



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

FACULTAD DE QUÍMICA

DISEÑO CONCEPTUAL DE LA INTEGRACIÓN DE
LOS PROCESOS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA,
PIRÓLISIS DE DIGESTATO Y BIOMETANIZACIÓN
DEL GAS DE SÍNTESIS A PARTIR DE FORSU

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERA QUÍMICA

PRESENTA:

MARIANA VILLAVICENCIO MONTES DE OCA



CIUDAD UNIVERSITARIA, CD.MX. 2023



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: Profesor: DURÁN MORENO ALFONSO

VOCAL: Profesor: LAZCANO ARRIOLA LUZ MARÍA

SECRETARIO: Profesor: ÁLVAREZ MACIEL CARLOS

1er. SUPLENTE: Profesor: GAVILÁN GARCÍA IRMA CRUZ

2° SUPLENTE: Profesor: GARCÍA GONZÁLEZ SERGIO ADRIÁN

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

FACULTAD DE QUÍMICA

ASESOR DEL TEMA:

Alfonso Durán Moreno

SUPERVISOR TÉCNICO:

María Fe Altamirano Corona

SUSTENTANTE:

Mariana Villavicencio Montes de Oca

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS	4
ÍNDICE DE FIGURAS	5
ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS.....	6
RESUMEN	8
1 INTRODUCCIÓN.....	9
2 JUSTIFICACIÓN.....	11
3 PROBLEMÁTICA.....	13
4 OBJETIVOS.....	15
4.1 OBJETIVO GENERAL.....	15
4.2 OBJETIVOS PARTICULARES.....	15
5 ANTECEDENTES.....	16
5.1 PRODUCCIÓN DE BIOCOMBUSTIBLES	16
5.1.1 <i>Enfoque desde la Economía Circular</i>	17
5.2 DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	17
5.2.1 <i>Etapas de la Digestión Anaerobia</i>	18
5.2.2 <i>Factores importantes dentro de la digestión anaerobia</i>	19
5.2.3 <i>Características bromatológicas del sustrato</i>	22
5.2.4 <i>Digestato</i>	23
5.2.5 <i>Ventajas y desventajas</i>	25
5.2.6 <i>Retos de la digestión anaerobia</i>	26
5.3 PIRÓLISIS.....	27
5.3.1 <i>Productos</i>	27
5.3.2 <i>Tipos de Pirólisis</i>	30

5.3.3	<i>Ventajas y Desventajas</i>	31
5.3.4	<i>Retos de la Pirólisis</i>	31
5.4	BIOMETANIZACIÓN	32
5.4.1	<i>Rutas de Biometanización</i>	32
5.4.2	<i>Condiciones Propicias para la Biometanización</i>	34
5.4.3	<i>Ventajas y desventajas</i>	36
5.4.4	<i>Metanización biológica vs. metanización catalítica</i>	37
5.4.5	<i>Retos de la biometanización</i>	38
5.5	BIORREFINERÍA.....	39
5.5.1	<i>Digestión anaerobia-Pirólisis (DA-Py)</i>	39
5.5.2	<i>Pirólisis-Digestión anaerobia (Py-DA)</i>	40
5.5.3	<i>Digestión anaerobia-Pirólisis-Digestión anaerobia (DA-Py-DA)</i>	41
5.5.4	<i>Biometanización-Digestión anaerobia in situ</i>	41
5.5.5	<i>Biometanización-Digestión anaerobia ex situ</i>	42
5.5.6	<i>Biometanización-Digestión anaerobia híbrida</i>	43
5.5.7	<i>Digestión anaerobia-Pirólisis-Biometanización</i>	44
6	METODOLOGÍA.....	50
6.1	REVISIÓN DE DATOS EN LITERATURA CIENTÍFICA	51
6.1.1	<i>Digestión anaerobia de FORSU</i>	51
6.1.2	<i>Pirólisis flash del digestato</i>	57
6.1.3	<i>Biometanización in situ del gas de síntesis</i>	60
6.2	MODELACIÓN DEL PROCESO	62
7	PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	65
7.1	BALANCE DE MATERIA.....	65

7.2	DIGESTIÓN ANAEROBIA Y BIOMETANIZACIÓN	69
7.2.1	<i>Ruta de reacción</i>	69
7.2.2	<i>Rendimiento de metano</i>	69
7.2.3	<i>Columna de absorción</i>	73
7.2.4	<i>Secado de digestato</i>	74
7.3	PIRÓLISIS.....	76
7.3.1	<i>Reactor de pirólisis</i>	76
7.3.2	<i>Gas de síntesis</i>	77
7.3.3	<i>Potenciales aplicaciones del bioaceite y biocarbón</i>	78
8	CONCLUSIONES	81
9	RECOMENDACIONES.....	83
10	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características bromatológicas de diferentes materias primas	24
Tabla 2. Ventajas y desventajas de la digestión anaerobia	25
Tabla 3. Porcentajes de productos pirolíticos de diferentes materias primas	29
Tabla 4. Tipos de pirólisis	30
Tabla 5. Ventajas y desventajas de la pirólisis.....	31
Tabla 6. Ventajas y desventajas de la biometanización.....	36
Tabla 7. Porcentaje de sólidos sotaes y humedad de FORSU	51
Tabla 8. Porcentajes en peso de componentes elementales en la FORSU	52
Tabla 9. Valores de masa y relación molar de la composición elemental de la FORSU.....	56
Tabla 10. Datos de coeficientes estequiométricos y peso molecular de las especies de la reacción modificada de Buswell	57
Tabla 11. Valores para la modelación de equipos de separación de productos en pirólisis flash.....	58
Tabla 12. Datos para simulación de incinerador e intercambiador de calor.....	60
Tabla 13. Datos para simulación de torre de absorción	61
Tabla 14. Balance de materia de digestión anaerobia y biometanización.	65
Tabla 15. Balance de materia de pirólisis	67
Tabla 16. Composición y flujo molar del gas de síntesis, biogás y biometano	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de flujo de DA-Py	39
Figura 2. Diagrama de flujo de Py-DA	40
Figura 3. Diagrama de flujo de DA-Py-DA.....	41
Figura 4. Mejora de biogás in situ por inyección directa de H ₂ en el reactor de DA	42
Figura 5. Diagrama de bloques de biometanización ex situ	43
Figura 6. Esquema del sistema de biometanización híbrida	44
Figura 7. Proceso combinado de digestión anaerobia, pirólisis y biometanización	45
Figura 8. Metodología del proceso de simulación	50
Figura 9. Diagrama de Flujo de Procesos	64

ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS

AGV: Ácidos grasos volátiles

APL: Aqueous Pyrolytic Liquid (Líquido pirolítico acuoso)

atm: Atmósfera

cm: Centímetro

CHP: Combined Heat and Power (Calor y poder combinados)

C/N: Relación carbono/nitrógeno

CODH: Carbon Monoxide Dehydrogenase (Enzima de monóxido de carbono deshidrogenasa)

cP: Centipoise

°C: Grados Celsius

DQO: Demanda química de oxígeno

d: Día

DFP: Diagrama de flujo de procesos

DA: Digestión anaerobia

dyn: Dyne (Dina)

DIET: Direct Interspecies Electrons Transfer (Transferencia directa de electrones interespecies)

FORSU: Fracción orgánica de residuos sólidos urbanos

GEI: Gases de efecto invernadero

g: Gramo

G/L: Relación gas/líquido

Hob: Humedad objetivo

Hact: Humedad actual

h: Hora

H₂:CO: Relación hidrógeno:monóxido de carbono

H₂/CO₂: Relación hidrógeno/dióxido de carbono

K: Grados Kelvin

kcal: Kilocaloría

kg: Kilogramo

kJ: Kilojoule (Kilojulio)

kWh: Kilowatt-hour (Kilovatio-hora)

£: Libra esterlina

L: Litro

mH₂O: Masa de agua

mmCHONS: Masa molar de FORSU

t: tonelada

metoxi-O-CH₃: Grupo metoxilo

m: Metro

MJ: Megajoule (Megajulio)

MWh: Megawatt-hour (Megavatio hora)

m²: Metro cuadrado

m³: Metro cúbico

mg: Miligramo

mmol: Milimol

n:N: Relación elemento: Nitrógeno

pH: Potencial de hidrógeno

ppm: Partes por millón

Py: Pirólisis

PMV: Precio mínimo de venta

PCO: Presión parcial de monóxido de carbono

PH₂: Presión parcial de hidrógeno

PEM: Proton-Exchange Membrane (Electrolizador con membrana de intercambio de protones)

RSU: Residuos sólidos urbanos

s: Segundo

SAOB: Syntrophic Acetate-Oxidizing Bacteria (Bacterias sintróficas oxidantes de acetato)

SV: Sólidos volátiles

ST: Sólidos totales

TCO: Tasa de carga orgánica

TCH₄: Theoretical Methane Yield (Rendimiento teórico de metano)

TRH: Tiempo de retención hidráulico

ΔG°: Energía libre de Gibbs

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo plantear un diseño conceptual para el acoplamiento de los procesos de digestión anaerobia de FORSU, pirólisis del digestato y biometanización del gas de síntesis, usando el simulador SuperPro Designer para la obtención de biometano bajo un enfoque de economía circular. El biometano que se obtiene a partir del tratamiento de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), residuos que la sociedad ha considerado como basura, sirve como alternativa al consumo de combustibles fósiles, los cuales han tenido impactos negativos en aspectos de la salud, ambientales y económicos. Con el paso de los años, se ha recurrido a programas de simulación para modelar procesos de conversión de residuos en energía (Waste to Energy). No obstante, hasta hace algunos años no se había innovado sobre su modelación, y en el caso de la pirólisis existía la necesidad de diseñar el proceso con múltiples reactores e intercambiadores en serie. Por otra parte, esta investigación constituye la primera en integrar y analizar dos procesos bioquímicos y uno termoquímico para dar tratamiento a la FORSU y obtener diversos productos y subproductos de alto valor. Se definieron las variables y condiciones del proceso para modelar el acoplamiento de la digestión anaerobia mesofílica seca de FORSU, la pirólisis flash de su digestato y la biometanización *in situ* del gas de síntesis. Se obtuvo el balance de materia por corrientes, mostrando que la generación de biogás fue de 103.27 m³/t de FORSU, y su composición 53.4% de metano, 42.3% de dióxido de carbono, 4.1% de amoníaco y 0.2% de sulfuro de hidrógeno. Los porcentajes molares que se obtuvieron de gas de síntesis, bioaceite y biocarbón, fueron de 34.5%, 48.3% y 17.2% respectivamente, y el perfil del gas de síntesis recirculado al digestor anaerobio fue de 80.4% hidrógeno, 18.3% monóxido de carbono y 1.2% dióxido de carbono. También se consiguió un 98% (porcentaje molar) de biometano a la salida de la torre de absorción, el cual podría ser apto para la inyección a la red de gas natural, y como biocombustible para vehículos pesados.

