of household waste, and other similar wastes from municipalities, aimed to be used as feedstock for anaerobic digestion in biogas plants*. IEA Bioenergy.
- Albini, E., Bacchi, D., Ferrara, G., Francini, G., Galoppi, G., Lombardi, L., ... Susini, C. (2018). Bioenergy recovery from waste: Comparison of different treatment scenarios by LCA. *Energy Procedia*, 148, 34–41. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.08.016>
- Álvarez, J. A., Otero, L., & Lema, J. M. (2010). A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes. *Bioresource Technology*, 101(4), 1153–1158. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.061>
- Appels, L., Baeyens, J., Degève, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755–781. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2008.06.002>
- Ardolino, F., Parrillo, F., & Arena, U. (2018). Biowaste-to-biomethane or biowaste-to-energy? An LCA study on anaerobic digestion of organic waste. *Journal of Cleaner Production*, 174, 462–476. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.320>
- Avilés Sayas, J. O. (2014). *Metodología para la valorización de residuos sólidos urbanos. Caso de estudio de Atlacomulco, Estado de México*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ayodele, T. R., Ogunjuyigbe, A. S. O., & Alao, M. A. (2018). Economic and environmental assessment of electricity generation using biogas from organic fraction of municipal solid waste for the city of Ibadan, Nigeria. *Journal of Cleaner Production*, 203, 718–735. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.282>
- Bacenetti, J., & Fiala, M. (2015). Carbon footprint of electricity from anaerobic digestion plants in Italy. *Environ. Eng. Manag. J.*, 14, 1495–1502.
- Bacenetti, J., Negri, M., Fiala, M., & Gonzalez Garcia, S. (2013). Anaerobic digestion of different feedstock: impact on energetic and environmental balances of biogas process. *Sci. Total Environ.*, 46, 541–551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.058>
- Bahr, M., Díaz, I., Dominguez, A., González Sánchez, A., & Muñoz, R. (2014). Microalgal-biotechnology as a platform for an integral biogas upgrading and nutrient removal from anaerobic effluents. *Environmental Science and Technology*, 48(1), 573–581. <https://doi.org/10.1021/es403596m>
- Barrios, J. A., Cano, A., Becerril, J. E., & Jiménez, B. (2016). Influence of solids on the removal of emerging pollutants in electrooxidation of municipal sludge with boron-doped diamond electrodes. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 776, 148–151. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2016.07.018>
- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., ... Vavilin, V. A. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water Science and Technology*, 45(10), 65–73. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.678>
- Bautista Buhigas, A. (2010). *Sistema biodigestor para el tratamiento de desechos orgánicos*. Universidad Carlos III de Madrid.
- Bezama, A., Douglas, C., Méndez, J., Szarka, N., Muñoz, E., Navia, R., ... Ulloa, C. (2013). Life cycle comparison of waste-to-energy alternatives for municipal waste treatment in Chilean Patagonia. *Waste Management and Research*, 31(10 SUPPL.), 67–74. <https://doi.org/10.1177/0734242X13499810>
- Bringezu, S., Schütz, H., O'Brien, M., Kauppi, L., Howarth, R. W., & McNeely, J. (2009). *Towards sustainable production and use of resources: assessing biofuels*. (UNEP & International Panel for Sustainable Resource Management, Eds.).

- Buonocore, E., Mellino, S., Angelis, G. De, Liu, G., & Ulgiati, S. (2018). Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. *Ecological Indicators*, 94, 13–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.047>
- Campbell, H. W. (2000). Sludge management - Future issues and trends. *Water Science and Technology*, 41(8), 1–8.
- Camps Michelena, M., & Marcos Martín, F. (2002). *Los biocombustibles*. (Mundi-Prensa, Ed.). Madrid, España.
- Campuzano Ángeles, R. (2015). *Lixiviación de residuos sólidos orgánicos urbanos para incrementar la rapidez de producción de biogás*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Carballa, M., Duran, C., & Hospido, A. (2011). Should we pretreat solid waste prior to anaerobic digestion? An assessment of its environmental cost. *Environmental Science and Technology*, 45(24), 10306–10314. <https://doi.org/10.1021/es201866u>
- Cárdenas Vargas, R. (2012). *Biorefinerías para la producción de biocombustibles de segunda generación*. Universidad Politécnica de Valencia.
- Carnevale, E., & Lombardi, L. (2015). Comparison of different possibilities for biogas use by Life Cycle Assessment. *Energy Procedia*, 81, 215–226. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.12.088>
- Castañeda Alvarez, A. P., Hernández Martínez, I. P., & Rodríguez Cano, F. (2016). Análisis de la situación actual de los biocombustibles en México: “Enfoque CEMIE-Bio.” Centro Mexicano de Innovación en Bioenergía (CEMIE-Bio).
- Castells, X. E., & Bordas Alsina, S. (2012). *Energía, agua, medioambiente, territorialidad y sostenibilidad*. (D. de Santos, Ed.).
- Chauvet, M., & González, R. L. (2008). Biocombustibles y cultivos biofarmacéuticos: ¿oportunidades o amenazas? *El Cotidiano*, 23(147), 51–61.
- Chen, S., & Chen, B. (2013). Net energy production and emissions mitigation of domestic wastewater treatment system: A comparison of different biogas-sludge use alternatives. *Bioresource Technology*, 144, 296–303. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.128>
- Chiu, S. L. H., & Lo, I. M. C. (2020). Identifying key process parameters for uncertainty propagation in environmental life cycle assessment for sewage sludge and food waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, 174(2018), 966–976. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.164>
- Colón, J., Cadena, E., Colazo, A. B., Quirós, R., Sánchez, A., Font, X., & Artola, A. (2015). Toward the implementation of new regional biowaste management plans: Environmental assessment of different waste management scenarios in Catalonia. *Resources, Conservation and Recycling*, 95, 143–155. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.012>
- Colón, J., Cadena, E., Pognani, M., Barrena, R., Sánchez, A., Font, X., & Artola, A. (2012). Determination of the energy and environmental burdens associated with the biological treatment of source-separated Municipal Solid Wastes. *Energy and Environmental Science*, 5(2), 5731–5741. <https://doi.org/10.1039/c2ee01085b>
- CONAGUA. (2015). *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación*. México.
- Cremiato, R., Laura, M., Tagliaferri, C., Zaccariello, L., & Lettieri, P. (2018). Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production. *Renewable Energy*, 124, 180–188. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.06.033>
- Crites, R., & Tchobanoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Colombia: McGraw-Hill.
- de Souza, S. N. M., Werncke, I., Marques, C. A., Bariccatti, R. A., Santos, R. F., Nogueira, C. E. C., & Bassegio, D. (2013). Electric energy micro-production in a rural property using biogas as primary source.

- Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28, 385–391. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.07.035>
- De Vries, J. W., Vinken, T. M. W. J., Hamelin, L., & De Boer, I. J. M. (2012). Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy e a life cycle perspective. *Bioresour. Technol.*, 125, 239–248. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.124>
- Demirbaş, A. (2000). Mechanisms of liquefaction and pyrolysis reactions of biomass. *Energy Conversion and Management*, 41(6), 633–646. [https://doi.org/10.1016/S0196-8904\(99\)00130-2](https://doi.org/10.1016/S0196-8904(99)00130-2)
- Deublein, D., & Steinhauser, A. (2008). *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, Weinheim. <https://doi.org/10.1002/9783527621705>
- DOF. (1997). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes naciones. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación.
- DOF. (1998a). Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diarios Oficial de la Federacion.
- DOF. (1998b). Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diarios Oficial de la Federacion.
- DOF. (2003). *Normal Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Lodos y biosólidos, especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*. (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ed.).
- DOF. (2008). Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos, 1–12. Retrieved from <http://www.diputados.gob.mx/>
- Dressler, D., Loewen, A., & Nelles, M. (2012). Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: Impact of regional factors on biogas production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(9), 1104–1115. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0424-9>
- Edwards, J., Othman, M., Crossin, E., & Burn, S. (2017). Anaerobic co-digestion of municipal food waste and sewage sludge: A comparative life cycle assessment in the context of a waste service provision. *Bioresource Technology*, 223, 237–249. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.044>
- Eriksson, O., Bisailon, M., Haraldsson, M., & Sundberg, J. (2016). Enhancement of biogas production from food waste and sewage sludge e Environmental and economic life cycle performance. *Journal of Environmental Management*, 175, 33–39. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.022>
- Estrada, C. A., & Zapata Meneses, A. (2004). Gasificación de biomasa para producción de combustibles de bajo poder calorífico y su utilización en generación de potencia y calor. *Scientia et Technica*, (25), 155–159. <https://doi.org/ISSN 0122-1702>
- Evangelisti, S., Lettieri, P., Borello, D., & Clift, R. (2014). Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: A UK case study. *Waste Management*, 34(1), 226–237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.013>
- Fernández, J. (2003). *Energía de a biomasa. Haya Comunicación*. (Haya Comunicación, Ed.).
- Field, C. B., Campbell, J. E., & Lobell, D. B. (2008). Biomass energy: the scale of the potential resource. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(2), 65–72. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.12.001>
- Finnveden, G. (1999). Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 26(3–4), 173–187. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00005-1)
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., ... Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Franco Morgado, M. (2018). *Tratamiento integral de biogás y nutrientes residuales de la digestión anaerobia*

en un fotobiorreactor alcalino. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Fuchsz, M., & Kohlheb, N. (2015). Comparison of the environmental effects of manure- and crop-based agricultural biogas plants using life cycle analysis. *J. Clean. Prod.*, 86, 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.058>
- 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(March). <https://doi.org/10.3389/fbioe.2016.00026>
- GDF. (2003). Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal. Retrieved from http://www.sedema.df.gob.mx/sedema/images/archivos/sedema/leyes-reglamentos/leyes/ley_I_residuos.pdf
- Godin, D., Bouchard, C., & Vanrolleghem, P. A. (2012). Net environmental benefit: Introducing a new LCA approach on wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, 65(9), 1624–1631. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.056>
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. De, Struijs, J., & van Zelm, R. (2013). *ReCiPe 2008. A LCA method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation*.
- Gopalakrishnan, K., Peter, B., Periyasamy, S., Nándor, N., & Katalin, B. B. (2015). Lignocellulose biohydrogen: practical challenges and recent progress. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 44, 728–737.
- Gormaz González, I. (2007). *Técnicas y procesos en las instalaciones singulares en los edificios*. (Paraninfo, Ed.) (2nd ed.). Madrid, España.
- Gourdet, C., Girault, R., Berthault, S., Richard, M., Tosoni, J., & Pradel, M. (2017). In quest of environmental hotspots of sewage sludge treatment combining anaerobic digestion and mechanical dewatering: A life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 143, 1123–1136. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.007>
- Haberl, H., Beringer, T., Bhattacharya, S. C., Erb, K. H., & Hoogwijk, M. (2010). The global technical potential of bio-energy in 2050 considering sustainability constraints. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(5–6), 394–403. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.10.007>
- Hernández-Padilla, F., Margni, M., Noyola, A., Guereca-Hernandez, L., & Bulle, C. (2017). Assessing wastewater treatment in Latin America and the Caribbean: Enhancing life cycle assessment interpretation by regionalization and impact assessment sensibility. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2140–2153. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.068>
- Hernández Padilla, F. (2016). *Analisis de Ciclo de Vida como herramienta de decisión para el tratamiento de agua residual en America Latina y El Caribe*. Universidad Nacional Autónoma de México. Retrieved from file:///C:/Users/USUARIO/Downloads/Tesis.pdf
- Holdren, J. P., & Smith, K. R. (2000). Energy , the environment , and health. In United Nations Development Programme. (Ed.), *World energy assessment: Energy and the challenge of sustainability* (pp. 61–110). New York.
- Hoogwijk, M., Faaij, A., Eickhout, B., De Vries, B., & Turkenburg, W. (2005). Potential of biomass energy out to 2100, for four IPCC SRES land-use scenarios. *Biomass and Bioenergy*, 29(4), 225–257. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.05.002>
- Hoogwijk, M., Faaij, A., Van Den Broek, R., Berndes, G., Gielen, D., & Turkenburg, W. (2003). Exploration of the ranges of the global potential of biomass for energy. *Biomass and Bioenergy*, 25(2), 119–133. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00191-5](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00191-5)
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., ... van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>