Palabras clave: biogás, biometano, SuperPro Designer.

1 INTRODUCCIÓN

El incremento del precio de los combustibles convencionales y la demanda de estos ha propiciado la búsqueda de fuentes alternativas de energía mediante el aprovechamiento de residuos orgánicos (Canul, 2020), siendo la digestión anaerobia (DA) una tecnología para su conversión en biogás. Además, el proceso de DA también genera digestato que contiene altas proporciones de componentes no biodegradables. Actualmente, los digestatos se utilizan parcialmente como fertilizantes en tierras agrícolas o acondicionadores del suelo (Z. Yang *et al.*, 2020). Sin embargo, la DA aún presenta desafíos importantes, como la necesidad de un pretratamiento para mejorar los rendimientos de metano (Uddin *et al.*, 2021), los altos costos de transportación que pueden restringir la aplicación directa a gran escala del digestato y, en algunas áreas, su aplicación en tierra no es una opción debido al potencial de saturar los campos con fósforo y nitratos (Peng & Pivato, 2019). Por tal motivo, se han empleado estrategias para hacer más eficiente el proceso, entre las cuales se mencionan la DA en dos etapas, la microaireación, la transferencia directa de electrones interespecies (DIET, siglas en inglés) (Canul, 2020), y, estudios recientes han demostrado que las tecnologías termoquímicas son una forma prometedora de generar energía a partir de digestato sólido (Wu *et al.*, 2021).

La pirólisis es una opción emergente para el manejo del digestato y la conversión de materia orgánica en biocarbón, bioaceite y gas de síntesis en una atmósfera libre de oxígeno (Peng & Pivato, 2019), pues cabe mencionar que el digestato que contiene un porcentaje de materia seca del 90%, todavía tiene un poder calorífico de 15.8 MJ/kg (Neumann *et al.*, 2015). Por otra parte, teniendo en cuenta el valor calorífico insatisfactorio del gas de síntesis, los bajos beneficios basados en la densidad volumétrica de energía, la toxicidad del monóxido de carbono (CO) y la inflamabilidad del hidrógeno (H₂) (parámetros que afectan la calidad y aplicación del gas), se puede adoptar la conversión del gas de síntesis en metano (CH₄) para satisfacer la creciente demanda de gas natural (H. Sun *et al.*, 2021).

La biometanización de gas de síntesis por microorganismos anaerobios, implica la conversión del CO, H₂ y bióxido de carbono (CO₂) en CH₄ (Z. Yang *et al.*, 2020), y aunque existen varios problemas relacionados con la degradación de la biomasa, los diseños de los digestores, las políticas adecuadas y su comercialización, se están tomando medidas prometedoras en todos los frentes para que sea un proceso más sostenible y eficiente (Dar *et al.*, 2021). Ejemplo de ello es la integración de procesos complementarios junto con la DA, para lograr una producción más eficiente de metano y un aprovechamiento integral de todos los productos y subproductos (Grimalt-Alemaný *et al.*, 2018).

Algunas investigaciones han demostrado con resultados satisfactorios que el uso de un proceso integrado puede superar los defectos de cada proceso individual (Feng & Lin, 2017). Un sistema de tratamiento integrado con co-fermentación de residuos de alimentos y gas de síntesis generado a partir de la pirólisis del digestato mejoró la recuperación de biocombustibles; algunos de sus beneficios son que la adición de gas de síntesis aumenta la diversidad de las comunidades microbianas, acelera el proceso de biodegradación de residuos de alimentos y estimula la utilización suficiente del gas de síntesis por los microorganismos en la fase líquida en todas las etapas, lo que resulta en un mejor rendimiento de biogás (Z. Yang *et al.*, 2020).

Al ser escasos los trabajos de investigación que abordan el acoplamiento de estas tecnologías, el presente trabajo establece, a través de un programa de simulación (SuperPro Designer) una propuesta conceptual integrando los procesos de digestión anaerobia-pirólisis del digestato-biometanización del gas de síntesis empleando como sustrato la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), con un enfoque desde la economía circular, evaluando la viabilidad energética del proceso integrado, respecto de los procesos biológicos y termoquímicos individuales.

2 JUSTIFICACIÓN

A nivel mundial, la dependencia de los países por los combustibles fósiles ha sido alta, ya que actualmente constituye cerca del 80% del consumo energético global (EESI, 2021). Sin embargo, con el paso de los años y el incremento en la atención de los efectos negativos que pueden causar este tipo de combustibles en la sociedad, ha derivado en la investigación de alternativas menos perjudiciales, pero sin renunciar a los beneficios que poseen.

Algunos métodos explorados recientemente implican el uso de recursos que la sociedad generalmente califica como desperdicio, siendo el caso de los residuos sólidos urbanos, los cuales se generan en cantidades de alrededor de 2.01 toneladas al año actualmente, y 3.4 toneladas por año esperados para el 2050 (Kaza *et al.*, 2018); parte de este grupo está constituido por la FORSU, representando aproximadamente 50% de los residuos generados globalmente (Bandini *et al.*, 2022).

Los productos generados a partir de estos residuos o biomasa, son opciones que impactan positivamente en aspectos como la salud, el medio ambiente y la economía. Uno de estos productos es el biometano, considerado como biocombustible, pero actualmente sólo significa el 0.1% de la demanda internacional de gas natural (IEA, 2020).

Los proyectos que emplean procesos bioquímicos y/o termoquímicos para el tratamiento de los residuos mencionados utilizan programas de simulación como Aspen Plus o SuperPro Designer, con la ventaja de poder analizar y detectar errores al variar las condiciones de operación. Sin embargo, hasta hace poco tiempo no existían investigaciones donde utilizaran menos reactores e intercambiadores para procesos termoquímicos como la pirólisis.

Atendiendo a esta problemática, se implementó un diseño conceptual simplificado de la integración de procesos como la digestión anaerobia, pirólisis y biometanización a través del aprovechamiento del digestato sólido de FORSU y el gas de síntesis derivado de éste, con el fin de incrementar el rendimiento de

biometano en diversas aplicaciones, como su inyección a la red de gas natural y su uso vehicular.

Asimismo, este trabajo sienta las bases de la simulación del acoplamiento de estas tecnologías en SuperPro Designer con un solo reactor pirólítico, empleando un proceso termoquímico de tipo flash con enfoque en la obtención de gas de síntesis para su biometanización *in situ*. Por lo tanto, este proyecto permite que en un futuro se puedan plantear diferentes condiciones de operación para la obtención de los productos en diferentes proporciones, a escala piloto o industrial.

3 PROBLEMÁTICA

A nivel mundial, el uso de los combustibles fósiles ha generado afectaciones a la salud, registrando la muerte de 8 millones de personas en 2018 debido a la contaminación del aire por la quema de combustibles como el carbón y diesel, lo que contribuye a 1 de cada 5 decesos en el mundo (Vohra *et al.*, 2021). También ha impactado negativamente al medio ambiente con 79% de emisiones de CO₂ en 2020 a partir de la combustión de gas natural en el sector residencial y comercial (EPA, 2020). En México, este tipo de combustibles representó el 93% de la energía primaria total consumida en el país en 2019 (Kühne *et al.*, 2019), donde la producción de gas natural, uno de los principales combustibles consumidos, es de 4,766.22 millones de pies cúbicos al día (SENER, 2022)

La búsqueda de alternativas capaces de funcionar de la misma manera que los combustibles tradicionales, pero con menor impacto negativo a la sociedad y el ambiente, ha aumentado con el paso de los años. Una opción reconocida como combustible limpio ha sido el biometano, el cual permite reducir las emisiones de NO₂ al 85% y disminuir las emisiones de partículas al 96% (Antolí *et al.*, 2021). Aunado a lo anterior, este biocombustible puede ser generado a partir de fuentes como los residuos urbanos, de los cuales el 46.95% en México son residuos orgánicos, siendo el método de compostaje el más utilizado para su tratamiento (Romero De León *et al.*, 2021), mientras que sólo existe una planta en Atlacomulco, Estado de México, para el manejo de residuos y generación de energía con capacidad instalada para 30 t/d de residuos (Gutierrez, 2018).

Por lo tanto, es de importancia generar estudios con respecto a la generación de biocombustibles a partir de residuos como la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos, para fortalecer el área de investigación de este tema en aspectos como el rendimiento del proceso, su circularidad y la rentabilidad del mismo, dando pauta a conocer las áreas de oportunidad existentes. Por consiguiente, este trabajo permitirá ampliar el panorama de la integración de procesos al desarrollar la simulación de la digestión anaerobia, pirólisis y biometanización, y obtener un biometano de alta calidad, siendo su pureza mayor al 98% con tratamiento de

absorción con agua (Mahla *et al.*, 2022), siendo la opción más sencilla y con menor impacto al medio ambiente (Aghel *et al.*, 2022). Además, se realizará una revisión de datos en la literatura científica de los procesos por independientes, y posteriormente, se integrarán en una simulación para obtener los balances de materia correspondientes.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo General

Plantear un diseño conceptual para el acoplamiento de los procesos de digestión anaerobia de FORSU, pirólisis del digestato y biometanización del gas de síntesis, usando el simulador SuperPro Designer para la obtención de biometano bajo un enfoque de economía circular.

4.2 Objetivos Particulares

1. Definir el diagrama de flujo de los procesos biológicos y termoquímico, integrando los equipos, materia prima y productos necesarios para la simulación.
2. Obtener el balance de materia con el fin de identificar la viabilidad de la integración de los procesos, con respecto a sus rendimientos individuales.
3. Determinar el perfil del biogás obtenido de la simulación de la digestión anaerobia mesofílica seca a partir de FORSU para definir el método de tratamiento y/o enriquecimiento y sus posibles aplicaciones.
4. Establecer los porcentajes de los productos pirolíticos (gas de síntesis, biocarbón y bioaceite) del digestato de FORSU y el perfil del gas de síntesis para definir las rutas dominantes de biometanización.
5. Comparar los resultados obtenidos por la simulación con respecto a los reportados en la literatura científica con el fin de validar el modelo de simulación del acoplamiento de procesos de valorización de FORSU.