- INECC, & SEMARNAT. (2012). *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos*.
- Ingrao, C., Rana, R., Tricase, C., & Lombardi, M. (2015). Application of carbon footprint to an agro-biogas supply chain in Southern Italy. *Appl. Energy*, *149*, 75–88. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.03.111>
- International Energy Agency. (2006). Annual Report 2006.
- International Energy Agency. (2017). World energy outlook. *Choice Reviews Online*, *44*(10), 44-5668-44–5668. <https://doi.org/10.5860/choice.44-5668>
- Jordan, C., Lausset, C., & Cherubini, F. (2016). Life-cycle assessment of a biogas power plant with application of different climate metrics and inclusion of near-term climate forcers. *Journal of Environmental Management*, *184*, 517–527. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.030>
- IPCC. (2011). *Fuentes de energía renovables y mitigación del cambio climático: Resumen para responsables de políticas y resumen técnico*. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. <https://doi.org/ISBN 978-92-9169-331-3>
- ISO. (2006a). ISO 14040 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. International Organization for Standardization. <https://doi.org/10.1136/bmj.332.7550.1107>
- ISO. (2006b). ISO 14044 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. International Organization for Standardization. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0297-3>
- Juárez, C., Güereca, L., & Gassó, S. (2008). Análisis del Ciclo de Vida del Sistema de Gestión de Residuos Municipales de la Ciudad de México. *Redisa*, *13*. Retrieved from <http://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/14195/Gasso.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Jungmeier, G., Werner, F., Jarnehammar, A., Hohenthal, C., & Richter, K. (2002). Allocation in LCA of Wood-based Products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *7*(5), 290–294.
- Kondusamy, D., & Kalamdhad, A. S. (2014a). Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *2*(3), 1821–1830. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.024>
- Kondusamy, D., & Kalamdhad, A. S. (2014b). Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *2*(3), 1821–1830. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.024>
- Kumar, A., Kumar, N., Baredar, P., & Shukla, A. (2015). A review on biomass energy resources, potential, conversion and policy in India. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *45*, 530–539. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.007>
- Li, H., Jin, C., Zhang, Z., O’Hara, I., & Mundree, S. (2017). Environmental and economic life cycle assessment of energy recovery from sewage sludge through different anaerobic digestion pathways. *Energy*, *126*, 649–657. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.03.068>
- Lijó, L., González-García, S., Bacenetti, J., Fiala, M., Feijoo, G., Moreira, M., & Anaerobic, T. (2014). Assuring the sustainable production of biogas from anaerobic mono-digestion. *J. Clean. Prod.*, *72*, 23–34. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.022>
- Lin, C. Y., Lay, C. H., Sen, B., Chu, C. Y., Gopalakrishnan, K., Chen, C. C., & Chang, J. S. (2012). Fermentative hydrogen production from wastewaters: a review and prognosis. *International Journal of Hydrogen Energy*, *37*, 15632–15642.
- Liu, Y., & Tay, J.-H. (2001). Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. *Biotechnology Advances*, *19*(2), 97–107.
- Lombardi, L., Nocita, C., Bettazzi, E., Fibbi, D., & Carnevale, E. (2017). Environmental comparison of alternative treatments for sewage sludge: An Italian case study. *Waste Management*, *69*, 365–376. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.040>
- López Hernández, J. E., Ramírez Higuera, B. L., Bayer Gomes Cabral, C., & Morgan Sagastume, J. M. (2017). Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales. GIZ México, SENER, SEMARNAT, CONAGUA y ANEAS.

- Luján Ornelas, C. C. (2015). *Análisis de ciclo de vida de billetes mexicanos de polímero y papel de algodón de alta durabilidad*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Lyng, K. A., Modahl, I. S., Møller, H., Morken, J., Briseid, T., & Hanssen, O. J. (2015). The BioValueChain model: a Norwegian model for calculating environmental impacts of biogas value chains. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(4), 490–502. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0851-5>
- Mancini, E., Arzoumanidis, I., & Raggi, A. (2019). Evaluation of potential environmental impacts related to two organic waste treatment options in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 214, 927–938. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.321>
- McKendry, P. (2002). Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. *Bioresource Technol.*, 83(1), 37–46. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00118-3](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00118-3)
- Mellino, S., Protano, G., Buonocore, E., Angelis, G. De, Liu, G., Xu, L., & Ulgiati, S. (2015). Alternative options for sewage sludge treatment and process improvement through circular patterns: LCA-based Case Study and Scenarios. *Journal of Environmental Accounting and Management*, 3(1), 77–85. <https://doi.org/10.5890/JEAM.2015.03.007>
- Metcalf, & Eddy. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse* (4th ed.). McGraw-Hill.
- Meyer-Aurich, A., Schattauer, A., Hellebrand, H. J., Klaus, H., Plöchl, M., & Berga, W. (2012). Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources. *Renew. Energy*, 37, 277–284. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.06.030>
- Mills, N., Pearce, P., Farrow, J., Thorpe, R. B., & Kirkby, N. F. (2014). Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies Internal Rate of Return. *Waste Management*, 34(1), 185–195. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.024>
- Mohan, D., Pittman, C. U., & Steele, P. H. (2006). Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: A critical review. *Energy and Fuels*, 20(3), 848–889. <https://doi.org/10.1021/ef0502397>
- Morero, B., Groppelli, E., & Campanella, E. A. (2015). Life cycle assessment of biomethane use in Argentina. *Bioresour. Technol.*, 182, 208–216. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.077>
- Morero, Betzabet, Vicentin, R., & Campanella, E. A. (2017). Assessment of biogas production in Argentina from co-digestion of sludge and municipal solid waste. *Waste Management*, 61, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.033>
- Noyola, A., Paredes, M. G., Güereca, L. P., Molina, L. T., & Zavala, M. (2018). Methane correction factors for estimating emissions from aerobic wastewater treatment facilities based on field data in Mexico and on literature review. *Science of the Total Environment*, 639(May), 84–91. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.111>
- Noyola, Adalberto, Morgan-Sagastume, J. M., & Güereca, L. P. (2013). *Selección De Tecnologías Para El Tratamiento De Aguas Residuales Municipales: Guía De Apoyo Para Ciudades Pequeñas Y Medianas*.
- Noyola, Adalberto, Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P., & Hernández-Padilla, F. (2012). Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *Clean - Soil, Air, Water*, 40(9), 926–932. <https://doi.org/10.1002/clen.201100707>
- Oropeza García, N. (2006). Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos Conciencia*, 1, 51–58.
- Pacetti, T., Lombardi, L., & Federici, G. (2015). Water-energy nexus: a case of biogas production from energy crops evaluated by water footprint and life cycle assessment (LCA) methods. *J. Clean. Prod.*, 101, 278–291. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.084>
- Pagés Díaz, J., Pereda Reyes, I., Lundin, M., & Sárvári Horváth, I. (2011). Co-digestion of different waste mixtures from agro-industrial activities: Kinetic evaluation and synergetic effects. *Bioresource Technology*, 102(23), 10834–10840. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.031>
- Pradel, M., Aissani, L., Villot, J., Baudez, J. C., & Laforest, V. (2016). From waste to added value product: Towards a paradigm shift in life cycle assessment applied to wastewater sludge - A review. *Journal of Cleaner Production*, 131, 60–75. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.076>

- Roldán Vilorio, J. (2012). *Energías renovables. Lo que hay que saber*. (Paraninfo, Ed.).
- Romero Salvador, A. (2010). Aprovechamiento de la biomasa como fuente de energía alternativa a los combustibles fósiles. *Revista de La Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (Esp)*, 104(2), 331–345.
- Ruiz Mendéz, D. Y. (2017). *Metodología con enfoque de análisis de ciclo de vida para evaluar el impacto ambiental de insumos adquiridos por una organización*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rulkens, W. (2008). Sewage Sludge as a Biomass Resource for the Production of Energy: Overview and Assessment of the Various Options. *Energy Fuels*, 22(1), 9–15. <https://doi.org/10.1021/ef700267m>
- Sacramento Rivero, J. C., Navarro Pineda, F. S., & Morales Mendoza, L. F. (2018). Recomendaciones para realizar el Análisis de Ciclo de Vida de la bioenergía en México. Documento no publicado.
- Salcedo Serrano, D. A. (2017). *Valoración del digestato generado por la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la Ciudad de México*. Insituto Politécnico Nacional.
- SEMARNAT. (2009). *Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2009-2012. Diario Oficial de la Federación*.
- SENER. (2014). Estrategia Nacional de Energía 2014 - 2028, 57.
- SENER. (2016). Prospectiva de Energías Renovables. *Diario Oficial de La Federación*, 1, 156. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- SENER. (2018). Atlas Nacional de Biomasa. Retrieved from <https://dgel.energia.gob.mx/atlasbiomasa/>
- SENER, & CFE. (2018). ANBIO.
- Sfez, S., Meester, S. De, Vlaeminck, S. E., & Dewulf, J. (2020). Resources , Conservation & Recycling Improving the resource footprint evaluation of products recovered from wastewater : A discussion on appropriate allocation in the context of circular economy. *Resources, Conservation & Recycling*, 148(October 2018), 132–144. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.029>
- Sin, K., Lo, I. M. C., Chiu, S. L. H., & Yan, D. Y. S. (2016). Environmental assessment of food waste valorization in producing biogas for various types of energy use based on LCA approach. *Waste Management*, 50, 290–299. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.022>
- Stark, F., Moulin, C.-H., Cangiano, C., Vigne, M., Vayssières, J., & González-García, E. (2016). Metodologías para la evaluación de sistemas agropecuarios. Parte I. Generalidades. Análisis del ciclo de vida (ACV) y de las redes ecológicas (ENA). *Pastos y Forrajes*, 39(1), 3–13. Retrieved from http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942016000100001&lng=es&tlng=es.
- Suh, Y., & Rousseaux, P. (2001). An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. *Resources, Conservation and Recycling*, 35, 191–200.
- Tchobanoglous, George, Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse* (4th ed.). New York: Metcalf & Eddy, Inc.
- Thrän, D., Seidenberger, T., Zeddies, J., & Offermann, R. (2010). Global biomass potentials - Resources, drivers and scenario results. *Energy for Sustainable Development*, 14(3), 200–205. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2010.07.004>
- Tong, H., Tong, Y. W., & Peng, Y. H. (2019). A comparative life cycle assessment on mono- and co-digestion of food waste and sewage sludge. *Energy Procedia*, 158, 4166–4171. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.01.814>
- Toniolo, S., Mazzi, A., Pieretto, C., & Scipioni, A. (2017). Resources , Conservation and Recycling Allocation strategies in comparative life cycle assessment for recycling : Considerations from case studies. *“Resources, Conservation & Recycling,”* 117, 249–261. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.10.011>
- Turkenburg, W. C. (2000). Renewable energy technologies. In United Nations Development Programme (Ed.), *World energy assessment: Energy and the challenge of sustainability* (pp. 219–272).
- Tyagi, V. K., & Lo, S. L. (2013). Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery?

- Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 25(71), 708–728. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.029>
- UN Environment. (2015). Sustainable Development Goals.
- UN Environment. (2019). *Global Environmental Outlook - GEO- 6: Summary for Policymakers*. Nairobi. <https://doi.org/10.1017/9781108639217>
- UNFCCC. (2015). Paris Agreement, 29. Retrieved from https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf
- Valle Pereña, J., & Ortega Navarro, H. (2012). *Prospectiva de Energías Renovables 2012-2026*. SENER. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Van den Broek, R. (2000). *Sustainability of biomass electricity systems: an assessment of costs, macro-economic and environmental impacts in Nicaragua, Ireland and the Netherlands*. Eburon. Retrieved from https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:32012515
- Varnero Moreno, M. T. (2011). *Manual de biogás*. (MINENERGIA, PNUD, FAO, & GEF, Eds.). FAO.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Whiting, A., & Azapagic, A. (2014). Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. *Energy*, 70, 181–193. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.03.103>
- Xu, C., Shi, W., Hong, J., Zhang, F., & Chen, W. (2015). Life cycle assessment of food waste-based biogas generation. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 49, 169–177. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.164>
- Yáñez, F. (2017). *Digestión anaeróbica de lodos*. (Centro Panamericano Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente., Ed.).
- Yoshida, H., ten Hoeve, M., Christensen, T. H., Bruun, S., Jensen, L. S., & Scheutz, C. (2018). Life cycle assessment of sewage sludge management options including long-term impacts after land application. *Journal of Cleaner Production*, 174, 538–547. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.175>
- Zhang, L., Xu, C. (Charles), & Champagne, P. (2010). Overview of recent advances in thermo-chemical conversion of biomass. *Energy Conversion and Management*, 51(5), 969–982. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2009.11.038>

ANEXO A. Visitas de Campo

Planta de tratamiento de aguas residuales Xalapa I

La PTAR I del municipio de Xalapa (*Figura 27*), en el Estado de Veracruz, cuenta con un tratamiento biológico, específicamente un sistema convencional de lodos activados, y un tratamiento de lodos por digestión anaerobia. Consta de dos módulos de proceso continuo, diseñado para un tratamiento de 750 LPS y un flujo pico de 1350 LPS. Actualmente opera 360 días del año, con un volumen mensual promedio de agua tratada de 1, 700,000 metros cúbicos, con una eficiencia del 92% calculada a partir de la remoción de DQO. El biogás que se produce en el digestor anaerobio no se utiliza para producir energía eléctrica, éste simplemente se quema.



Figura 27. Vista aérea (arriba) y plano de la PTAR Xalapa I (abajo)

Memoria fotográfica



Figura 28. Sedimentador primario



Figura 29. Tanque de aireación



Figura 30. Sistema de espesamiento de lodos



Figura 31. Digestor anaerobio



Figura 32. Quemador de biogás



Figura 33. Digestato



Figura 34. Laboratorio



Figura 35. Cuarto de control

Planta de tratamiento de aguas residuales Atotonilco

La planta se encuentra ubicada en el municipio de Atotonilco de Tula, Hidalgo, y recibe las aguas negras del Valle de México. Su concesión está a cargo de Aguas Tratadas del Valle de México S.A. de C.V.

Tiene un flujo promedio de 35 m³/s. El proceso de tratamiento es combinado, biológico y fisicoquímico, y las aguas residuales tratadas se utilizan para riego en el Valle del Mezquital. El riego es por inundación y los cultivos que lo aprovechan son maíz y forraje.

Los lodos de purga se utilizan para la cogeneración de energía, la cual es de 32 mega-watts. Para lo cual el biogás generado recibe tratamiento: H₂S con FeCl₃, humedad, sixolanos. La energía producida se utiliza para autoconsumo y calentamiento de digestores. Cuentan con 12 motores de cogeneración de 2,700 kW, que en total suman una potencia total de 32.4 MW. El consumo anual de energía de la PTAR es de 245 GWh y la cogeneración de energía eléctrica anual es de 197 GWh.