5 ANTECEDENTES

5.1 Producción de Biocombustibles

Los biocombustibles son el grupo de productos energéticos y materias primas renovables que se obtienen del tratamiento de la biomasa (Salinas & Gasca, 2009), donde sus principales productos son bioetanol, biodiesel, bioaceite, biogás y biohidrógeno. Dependiendo de las materias primas y del método de producción, estos biocombustibles se clasifican en cuatro grupos: primera, segunda, tercera y cuarta generación. Los de 1ra generación son producidos a partir de biomasa comestible como el almidón o azúcares, donde sus productos principales son biodiesel, bioetanol y biogás. Los de 2da generación se originan de material lignocelulósico de biomasa no comestible u otros residuos orgánicos, mientras que los de 3ra generación, utilizan varios tipos de microorganismos como materia prima, donde las microalgas son el tipo más utilizado para la producción de biodiesel. Finalmente, los de 4ta generación utilizan como fuente a los microorganismos, pero están genéticamente modificados, como lo son las microalgas, levaduras, hongos y cianobacterias (Alalwan *et al.*, 2019).

El uso de los biocombustibles como fuente de energía se remonta a finales del siglo XIX, cuando el Dr. Rudolf Diesel desarrolló el primer motor que funcionó con aceites vegetales, por ejemplo, el aceite de maní, sin embargo fue sustituido por combustibles derivados del petróleo porque éstos producen una mayor cantidad de energía por cada litro respecto a los biocombustibles. En la actualidad, este tipo de combustibles ha tenido un mayor desarrollo por diversas causas, una de las más importantes es la crisis climática debido a la emisión de gases de efecto invernadero que genera la producción y uso de combustibles fósiles. Por lo tanto, los combustibles de tipo biológico son una alternativa energética y pueden satisfacer la demanda de bienes y servicios a futuro.

5.1.1 Enfoque desde la Economía Circular

Se necesita cambiar el modelo de economía lineal que se ha aplicado por años (extracción-producción-consumo-eliminación de residuos) por una economía circular (Jacquet *et al.*, 2015), teniendo como objetivo un sistema de circuito cerrado para aumentar al máximo la recuperación de las materias primas (Liguori & Faraco, 2016). Esto permitirá que los materiales que se utilicen sean diseñados desde el principio con la mejor calidad posible para que tengan varios ciclos de vida, con el fin de la obtención de productos de mayor valor, generando así menos residuos.

Para la producción de biocombustibles, la economía circular se basa en la plataforma de biorrefinería, siendo una forma de optimizar las eficiencias técnicas, económicas y energéticas de los procesos de producción de bioproductos que son comercializables, utilizando tecnologías como la pirólisis, digestión anaerobia, transesterificación, tratamiento enzimático, entre otros; generando además de energía, procesos de calentamiento/enfriamiento y subproductos valorizables (Holm-Nielsen & Ehimen, 2014).

5.2 Digestión anaerobia

Dentro de los procesos bioquímicos de transformación de materiales orgánicos a productos combustibles se encuentra la tecnología de digestión anaerobia (DA), que consta de una serie de pasos en los que los microorganismos descomponen materiales orgánicos biodegradables en ausencia de oxígeno para producir biogás y un digestato, siendo este último un fertilizante rico en nitrógeno (Chowdhury, 2021). Este es un proceso prometedor para reducir los desechos, producir energía renovable y reciclar los nutrientes de los desechos orgánicos (Z. Yang *et al.*, 2020). En este sistema se identifican cuatro etapas de transformación de la biomasa: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

5.2.1 Etapas de la Digestión Anaerobia

5.2.1.1 Hidrólisis

En esta primera etapa las bacterias fermentativas hidrolizan las macromoléculas del sustrato (carbohidratos, lípidos y proteínas) mediante sus enzimas extracelulares y son convertidas en compuestos simples solubles en agua, como monosacáridos, aminoácidos o ácidos grasos (Diamantis *et al.*, 2007). La lignocelulosa es la macromolécula que está generalmente en mayor proporción, es un carbohidrato complejo y puede ser hidrolizado por varios microorganismos anaerobios como los encontrados en los grupos *Cellulomonas*, *Clostridium*, *Bacillus*, *Thermomonospora*, entre otros (Nzila, 2017).

5.2.1.2 Acidogénesis

En la segunda etapa de la DA, los intermediarios de la hidrólisis se descomponen en productos finales orgánicos solubles en agua, principalmente en ácidos grasos de cadena corta (ej. ácidos butírico, acético, propiónico y valérico), alcoholes, H₂ y CO₂ (Kuruti *et al.*, 2015). Estas conversiones son llevadas a cabo por las mismas bacterias fermentativas que son responsables de la hidrólisis (Diamantis *et al.*, 2007).

5.2.1.3 Acetogénesis

En esta tercera etapa, los ácidos grasos volátiles (AGV) se convertirán en acetato gracias a microorganismos acetogénicos, e igualmente se generará H₂ y CO₂. Estos microorganismos son principalmente de los géneros *Clostridium*, *Acetobacterium*, *Syntrophomonas*, *Sporomusa*, entre otros. También pueden existir las bacterias sintróficas oxidantes de acetato (SAOB, por sus siglas en inglés), que dan como resultado la producción de H₂ y CO₂. Estos dos grupos de bacterias se inhiben en presencia de una alta concentración de H₂ (Nzila, 2017), por lo que esta conversión sólo puede tener lugar a una baja concentración y presión de hidrógeno, siendo éste último un factor importante para una conversión favorable de AGV y alcoholes en acetato; su presión parcial debe ser menor a 10⁻⁴ atm, o de lo contrario, el ácido

propiónico y butírico se acumularán en el sistema (Bajpai, 2017). Por lo tanto las bacterias acetogénicas viven en simbiosis con bacterias metanogénicas, las cuales utilizan H₂ para la formación de metano (Diamantis *et al.*, 2007).

5.2.1.4 Metanogénesis

La formación de metano representa el último paso del proceso de digestión anaerobia, llevándose a cabo a través de dos procesos. El primero realiza la conversión de acetato a metano por medio de metanógenos acetoclásticos, donde los más importantes están dentro del género *Methanosaeta*. En el segundo, el H₂/CO₂ se convierte en metano por metanógenos hidrogenotróficos, siendo las del género *Methanosarcina* las arqueas hidrogenotróficas más estudiadas y eficientes (Nzila, 2017). Las especies metanogénicas pertenecen a los organismos más antiguos del mundo, su metabolismo es muy especializado y son estrictamente anaerobias, ya que el oxígeno inhibe su metabolismo (Diamantis *et al.*, 2007). Otro factor a considerar es su sensibilidad a los cambios del medio en que se desenvuelven, como una variación abrupta de pH o temperatura, un aumento de la concentración de sal, iones metálicos o materia orgánica, al igual que una alteración de la tasa de carga (Nzila, 2017).

5.2.2 Factores importantes dentro de la digestión anaerobia

Debido a las diferencias del desarrollo en cada etapa, se deben tener en cuenta diferentes factores que impactan en el desempeño de la digestión anaerobia, como la temperatura, pH, relación C/N, tasa de carga orgánica, tiempo de retención hidráulica, sólidos totales, amoníaco y ácidos grasos volátiles.

5.2.2.1 Temperatura.

El funcionamiento del proceso puede darse en dos diferentes temperaturas: mesofílica y termofílica. En el proceso mesofílico, el rango de temperatura para que los microorganismos se desarrollen es entre 25 y 45 °C (Chowdhury, 2021), aunque esto provoque que la digestión sea más lenta y produzca menos biogás; sin embargo, sigue siendo una propuesta interesante debido a sus menores costos de

energía de calentamiento en los digestores utilizados (Meegoda *et al.*, 2018). El proceso termofílico funciona de manera más eficiente a temperaturas entre 45 y 70 °C (Chowdhury, 2021), donde las rapidezces de reacción y la producción de biogás aumentan, asimismo presenta niveles más altos de destrucción de patógenos (Meegoda *et al.*, 2018). Si la temperatura es más baja que 20°C, el proceso se vuelve más lento y como resultado se tiene una acumulación de sólidos digeridos (Chowdhury, 2021) este intervalo de temperatura se conoce como psicrófilico. Por lo tanto, se plantea que las condiciones más favorables para la DA serían la hidrólisis/acidogénesis termofílicas y la metanogénesis mesofílica, lo cual implica que el proceso de digestión anaerobia se lleve a cabo en dos fases (Mao *et al.*, 2015).

5.2.2.2 pH.

Conforme a lo investigado por (Mao *et al.*, 2015), el pH afecta directamente el proceso de DA y sus productos. Se ha informado que el intervalo de pH ideal es de 6.8 a 7.4. Para el caso de la metanogénesis, un intervalo de valores eficaz es entre 6.5 a 8.2, mientras que el óptimo es de 7; a valores de pH por debajo de 6.6, la tasa de crecimiento de los microorganismos metanogénicos se reduce, y la actividad de las bacterias metanogénicas decrece a pH más alto o bajo. Para la acidogénesis, el intervalo óptimo es de 5.5 a 6.5. De modo que se ha optado por separar el proceso de digestión anaerobia en dos etapas (hidrólisis/acidificación y acetogénesis/metanogénesis).

5.2.2.3 Relación C/N.

Esta relación refleja los niveles de nutrientes de un sustrato de digestión, por lo que los procesos de digestión son sensibles a su valor. Una alta relación C/N provoca bajas tasas de solubilización de proteínas y concentraciones de nitrógeno amoniacal total (NAT). Una relación excesivamente alta no proporciona el nitrógeno suficiente para mantener la biomasa celular, ocasionando una degradación rápida del nitrógeno por parte de los microorganismos y por lo tanto resulta en una menor producción de biogás. En cambio, al utilizar sustratos con una relación

excesivamente baja aumenta el riesgo de inhibición por amoníaco, siendo tóxico para los metanógenos y conlleva a no utilizar de la mejor manera las fuentes de carbono (Mao *et al.*, 2015). Por consiguiente, la mejor relación C/N se encuentra entre 20 y 30 (Chowdhury, 2021).