La planta cuenta con un monorelleno, en donde son dispuestos los lodos resultantes de la digestión anaerobia. Estos lodos son tipo “C” y la producción es de 837,408 toneladas al año.

Memoria fotográfica



Figura 36. Canal de aguas residuales afluentes a la PTAR



Figura 37. Canal de entrada al proceso fisicoquímico



Figura 38. Silos de cloruro férrico con capacidad de 90,000 L



Figura 39. Proceso de coagulación-floculación



Figura 40. Proceso de lodos activados



Figura 41. Digestores anaerobios desde el canal de entrada



Figura 42. Cuarto de control

Planta Piloto de Digestión Anaerobia de Residuos Sólidos Municipales de la Facultad de Química de la UNAM

La planta piloto, ubicada en el municipio de Cuautitlán, tiene como objetivo dar un tratamiento a la FORSU a través de la tecnología de digestión anaerobia húmeda y seca para la generación de energía eléctrica, la cual es utilizada para el consumo de la misma planta. Cada tercer día llegan 500 kg de FORSU en tambos cerrados de 200 litros de capacidad con dimensiones de 0.6 metros de diámetro y 0.9 m de altura, destinados a la alimentación del biodigestor húmedo. Las *Figura 43* ilustra el diseño de la planta mediante el cual se trata la FORSU para generación de energía eléctrica.

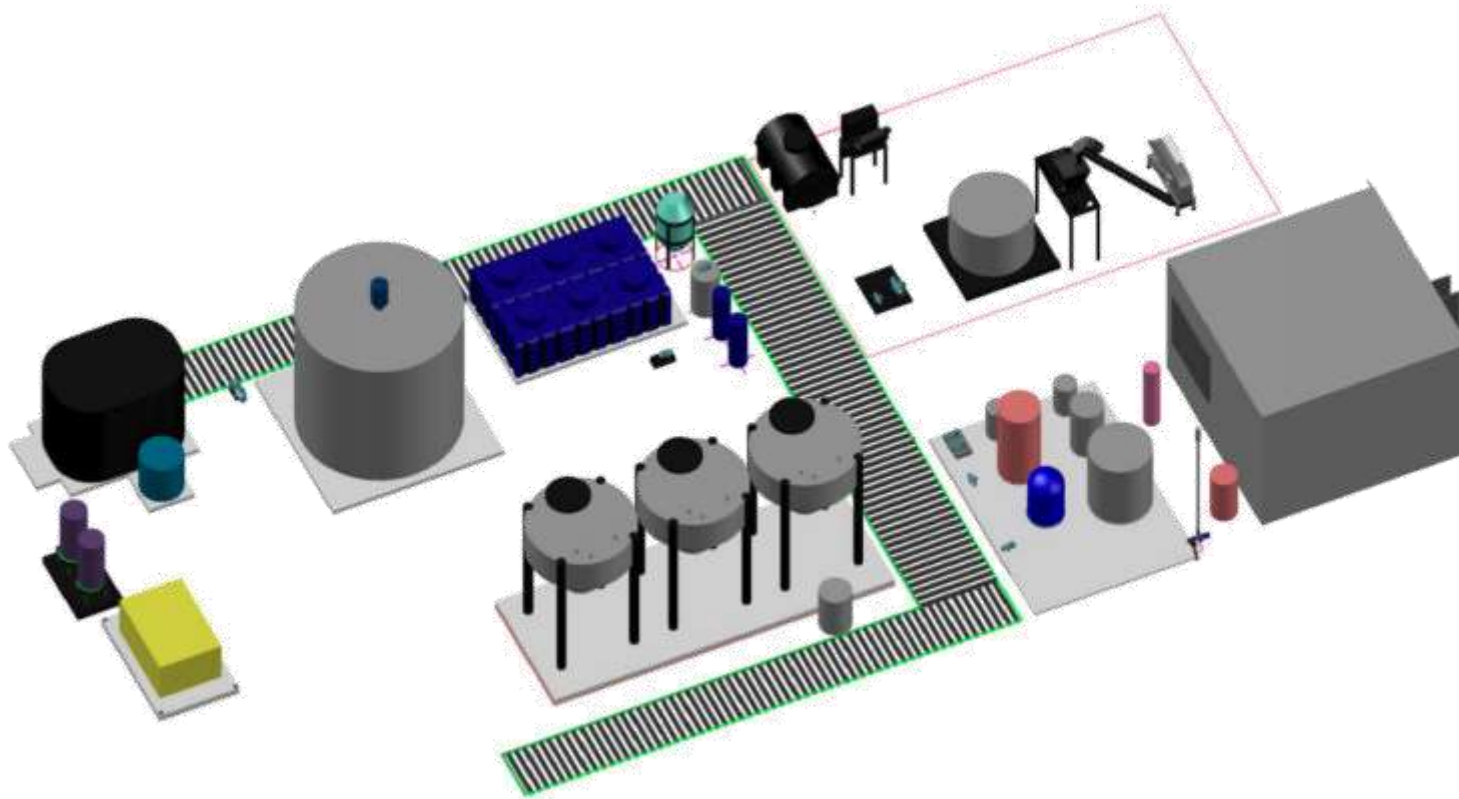


Figura 43. Vista isométrica del diseño de la planta piloto de digestión anaerobia de FORSU