5.2.2.4 Tasa de Carga Orgánica.

La tasa de carga orgánica (TCO) se refiere a la cantidad de compuestos orgánicos que se alimentan a un digestor por día en digestores continuos. En caso de sobrecarga, puede tener efectos en una rápida hidrolización y acidificación de desechos, lo que conlleva a una acumulación excesiva de AGV, teniendo el potencial de inhibir la metanogénesis e interrumpir así el proceso de digestión anaerobia (Meegoda *et al.*, 2018). Se mide en kilogramos de sólidos volátiles por metro cúbico de reactor por día ($\text{kgSV}/\text{m}^3/\text{día}$), y el valor óptimo para los residuos de alimentos es de $10.5 \text{ kg SV}/\text{m}^3/\text{día}$ bajo condiciones mesofílicas (Mao *et al.*, 2015).

5.2.2.5 Tiempo de Retención Hidráulico.

El tiempo de retención hidráulico (TRH) se refiere al tiempo medio que los líquidos permanecen en un digestor, un valor bajo (ej. 3 días) corresponde a una tasa de carga orgánica alta ($24 \text{ gSV}/L_{\text{reactor}}/\text{día}$) y una acidificación debida a la acumulación de AGV, produciendo efectos inhibidores; sin embargo, permite una mayor eficiencia del proceso y reduce los costos de inversión por requerirse reactores más pequeños. En caso de la digestión de residuos lignocelulósicos, el TRH debe ser más largo para lograr una mejor biodegradación (Meegoda *et al.*, 2018). Una TCO baja y un largo THR proporciona la mejor estrategia para lograr rendimientos de metano mayores y constantes, siendo entre 15 a 30 días el valor promedio de TRH para tratar los residuos en condiciones mesofílicas (Mao *et al.*, 2015).

5.2.2.6 Sólidos Totales.

De acuerdo con Meegoda *et al.* (2018), la concentración de sólidos totales (ST) es una medida de la materia seca en un lodo, independientemente de su naturaleza

orgánica o inorgánica. La digestión anaerobia con alto contenido de ST necesita de digestores de menor tamaño y calentamiento. Se ha encontrado un mejor rendimiento de biogás en digestores continuos con alto contenido de ST en comparación con los digestores con bajo contenido que operan con el mismo tiempo de retención.

5.2.2.7 Ácidos Grasos Volátiles.

De acuerdo con Chowdhury (2021), el margen de AGV no debe superar los 1000 - 1500 mg/L. Entre los ácidos grasos, la proporción de ácido propiónico a ácido acético debe ser de 1.4 y su concentración de 0.8 g/L. Cuando estos valores se exceden, todo el proceso puede tener fallas.

5.2.2.8 Amoniaco.

El amoniaco puede encontrarse dentro de los digestores anaerobios en dos formas, amoniaco libre ($\text{NH}_3\text{-N}$) e ionizado (NH_4^+). El ion amonio puede inhibir la producción de metano directamente (Benabdallah El Hadj *et al.*, 2009), pero se ha reportado que una alta concentración de amoniaco libre puede ser tóxica para los microorganismos, ya que puede pasar la membrana celular y obstaculizar el funcionamiento celular (Chowdhury, 2021). Se ha observado un 50% de inhibición de la producción de metano en intervalos de 0.22-0.28 g $\text{NH}_3\text{-N/L}$ en condiciones mesofílicas y en intervalos de 0.68-0.69 g $\text{NH}_3\text{-N/L}$ bajo condiciones termofílicas, durante la digestión anaerobia de glucosa, por lo cual se concluyó que la flora termofílica tolera la toxicidad del amoniaco dos veces más que la mesofílica (Benabdallah El Hadj *et al.*, 2009).

5.2.3 Características bromatológicas del sustrato

Otro tipo de características para analizar, sobre todo las que son parte del sustrato, y que tienen efectos en la digestión anaerobia, son las de tipo bromatológicas como el contenido de las macromoléculas llamadas celulosa, hemicelulosa y lignina. Se debe de tener cuidado sobre la cantidad presente de ellas, en especial de los compuestos formados por la celulosa y lignina (complejos lignocelulósicos), los

cuales no son adecuados para la biodegradación en condiciones anaerobias (Salman *et al.*, 2017), por lo que se consideran como residuos de lenta biodegradación. Por lo tanto, para poder utilizarlos en el proceso de DA y generar sus consecuentes productos, se necesita su conversión en biogás por medio de procesos termoquímicos.

5.2.4 Digestato

Además de la fracción no biodegradable del sustrato, se encuentra otro recurso que necesita de procesos termoquímicos para su posterior aplicación, este recurso se denomina digestato. Como se ha mencionado anteriormente, el digestato es el subproducto de la digestión anaerobia. Actualmente se emplea como fertilizante en tierras agrícolas o acondicionadores del suelo, pero al utilizarse diferentes tipos de residuos y parámetros de operación, no todos los digestatos pueden manejarse de manera segura como fertilizantes debido al contenido de altas proporciones de componentes no biodegradables dentro de él, a la posible presencia de metales pesados, el nitrógeno superfluo y su contenido de patógenos (Z. Yang *et al.*, 2020). A escala industrial, generalmente se separa en una fracción líquida (rica en nutrientes como nitrógeno y potasio) y una fracción sólida (rica en fósforo), siendo separadas por una prensa de tornillo, filtro prensa, tamiz vibratorio o sistemas centrífugos (Tayibi, Monlau, Marias, Cazaudehore, *et al.*, 2021) El digestato que contiene materia seca de 90% todavía tiene un poder calorífico de 15.8 MJ/kg (Neumann *et al.*, 2015). Por lo tanto, procesos termoquímicos como la pirólisis, son capaces de convertir este recurso en un producto valioso.

En la Tabla 1 se presentan datos recabados en la literatura científica sobre las características bromatológicas de diferentes muestras de FORSU como sustrato, así como de valores de digestatos del mismo y de residuos verdes.

Tabla 1. Características bromatológicas de diferentes materias primas

Materia prima	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina	Referencia
FORSU	6.4	2.9	5.2	
	5	13.1	18.5	
	23.4	14.6	3.8	(Campuzano & González-Martínez, 2016)
	21.1	5.1	13.5	
	17.5	10.7	9.6	
	51.9	12.6	14.6	
	2.4	5.3	24.4	(Pagliaccia <i>et al.</i> , 2019)
	50	-	3	(Serio <i>et al.</i> , 2008)
Digestato de FORSU	17	10.1	31.9	(Monlau <i>et al.</i> , 2016)
	17	12.2	34	
	8	6	41	
	4	6	38	
	4	11	35	(Reza <i>et al.</i> , 2016)
	1	10	42	
Poda de almendro	33.7	20.1	25	(González <i>et al.</i> , 2009)
Aserrín de pino	42.96	19.99	26.8	(R. Li <i>et al.</i> , 2016)

Tabla 1. Características bromatológicas de diferentes materias primas
(continuación)

Materia prima	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina	Referencia
Residuos verdes	40.6	16.89	17.63	(Awais <i>et al.</i> , 2017)
Residuos orgánicos domésticos	19.9	5.6	21.9	(Cao <i>et al.</i> , 2019)
Desechos de cocina (85%) y jardín (14%)	19.6	5.6	21.9	(W. Wang & Lee, 2021)
Residuos de quinua	24.6	14.1	7	(Tayibi, Monlau, Marias, Thevenin, <i>et al.</i> , 2021)

5.2.5 Ventajas y desventajas

Para comprender los impactos positivos o negativos que conlleva la aplicación de este proceso bioquímico, en la Tabla 2 se muestran las ventajas y desventajas que presenta el proceso de digestión anaerobia.

Tabla 2. Ventajas y desventajas de la digestión anaerobia

Ventajas	Desventajas
Porcentajes de eliminación de materia volátil entre 40-60%	Periodo de inicio largo (30-180 días)
Baja producción de lodos respecto a los procesos aerobios	Sensible a inhibidores como oxígeno, peróxido de hidrógeno, sulfuro de hidrógeno y cianuro de hidrógeno

Tabla 2. Ventajas y desventajas de la digestión anaerobia (continuación)

Ventajas	Desventajas
Tratamiento de FORSU de diferentes procedencias	Producción de olores debido a la presencia de H ₂ S
Reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI)	Necesidad de un post-tratamiento para remover la materia orgánica presente en el digestato

Fuente: Marco, 2019.

5.2.6 Retos de la digestión anaerobia

A pesar de ser una tecnología que se ha utilizado para pretratar la biomasa antes de utilizarse en procesos termoquímicos como la pirólisis o gasificación, aún hay aspectos que requieren ser investigados para optimizar el proceso. Uno de ellos es el alto contenido de grasa en la FORSU, lo cual provoca que disminuya el rendimiento de metano; si el contenido de grasa es mayor al 65%, produce un efecto inhibitorio en la producción del biogás, pero si es menor del 60% aumenta el rendimiento de CH₄ (Hanum *et al.*, 2019). Otros retos importantes que esta tecnología debe enfrentar a futuro son disminuir los intermediarios tóxicos que se forman durante el proceso, estudiar más a detalle la correlación entre el comportamiento dinámico de las comunidades bacterianas y la composición del desperdicio de alimentos en las diferentes etapas de la DA, una investigación más amplia sobre los pretratamientos de la materia prima a escala piloto, un mayor conocimiento teórico y experimental sobre la integración de la digestión anaerobia en biorrefinerías basadas en residuos alimentarios, una mayor variedad de aplicaciones del biogás a escala comercial, del mismo modo que el desarrollo de tecnologías que empleen métodos biológicos e híbridos que permitan la mejora de este producto, centrándose en aspectos económicos y tecnológicos (Pramanik *et al.*, 2019).

De acuerdo con Kumar & Samadder (2020), una de las principales dificultades que la DA enfrenta es el refinamiento y purificación del biogás de una manera rentable, ya que su pretratamiento mejora la eficiencia del tratamiento de materia seca así como de residuos lignocelulósicos y agrícolas, pero generalmente tienen un consumo alto de energía y mayores costos. Por lo cual, se proponen métodos acoplados como la pirólisis, la gasificación y la incineración, ya que permiten mejores resultados a nivel económico y medioambiental.

5.3 Pirólisis

La pirólisis es una tecnología ampliamente aceptada para la conversión de desechos de alto contenido sólido (incluidos los componentes no biodegradables) en productos de valor agregado (Z. Yang *et al.*, 2020). A través de la pirólisis, se puede producir energía renovable, así como valiosos materiales sólidos. Convertir el digestato sólido puede contribuir al incremento de la rentabilidad de los procesos de producción de biocombustibles reduciendo los costos de operación asociados al manejo de subproductos sin valor, contribuyendo también a la sostenibilidad energética del proceso integral de generación de biogás (Monlau *et al.*, 2015). Esta técnica parece ser menos contaminante que la combustión, debido a que los oligoelementos que son peligrosos se reservan parcialmente en el carbón. Por lo tanto, una alternativa sería la combinación del proceso de digestión anaerobia seguida de un proceso de valorización térmica, con el fin de lograr una mayor eficiencia energética en comparación al emplear un solo tratamiento de DA (González-Arias *et al.*, 2020). De tal manera que al final de este proceso térmico se obtienen productos como biocarbón, bioaceite y gas de síntesis.

5.3.1 Productos

5.3.1.1 Biocarbón

El carbón vegetal o biocarbón, es un material sólido que se obtiene de la carbonización de la biomasa, siendo propiedades como el elevado contenido en carbono fijo, la resistencia a la descomposición microbiana y la alta capacidad de

retención de nutrientes y humedad, lo que lo convierten en una alternativa para aumentar la fertilidad del suelo (Alvira, 2018). Este material se puede preparar utilizando diferentes tipos de biomasa, incluidos los digestatos sólidos a partir de desechos agrícolas, estiércol animal y sus mezclas (Liu *et al.*, 2020). Se puede utilizar para el secuestro de carbono, como acondicionador del suelo y como precursor adsorbente. Además, su adición a un reactor anaerobio podría aumentar el rendimiento de biometano en un 5-31%, acortando la fase de latencia, minimizando la inhibición producida por el amoníaco al actuar como adsorbente y aumentando el comportamiento alcalino del sistema (Awais *et al.*, 2017).

5.3.1.2 Bioaceite

El bioaceite producido por pirólisis se conforma de una amplia gama de tipos de materia orgánica, incluidos alcoholes, ácidos, ésteres, cetonas, aldehídos y fenoles. Para su producción se han empleado diferentes tipos de alimentos desperdiciados, que incluyen grasa animal, residuos de frutas (ej., tomate, mango y naranja), aceite comestible gastado, desperdicios del sector industrial y desperdicios de alimentos mixtos de los hogares (Kim *et al.*, 2020). El poder calorífico que se ha obtenido después del proceso de pirólisis a partir de digestato es de 13.5 MJ/kg (Grycová *et al.*, 2016). Cabe señalar que el producto líquido pirolítico tiene aplicaciones importantes dentro de la industria petroquímica, como la producción de hidrocarburos a partir de la mejora del contenido de olefinas y compuestos aromáticos dentro del bioaceite para aumentar su rendimiento, por medio de rutas como el craqueo térmico o catalítico (con el uso de catalizadores metálicos como metales de transición puros, carbonatos de metal, óxidos y aluminosilicatos) (Makarfi Isa & Ganda, 2018), y por hidrotratamiento (W. Ma *et al.*, 2018).

5.3.1.3 Gas de Síntesis.

El gas de síntesis es una mezcla de gases compuesta principalmente por hidrógeno (H₂), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), hidrocarburos (C_xH_y) y nitrógeno (N₂), en diferentes proporciones, donde sus

valores dependerán de los parámetros de los procesos termoquímicos y de la materia prima utilizada (Andreides, Bautista, *et al.*, 2021). El CO₂ y CO son producidos a baja temperatura, mientras que el H₂ es producido a altas temperaturas (Chhiti & Kemiha, 2013). Además de los principales componentes gaseosos, contiene impurezas en menor proporción como alquitrán, azufre y amoníaco (Andreides, Bautista, *et al.*, 2021). A pesar de su bajo valor calorífico (aproximadamente 14 MJ/kg), significa una fuente adicional de energía que puede llegar a convertirse en calor o calor/electricidad solo o combinado con biogás en calderas y motores (Tayibi, Monlau, Marias, Cazaudehore, *et al.*, 2021). Además, las condiciones de operación que se deben utilizar para su formación corresponden a temperaturas entre 500-1500 °C y presiones entre 1-80 atm (Y. Li *et al.*, 2020). La Tabla 3 presenta ejemplos de productos de pirólisis de diferentes materias primas, es importante señalar que en todos los casos las condiciones de operación fueron diferentes.

Tabla 3. Porcentajes de productos pirolíticos de diferentes materias primas

Materia prima	Biocarbón	Bioaceite	Gas de síntesis	Referencias
FORSU	55.5	11.3	24.9	(Y. Yang, Heaven, <i>et al.</i> , 2018)
	42.48	52.2	5.32	(Opatokun <i>et al.</i> , 2015)
	20.1	49	25.1	(Serio <i>et al.</i> , 2008)
Digestato de FORSU	34.2	50.8	15	(Monlau <i>et al.</i> , 2016)
	34	55.8	10.2	
	22	40	38	
	35	36	29	(Hasan <i>et al.</i> , 2021)

Tabla 3. Porcentajes de productos pirolíticos de diferentes materias primas (continuación)

Materia prima	Biocarbón	Bioaceite	Gas de síntesis	Referencias
Poda de almendro	26.75	19.42	55.83	(González <i>et al.</i> , 2009)
Aserrín de pino	~10	40	30-60	(R. Li <i>et al.</i> , 2016)
Residuos de quinua	40	35.8	23.7	(Tayibi, Monlau, Marias, Thevenin, <i>et al.</i> , 2021)

5.3.2 Tipos de Pirólisis

La proporción de los productos de pirólisis dependerá de parámetros operativos como la temperatura, tiempo de residencia y tasa de calentamiento, de tal forma que el proceso se puede clasificar en 4 tipos, de los cuales, sus parámetros y rendimientos se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Tipos de pirólisis

Tipo	Temperatura (°C)	Tiempo de residencia (segundos)	Tasa de calentamiento (°C/min)	Rendimiento (%)		
				Líquido	Biocarbón	Gas
Lenta	400	300-1800	5-7	30	35	35
Intermedia	500	600	180-300	50	25	25
Rápida	400-750	1	500	75	12	13
Flash	800-1000	<0.5	>1000	35	30	85

Fuente: Del Olmo, 2015; Feng, 2017; SriBala *et al.*, 2018; Amenaghawon *et al.*, 2021; J. Sun *et al.*, 2021; Solarte-Toro *et al.*, 2021.

5.3.3 Ventajas y Desventajas

La Tabla 5 presenta algunas de las ventajas y desventajas del proceso de pirólisis, abordando temas en relación con la materia prima utilizada, productos obtenidos, efectos en tuberías y costos de operación del proceso en general.

Tabla 5. Ventajas y desventajas de la pirólisis

Ventajas	Desventajas
Recupera un 80% de energía de los residuos	Los productos líquidos tienen bajos rendimientos en comparación con otros procesos termoquímicos.
Reduce el volumen de residuos entre un 50-90%.	Produce coque a partir de productos líquidos.
El producto gaseoso es de interés por su potencial como fuente de combustible de hidrógeno.	Provoca la corrosión de los tubos metálicos que se utilizan en el proceso.
Tiene poca producción de especies oxidadas tóxicas (óxidos de nitrógeno)	Tiene un alto costo de operación y mantenimiento

Fuente: Lam *et al.*, 2016; Ouda *et al.*, 2016.

5.3.4 Retos de la Pirólisis

De acuerdo con Polin *et al.* (2019), las cenizas que se obtienen de la pirólisis de biomasa tiene un impacto en la cantidad producida de los biocombustibles y en su precio de venta, por lo que se deben centrar los esfuerzos en reducir los efectos nocivos de esas cenizas sobre el rendimiento de los combustibles biológicos.

Se necesita estudiar la optimización de esta tecnología en relación a la reducción de costos de operación, a través de una mejora del calor del proceso y de la calidad de los productos finales (Dhyani & Bhaskar, 2019). En el caso de la producción de bioaceite se necesita perfeccionar el tipo de pirólisis que se está empleando ya que

no produce un rendimiento suficiente, al igual que el pretratamiento para disminuir el alto contenido de humedad que contiene la biomasa (~70%), seguido de la investigación para la producción industrial en plantas piloto continuas. También se debe examinar el efecto que tienen los diferentes tipos de catalizadores en la pirólisis de residuos de alimentos con el objetivo de maximizar el rendimiento de los productos deseados y disminuir los no deseados.

Para el biocarbón, existen desafíos técnicos que se asocian a su producción, como lo es la mejora en su eficiencia energética, impacto al ambiente y al ciclo del carbono, aunado a una avanzada investigación de la atmósfera bajo la cual se lleva a cabo el proceso de pirólisis, siendo que la mayoría de los estudios se basan en la pirólisis de residuos orgánicos bajo condiciones inertes de N_2 .

En relación al gas de síntesis, se necesita mejorar en las pérdidas del material, su transmisión y distribución, ya que pueden afectar la producción de este producto; también desarrollar una tecnología de pirólisis capaz de ser rentable, confiable, segura y sostenible, ya que una mejora del producto conlleva altas temperaturas de reacción y mejoras en la velocidad de reacción por medio del uso de catalizadores, con el propósito de tener una producción práctica a gran escala (Kim *et al.*, 2020).

5.4 Biometanización

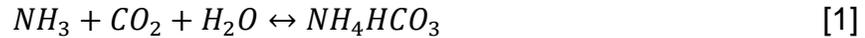
La producción de biocombustibles a partir de gas de síntesis ha recibido mucha atención en los últimos años, sobre todo en la conversión de gas de síntesis en metano para reemplazar el gas natural (Luo *et al.*, 2018). Uno de los métodos que se usan es el de biometanización, el cual convierte el gas de síntesis en CH_4 mediante el metabolismo de microorganismos metanogénicos, por medio de dos rutas: conversión de CO_2 a CH_4 y conversión de CO a CH_4 (C. Li *et al.*, 2020).

5.4.1 Rutas de Biometanización

5.4.1.1 Conversión de CO_2 a CH_4

De acuerdo con Okoro-Shekwaga *et al.* (2019), en esta ruta la adición de hidrógeno al proceso sirve como donante de electrones para impulsar la metanogénesis

hidrogenotrófica o conversión biológica quimioautotrófica de CO₂. En el caso de tener sustratos con alto contenido de proteínas y lípidos, se obtiene la liberación de AGV, amoníaco, CO₂ y H₂. Esto conlleva inicialmente a una reducción de pH y alcalinidad; no obstante, el amoníaco y dióxido de carbono retienen una gran cantidad de bicarbonato en el líquido como bicarbonato de amonio, lo que ayuda a recuperar la alcalinidad perdida y amortigua el pH [Reacción [1].