Memoria fotográfica



Figura 44. Llegada de la FORSU a la planta



Figura 45. Composición de la FORSU



Figura 46. Trituración de la FORSU



Figura 47. Digestión anaerobia seca



Figura 48. Digestor anaerobio húmedo



Figura 49. Biobolsa



Figura 50. Filtros para la remoción de H₂S



Figura 51. Motogenerador

ANEXO B. Módulos utilizados en la modelación de los impactos ambientales

Digestión anaerobia de lodos de purga de PTAR

Módulos de los sistemas a partir de lodos de PTAR			
Parámetro en inventario	Flujo	Modulo en base de datos	Base de datos
OBTENCIÓN DE BIOMASA (PTAR)			
Agua residual	Entrada	Water (waste water, untreated) [Production residues in life cycle]	GaBi
DBO ₅	Entrada/salida	Biological oxygen demand (BOD) [Analytical measures to fresh water]	GaBi
DQO	Entrada/salida	COD, Chemical Oxygen Demand [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
SST	Entrada/salida	Solids (suspended) [ecoinvent long-term to fresh water]	Ecoinvent 3.4
NTT	Entrada/salida	Nitrogen (as total N) [Inorganic emissions to fresh water]	GaBi
P	Entrada/salida	Phosphorus [Inorganic emissions to fresh water]	GaBi
Fe	Entrada/salida	Iron [Heavy metals to fresh water]	GaBi
Mg	Entrada/salida	Manganese [Heavy metals to fresh water]	GaBi
Pb	Entrada/salida	Lead [Heavy metals to fresh water]	GaBi
Cd	Entrada/salida	Cadmium [Heavy metals to fresh water]	GaBi
Hg	Entrada/salida	Mercury [Heavy metals to fresh water]	GaBi
As	Entrada/salida	Arsenic [Heavy metals to fresh water]	GaBi
Cr	Entrada/salida	Chromium [Heavy metals to fresh water]	GaBi
Zn	Entrada/salida	Zinc [Heavy metals to fresh water]	GaBi
Cu	Entrada/salida	Copper [Heavy metals to fresh water]	GaBi
Desinfectante (NaClO)	Entrada	GLO: market for sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state/ Sodium hypochlorite [Inorganic intermediate products]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Transporte	Entrada	RER: transport, lorry 32t [Street]	Ecoinvent 3.4
Agua tratada	Salida	Water (waste water, treated) [Production residues in life cycle]	GaBi
Lodos primarios	Salida	Sewage sludge (waste water processing) [Hazardous waste]	GaBi
Lodos activados	Salida	Biological sludge [Waste for recovery]	GaBi
Residuos inertes	Salida	Waste in landfill (inert material, sanitary and residual material landfill) [Consumer waste]	GaBi
CH ₄	Salida	Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	GaBi
N ₂ O	Salida	Nitrogen dioxide [Inorganic emissions to air]	GaBi
ACONDICIONAMIENTO DE LODO SECUNDARIO (Espesamiento con tambor rotatorio)			
Lodo activado	Entrada	Biological sludge [Waste for recovery]	GaBi
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Lodo activado acondicionado	Salida	Sludge (from processing) [Waste for recovery]	GaBi
PRETRATAMIENTO DE LODO SECUNDARIO (Electrooxidación)			
Lodo activado acondicionado	Entrada	Sludge (from processing) [Waste for recovery]	GaBi
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Lodo activado pretratado	Salida	Sludge (from processing) [Waste for recovery]	GaBi

Módulos de los sistemas a partir de lodos de PTAR			
Parámetro en inventario	Flujo	Modulo en base de datos	Base de datos
GENERACIÓN DE BIOGÁS (Digestión anaerobia mesofílica)			
Mezcla de lodo (lodo primario + lodo activado acondicionado)	Entrada	Sludge (from processing) [Waste for recovery]	GaBi
Mezcla de lodo (lodo primario + lodo activado acondicionado y pretratado)	Entrada	Sludge (from processing) [Waste for recovery]	GaBi
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Biogás	Salida	Biogas from sewage sludge for bioenergy [Biomass for energy use]	GaBi
Lodo estabilizado	Salida	Waste water treatment sludge [Waste for disposal]	GaBi
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS (Sistema HRAP-ABC)			
Biogás	Entrada	Biogas from sewage sludge for bioenergy [Biomass for energy use]	GaBi
NaHCO ₃	Entrada	Sodium bicarbonate [Inorganic intermediate products]	GaBi
Agua de reemplazo	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	GaBi
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Transporte	Entrada	Transport [Others]	GaBi
Biogás enriquecido (biometano)	Salida	Biomethane (in kg) [Other fuels]	GaBi
Agua evaporada	Salida	Water vapour [Inorganic emissions to air]	GaBi
O ₂ liberado	Salida	Oxygen [Inorganic emissions to air]	GaBi
Biomasa microalgal concentrada	Salida	Sewage sludge dry [Waste for recovery]	GaBi
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD			
Biogás	Entrada	Biogas from sewage sludge for bioenergy [Biomass for energy use]	GaBi
Biogás enriquecido (biometano)	Entrada	Biomethane (in kg) [Other fuels]	GaBi
Aceite	Entrada	Lubricating oil [Operating materials]	GaBi
Agua	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	GaBi
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Electricidad	Salida	Electricity from waste to energy [System-dependent]	GaBi
Aceite	Salida	Used oil [Hazardous waste for recovery]	GaBi
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS			
Lodo estabilizado	Entrada	Waste water treatment sludge [Waste for disposal]	GaBi
Transporte	Entrada	CH: transport, municipal waste collection, lorry 21t [others]	GaBi
Polímero	Entrada	Flocculant [Operating materials]	GaBi
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Digestato	Salida	digester sludge [Recyclable]	Ecoinvent 3.4
N	Salida	Nitrogen [Inorganic emissions to agricultural soil]	GaBi
P	Salida	Phosphorus [Inorganic emissions to agricultural soil]	GaBi
As	Salida	Arsenic [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Cd	Salida	Cadmium [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Cr	Salida	Chromium [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi

Módulos de los sistemas a partir de lodos de PTAR			
Parámetro en inventario	Flujo	Modulo en base de datos	Base de datos
Cu	Salida	Copper [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Pb	Salida	Lead [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Ni	Salida	Nickel [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Zn	Salida	Zinc [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Hg	Salida	Mercury [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Se	Salida	Selenium [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Mo	Salida	Molybdenum [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi

Digestión anaerobia de la FORSU

Módulos de los sistemas a partir de FORSU			
Parámetro en inventario	Flujo	Modulo en base de datos	Base de datos
TRANSPORTE			
Transporte	Entrada	CH: transport, municipal waste collection, lorry 21t [others]	Ecoinvent 3.4
Combustible (diésel)	Entrada	GLO: market group for diésel/diesel [allocatable product]	Ecoinvent 3.4
FORSU	Salida	Organic waste [Consumer waste]	GaBi
PRETRATAMIENTO (Trituración, mezclado y homogenización)			
FORSU	Entrada	Organic waste [Consumer waste]	GaBi
Agua para dilución	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	GaBi
NaHCO ₃	Entrada	Sodium bicarbonate [Inorganic intermediate products]	GaBi
FeSO ₄	Entrada	GLO: iron(III) sulfate, without water, in 12.5% iron solution state [allocatable product]	Ecoinvent 3.4
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Transporte	Entrada	Transport [Others]	GaBi
Lodo mezcla	Salida	Biological sludge [Waste for recovery]	GaBi
Residuos inertes	Salida	RoW: inert waste, for final disposal [Waste] ecoinvent	Ecoinvent 3.4
GENERACIÓN DE BIOGÁS (Digestión anaerobia húmeda mesofílica)			
Lodo mezcla	Entrada	Biological sludge [Waste for recovery]	
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Biogás	Salida	Biogas from biomass for bioenergy [Biomass for energy use]	GaBi
Lodo estabilizado	Salida	Waste water treatment sludge [Waste for disposal]	GaBi
CH ₄	Salida	Methane [Organic emissions to air (group VOC)]	GaBi
N ₂ O	Salida	Nitrous oxide (laughing gas) [Inorganic emissions to air]	GaBi
COVs	Salida	VOC (unspecified) [Organic emissions to air (group VOC)]	GaBi
POSTRATAMIENTO DE BIOGÁS (Sistema HRAP-ABC)			
Biogás	Entrada	Biogas from biomass for bioenergy [Biomass for energy use]	GaBi
NaHCO ₃	Entrada	Sodium bicarbonate [Inorganic intermediate products]	GaBi
Agua de reemplazo	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	GaBi
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Transporte	Entrada	Transport [Others]	GaBi
Biogás enriquecido (biometano)	Salida	Biomethane (in kg) [Other fuels]	GaBi
Agua evaporada	Salida	Water vapour [Inorganic emissions to air]	GaBi

Módulos de los sistemas a partir de FORSU			
Parámetro en inventario	Flujo	Modulo en base de datos	Base de datos
O ₂ liberado	Salida	Oxygen [Inorganic emissions to air]	GaBi
Biomasa microalgal concentrada	Salida	Sewage sludge dry [Waste for recovery]	GaBi
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD			
Biogás	Entrada	Biogas from biomass for bioenergy [Biomass for energy use]	GaBi
Biogás enriquecido (biometano)	Entrada	Biomethane (in kg) [Other fuels]	GaBi
Aceite	Entrada	Lubricating oil [Operating materials]	GaBi
Agua	Entrada	Fresh water, regionalized, MX [Water]	GaBi
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Electricidad	Salida	Electricity from waste to energy [System-dependent]	GaBi
Aceite	Salida	Used oil [Hazardous waste for recovery]	GaBi
DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS			
Transporte de residuos	Entrada	CH: transport, municipal waste collection, lorry 21t [others]	Ecoinvent 3.4
Polímero	Entrada	Flocculant [Operating materials]	GaBi
Electricidad	Entrada	MX: electricity, high voltage, production mix/ Electricity [Electric power]	Ecoinvent 3.4/GaBi
Digestato	Salida	digester sludge [Recyclable]	Ecoinvent 3.4
N	Salida	Nitrogen [Inorganic emissions to agricultural soil]	GaBi
P	Salida	Phosphorus [Inorganic emissions to agricultural soil]	GaBi
As	Salida	Arsenic [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Pb	Salida	Lead [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Cd	Salida	Cadmium [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Ca	Salida	Calcium [Inorganic emissions to agricultural soil]	GaBi
Cr	Salida	Chromium [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
K	Salida	Potassium [Inorganic emissions to agricultural soil]	GaBi
Cu	Salida	Copper [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Hg	Salida	Mercury [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Mg	Salida	Manganese [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi
Ni	Salida	Nickel [Heavy metals to agricultural soil]	GaBi

Co-digestión anaerobia de lodos de purga de PTAR con la FORSU

Los sistemas de co-digestión de lodos de PTAR con FORSU están conformados por las etapas de los sistemas de lodos de PTAR más los de FORSU, por lo cual sus módulos pueden ser fácilmente ubicados en las tablas anteriores.