El CO₂ que se encuentra disuelto (en forma de bicarbonatos) y el H₂ lo utilizan los metanógenos hidrogenotróficos para producir metano, lo que provoca un aumento en el pH, amortiguando su valor [Reacción [2].



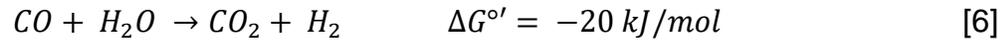
5.4.1.2 Conversión de CO a CH₄

Como plantea Asimakopoulos (2019), esta conversión se puede lograr a través de dos rutas: por acetogénesis carboxidotrófica con metanogénesis acetoclástica, y por hidrogenogénesis carboxidotrófica con metanogénesis hidrogenotrófica.

La primera ruta comienza con la formación de acetato a partir de acetil-CoA, la cual se produce al combinar dos ramas donde proviene el metilo y el CO. Dependiendo de la disponibilidad del donador de electrones en el proceso, se puede llevar la formación de acetato por acetogénesis carboxidotrófica [Reacción [3] homoacetogénesis [Reacción [4]. A continuación, por medio de bacterias metanogénicas del género *Methanosarcina* y/o *Methanosaeta* se concibe la conversión de acetato a metano [Reacción [5].



La segunda ruta inicia con la hidrogenogénesis carboxidotrófica o también llamada reacción biológica de desplazamiento de gas de agua (WGSR, siglas en inglés), donde se oxida el CO por medio de una enzima de monóxido de carbono deshidrogenasa (CODH, por sus siglas en inglés), formando H₂ y CO₂ [Reacción [6]]. Por último, se desarrolla la metanogénesis hidrogenotrófica para la formación de metano [Reacción [2]].



5.4.2 Condiciones Propicias para la Biometanización

Con respecto a las condiciones que son propicias y factores que tienen un efecto en el proceso de biometanización, se encuentra: la temperatura, el pH, el caudal de síntesis, la relación de H₂/CO, la concentración de impurezas y el efecto de la presión parcial del gas de síntesis.

5.4.2.1 Temperatura

C. Li *et al.* (2020) indican que estudios anteriores informaron que se puede trabajar tanto en condiciones termofílicas (55°C) como en condiciones mesofílicas (37 °C), siendo el proceso termofílico el que permite obtener una mayor tasa de conversión de CO, sobre todo transformándolo a acetato, y el método mesofílico posibilita su transformación en H₂/CO₂.

5.4.2.2 pH

Se necesita de un pH neutro entre 7 a 7.6 (Grimalt-Aleman *et al.*, 2018), debido a que los metanógenos crecen en un intervalo de 6-8 y los acetógenos entre 5.4-9.8 (C. Li *et al.*, 2020).

5.4.2.3 Caudal del gas de síntesis

Conforme a lo estudiado por Y. Li *et al.* (2020), se ha encontrado que diferentes tasas de recirculación, materia prima y proporciones de dilución tienen implicaciones

en la conversión de CO, en casos donde el inóculo es lodo granular, obteniéndose una conversión del 75% de CO cuando la tasa de recirculación es de 20:1.

5.4.2.4 Relación H₂:CO

De acuerdo con Hendriksen *et al.* (2019), el proceso de biometanización no parece ser sensible a la relación de C/H, pero con respecto a los resultados obtenidos en la investigación de Y. Li *et al.* (2020), se determinó que un mayor valor de esta relación permitía una mayor producción de CH₄, por ejemplo, a relaciones de H₂/CO de 3:1, 4:1 y 5:1, se tuvieron resultados de contenido de metano en el biogás de 66.37±4.04%, 70.61±6.06% y 73.35±2.39%, respectivamente.

5.4.2.5 Concentración de impurezas

Zabranska & Pokorna (2018) afirman que la concentración de impurezas depende de la dosis de gas de síntesis y la bioactividad del cultivo, pero no se observan efectos negativos cuando se tienen valores inferiores a 500 ppm para NH₃, 1 ppm para hidrocarburos aromáticos, 15 ppm para cianuro de hidrógeno (HCN) y 50 ppm para sulfuro de hidrógeno.

5.4.2.6 Efecto de la presión parcial del gas de síntesis.

Como señala Grimalt-Alemany *et al.* (2018), el monóxido de carbono es un inhibidor para muchos grupos de microorganismos carboxidotróficos, bacterias oxidantes de ácidos grasos, arqueas acetoclásticas y metanogénicas hidrogenotróficas. En este sentido, los metanógenos carboxidotróficos y los reductores de sulfatos toleran presiones parciales de CO (P_{CO}) entre 0.5-1 atm y 0.2-0.5 atm, respectivamente, mientras que los acetógenos e hidrogenogénicos son capaces de crecer a P_{CO} mayores de 1 atm. Se ha encontrado que al utilizar lodo granular mesofílico, el rendimiento de metano decrece cuando hay un incremento en la presión total del gas de síntesis de 1 a 2.5 atm, debido a la inhibición de la actividad de los metanógenos. También se ve afectada la tasa de consumo de CO por el suministro de este mismo, la cual incrementa hasta alcanzar una P_{CO} máxima de 0.5 atm. Por otro lado, la tasa de producción de metano alcanzó su máximo cuando la presión

de CO fue de 0.2 atm, y fue decayendo mientras la presión aumentaba hasta alcanzar 1 atm.

Con respecto a la presión parcial de hidrógeno (P_{H_2}), al incrementar su valor se enriquece la actividad de la enzima hidrogenasa pero su eficiencia decrece, esto a causa de la saturación existente en ella. Experimentos realizados con cultivos mixtos, demuestran que al incrementar la presión inicial de H_2/CO_2 de 1 a 5 atm, la tasa de producción de metano pasó de 0.035 mmol/h a 0.072 mmol/h. De igual manera se pueden ver afectadas las hidrogenasas de microorganismos que utilizan H_2 (ej., metanógenos hidrogenotróficos) al aumentar la P_{H_2} , lo que conlleva a obtener menores tasas de conversión.

Como conclusión, el aumento en la presión parcial del gas de síntesis podría mejorar la transferencia de masa gas-líquido, lo cual ayuda a promover la degradación de sustratos y mejora el proceso de biometanización (Y. Li *et al.*, 2020).

5.4.3 Ventajas y desventajas

En la Tabla 6 se pueden observar las ventajas y desventajas que presenta el proceso de biometanización para conocer sus efectos que presenta dentro y fuera del mismo, mostrando puntos de mejora que esta tecnología podría tener.

Tabla 6. Ventajas y desventajas de la biometanización

Ventajas	Desventajas
Baja producción de sólidos	Contiene impurezas
Digestato rico en nutrientes que sirve como fertilizante orgánico	Necesita un mayor desarrollo a escala comercial en Estados Unidos
Tecnología rentable	Requiere espacio para almacenar y cubrir los residuos colectados

Tabla 6. Ventajas y desventajas de la biometanización (continuación)

Ventajas	Desventajas
Alta tolerancia de los microorganismos a la inhibición por impurezas	Limitada transferencia de masa gas-líquido por baja solubilidad de H ₂ y CO en los medios a base de agua

Fuente: Ouda *et al.*, 2016; Asimakopoulos, 2019.

5.4.4 Metanización biológica vs. metanización catalítica

Existen dos tipos de metanización: la biológica y la catalítica. Cada proceso tiene diferentes parámetros operativos y productos, lo que conduce a tener perspectivas distintas en cuestión de su aplicación.

La metanización biológica permite el uso de biocatalizadores que conllevan a un proceso más rentable, ya que presentan una mayor tolerancia a las impurezas del gas de síntesis y funcionan a temperaturas suaves. No es sensible a la relación C/H ya que la reacción de desplazamiento de gas de agua no depende del metabolismo de la mayoría de los grupos microbianos. Este proceso presenta una mayor selectividad ya que el metano y el dióxido de carbono son los únicos productos finales, y también su carácter irreversible de las reacciones bioquímicas permite la conversión completa de los sustratos (Grimalt-Alemany *et al.*, 2018) Sin embargo, se requiere una mejora en el diseño de los reactores que se utilizan para optimizar la gestión de calor, lo cual se debe a las dificultades que se asocian a los parámetros operativos y a los costos; asociado a esto, se necesitan mejorar los catalizadores más empleados (ej. enzimas, lipasas, magnetita, zeolita y elementos traza en la biomasa) para una mayor tolerancia al calor y al azufre producido durante el proceso, con el propósito de mejorar su selectividad, estabilidad y conversión necesaria para la producción de gas de síntesis (Galadima & Muraza, 2019).

En cambio, conforme a lo establecido por Grimalt-Alemany *et al.* (2018), la metanización catalítica opera a temperaturas superiores a 250°C y altas presiones,

utilizando catalizadores metálicos (ej. níquel, cobre dopado con diferentes óxidos y metales nobles) que ya están activados para reducir los óxidos de carbono en metano; es un proceso exotérmico que utiliza hidrógeno y óxidos de carbono que están en el gas de síntesis para la producción catalítica de metano y agua. Generalmente necesita un proceso adicional de reacción de desplazamiento de gas de agua para corregir la relación C/H en el gas de síntesis, lo que reduce la eficiencia del proceso y aumenta la complejidad y el costo de operación. Requiere un proceso intensivo de limpieza del gas de síntesis antes de ingresar al reactor y produce hidrocarburos superiores como subproductos.

5.4.5 Retos de la biometanización

La biometanización, a pesar de ser una alternativa viable para convertir el gas de síntesis a biogás, aún necesita enfrentar desafíos que dificultan su aplicación. En el caso de los procesos *in situ*, se requiere resolver el impacto negativo que tiene la presión parcial de hidrógeno elevada, ya que es el principal factor por el cual no se desarrolla a escala industrial, en comparación con el arreglo *ex situ*. Por otra parte, se carece de información sobre el requerimiento de eliminación de impurezas del gas que ingresa al reactor, lo que podría afectar el costo general del proceso. Otro reto es buscar soluciones para la producción de agua a partir de la reacción de metano, siendo poco mencionado en la literatura, debido a que podría afectar la operación de digestores y/o reactores de metanización (Rafrafi *et al.*, 2020). También se limita a resolver el problema de los RSU generados, por la presencia del alto contenido de metales pesados y contaminantes en los lodos producidos por el proceso (Chand Malav *et al.*, 2020). Por otra parte, se requiere de una investigación más amplia sobre los pretratamientos para la degradación de la biomasa lignocelulósica, con el fin de idear, diseñar y optimizar nuevos métodos, asimismo de intensificar los estudios sobre el desarrollo de consorcios microbianos psicrófilos para acabar con el problema de reducción de producción de biogás durante climas fríos o inviernos (Dar *et al.*, 2021). Por lo tanto, el proceso de biometanización tiene un camino largo que recorrer para poder superar estos desafíos y convertirse en una tecnología totalmente sostenible.

5.5 Biorrefinería

Los procesos que pueden corresponder al término de economía circular con el objetivo de obtener productos de mayor calidad, pueden ser la integración de procesos como la digestión anaerobia, la pirólisis y la biometanización. Los arreglos que se tengan entre estas tres tecnologías repercutirán en la eficacia y eficiencia del proceso en general, así como de la conversión de la materia prima a los productos deseados.

5.5.1 Digestión anaerobia-Pirólisis (DA-Py)

De acuerdo con Feng & Lin (2017), el digestato que se obtiene de la DA se puede suministrar en la pirólisis como materia prima para aumentar las ganancias netas de energía y producir biocarbón y otros productos. La integración de estos dos procesos puede contribuir a una mayor ganancia de electricidad (42%) en comparación con una planta de digestión anaerobia independiente. Por lo tanto, este tipo de arreglo es capaz de descomponer eficazmente la biomasa lignocelulósica y reciclar su bioenergía. La Figura 1 representa este proceso combinado.

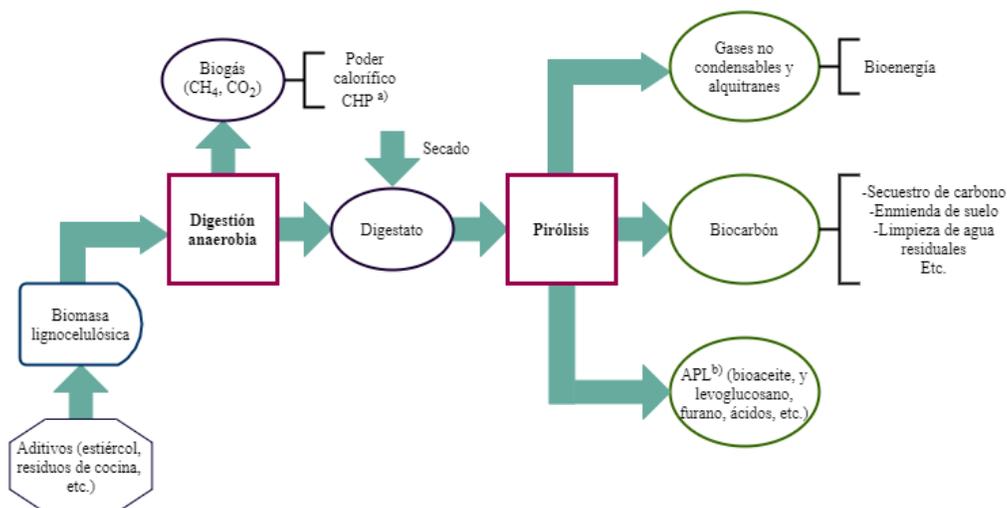


Figura 1. Diagrama de flujo de DA-Py

Adaptado de Feng & Lin, 2017.

Nota: a) CHP: calor y poder combinados; b) APL; líquido pirolítico acuoso.

5.5.2 Pirólisis-Digestión anaerobia (Py-DA)

En este proceso combinado, el digestato de la pirólisis como el biocarbón, el biogás, la fase acuosa y otros productos provenientes del proceso, pueden ser utilizados como materias primas o aditivos para el proceso de DA. Por ejemplo, el biocarbón que se añade a la DA puede promover la formación de biopelículas, favoreciendo la biometanización. Por otra parte, la gran cantidad de agua con azúcares, hidroxácidos, oligómeros y fenoles, dentro del líquido pirolítico acuoso, pueden convertirse en metano, causando un menor impacto ambiental a bajo costo. Sin embargo, los estudios sobre este proceso integrado son escasos, por lo que no se tiene la suficiente información para comprender ampliamente el arreglo representado en la Figura 2.

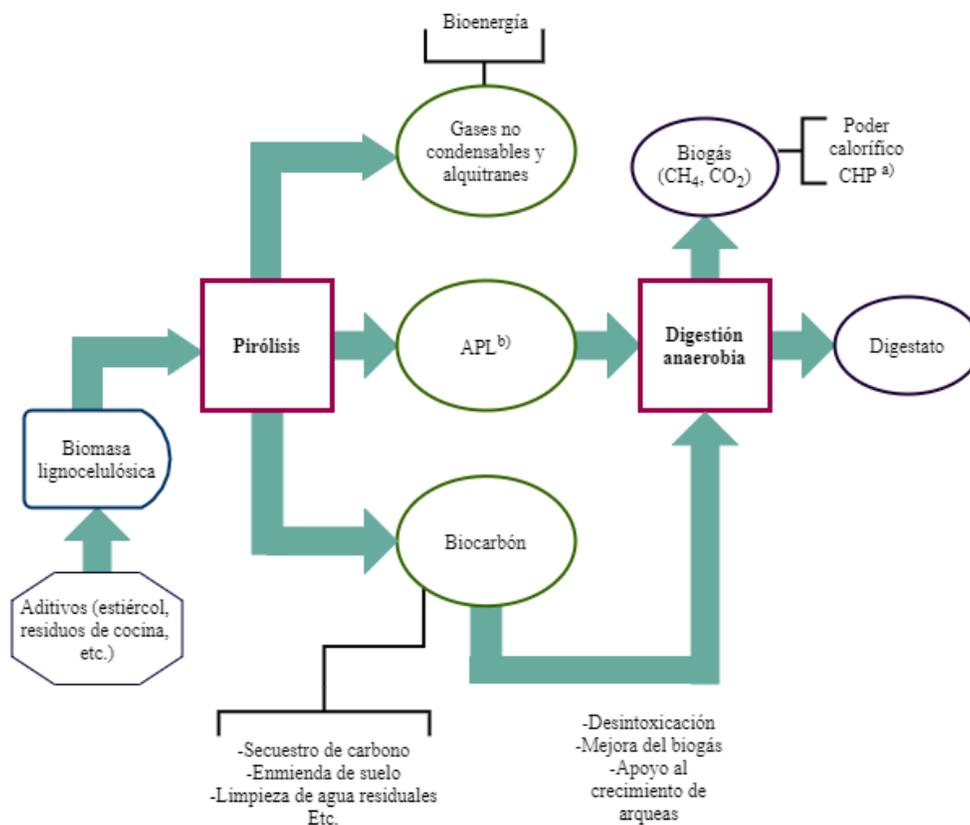


Figura 2. Diagrama de flujo de Py-DA

Adaptado de Feng & Lin, 2017.

Nota: a) CHP: calor y poder combinados; b) APL; líquido pirolítico acuoso.

5.5.3 Digestión anaerobia-Pirólisis-Digestión anaerobia (DA-Py-DA)

Este es un proceso donde teóricamente se recicla el digestato en la mayor medida, el cual es flexible para pirolizar el digestato anaerobio y digerir anaeróticamente el licor de pirólisis acuoso, siendo probado a escala laboratorio últimamente, lo que lo convierte en un método combinado prometedor para la degradación de la biomasa y la utilización del digestato. Al terminar de pirolizar el digestato proveniente de la digestión anaerobia, se pueden desintoxicar los licores de pirólisis y provocar la recuperación de bioenergía del residuo durante el segundo proceso de DA, y a su vez, permite aumentar la tasa de eliminación de DQO, esto sin ningún aditivo durante la pirólisis para convertir los licores acuosos en biogás. Este tipo de arreglo es ejemplificado en la Figura 3.

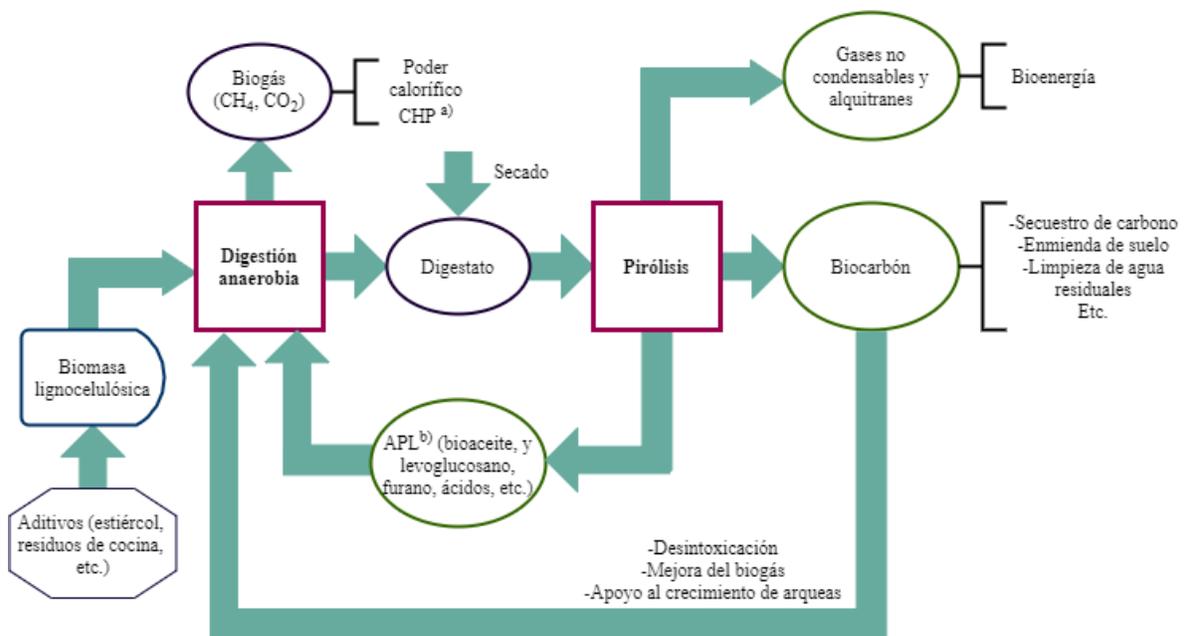


Figura 3. Diagrama de flujo de DA-Py-DA

Adaptado de Feng & Lin, 2017.

Nota: a) CHP: calor y poder combinados; b) APL; líquido pirolítico acuoso.

5.5.4 Biometanización-Digestión anaerobia *in situ*

En este arreglo, que corresponde a la Figura 4, se inyecta hidrógeno dentro de la fase líquida de un digestor anaerobio principal o un post-digestor de una planta de

biogás para reducir el CO_2 y aumentar así el contenido de CH_4 del biogás (Logroño *et al.*, 2020). Durante este proceso se puede lograr una composición final de metano de hasta el 90%, y aunque sólo se ha probado a escala laboratorio (Michailos *et al.*, 2020), esta tecnología tiene un menor costo en comparación al arreglo *ex situ*, ya que se puede utilizar la infraestructura existente al modernizar los digestores anaerobios actuales (Jensen *et al.*, 2018).

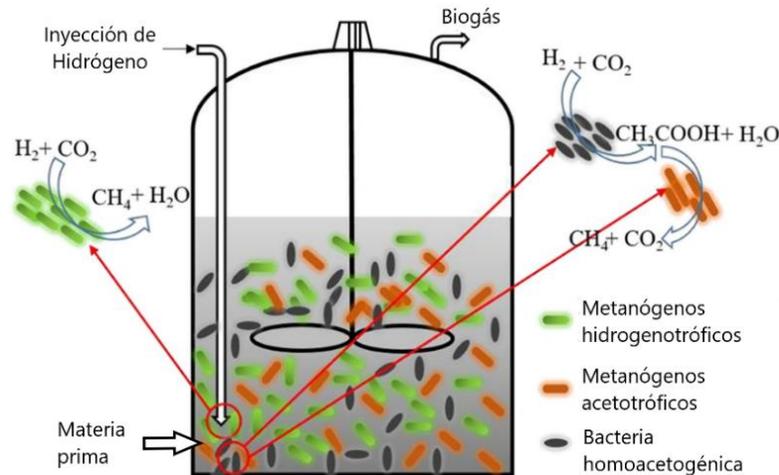


Figura 4. Mejora de biogás *in situ* por inyección directa de H_2 en el reactor de DA
Adaptado de Fu *et al.*, 2021.

5.5.5 Biometanización-Digestión anaerobia *ex situ*

En este proceso integrado, el biogás o CO_2 reacciona con el H_2 en un biorreactor que está separado del proceso de digestión anaerobia (Logroño *et al.*, 2020). Tiene como resultado una corriente de metano de alta pureza de aproximadamente 98%, pero debido a que no utiliza el digestato, la cantidad total de hidrógeno lo proporciona un electrolizador; el digestato se deshidrata a una cama de lodo con 25% de sólidos secos para después reciclarse a la tierra de cultivo (Michailos *et al.*, 2020). Esta combinación se ha propuesto principalmente para la biometanización por la superioridad en las tasas volumétricas de consumo de H_2 en comparación con el arreglo *in situ*, aparte de proporcionar una separación completa de la

degradación de biomásas sólidas para evitar la inhibición de la degradación de AGV (Jensen *et al.*, 2018). La Figura 5 ilustra el proceso de biometanización *ex situ*.

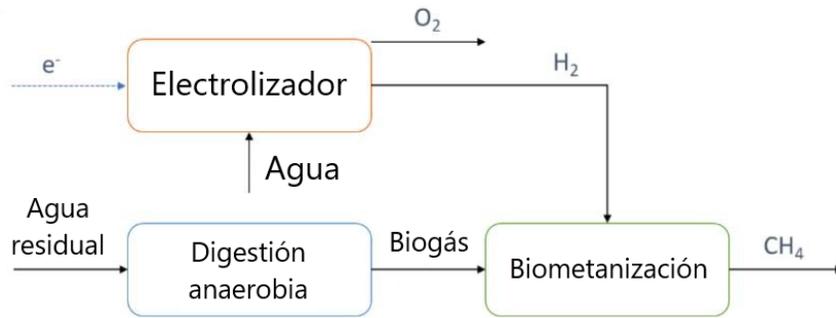


Figura 5. Diagrama de bloques de biometanización *ex situ*

Adaptado de Michailos *et al.*, 2020.

5.5.6 Biometanización-Digestión anaerobia híbrida

Se combina la mejora parcial del biogás en un reactor de digestión anaerobia (*in situ*) con una etapa final de mejora en un reactor separado (*ex situ*) (Logroño *et al.*, 2020). Generalmente la parte *in situ* captura parte del CO_2 , lo que mejora el biogás entre un 80-90% de metano, para seguir con el proceso *ex situ* donde el biogás enriquecido se concentra todavía más hasta obtener un contenido de metano mayor al 98%. Una ventaja es que aborda el problema de la mejora del pH durante el proceso *in situ*, mientras que en el *ex situ* se necesita un reactor separado más pequeño (Kougias *et al.*, 2017).

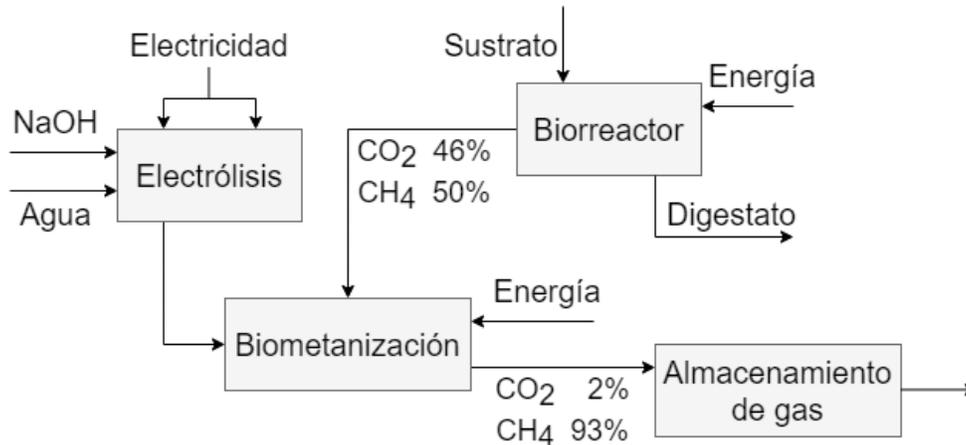


Figura 6. Esquema del sistema de biometanización híbrida

Adaptado de Blumberga *et al.*, 2015.

5.5.7 Digestión anaerobia-Pirólisis-Biometanización

Este tipo de proceso combinado consiste en utilizar el digestato proveniente de la digestión anaerobia para tratarlo a partir del método de pirólisis y obtener biocombustibles como bioaceite, biocarbón y gas de síntesis. Este último producto es empleado como materia prima simultánea en el proceso de DA, y por medio del uso de la tecnología de biometanización, el biogás se ve enriquecido de metano, lo que conlleva a una mejor calidad del gas y de eficiencia energética.

Como señala Z. Yang *et al.* (2020), este arreglo ha dado múltiples beneficios al utilizar residuos de alimentos como biomasa y operando a diferentes temperaturas. Una de estas ventajas es la mejora del rendimiento de los productos de pirólisis ya que, al utilizar una temperatura mesofílica, ha dado como resultado que el 23% de la energía del digestato anaerobio se convierta en gas de síntesis y el 69% en carbón vegetal y bioaceite. De manera similar, el 38% de la energía del digestato a condiciones termofílicas se convierta en gas de síntesis y el 54% en carbón vegetal y bioaceite. Otros beneficios son que el pH durante la biometanización en la digestión anaerobia permanece estable, logrando que sigan las condiciones propicias para la mejora del biogás, al igual que los sólidos totales y los sólidos

volátiles disminuyen, provocando que no haya inhibición para la conversión a metano.

Adicional a esto, hay un empleo suficiente del gas de síntesis por los microorganismos presentes en la DA, debido a la eficiencia de transferencia de masa gas-líquido, lo que conlleva a una conversión de hidrógeno y monóxido de carbono superior al 97%; también hay un incremento de la actividad de estos microorganismos, y, en consecuencia, permite una aceleración en el proceso de biodegradación del sustrato, resultando en la mejora de la recuperación de biocombustibles. En la Figura 7 se describe el proceso anteriormente mencionado.

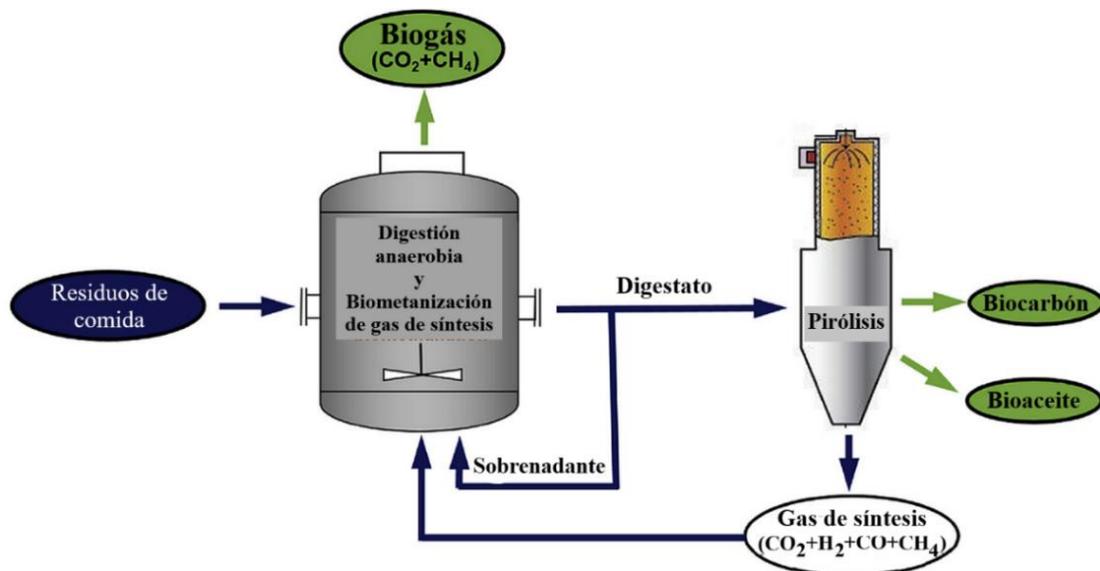


Figura 7. Proceso combinado de digestión anaerobia, pirólisis y biometanización

Adaptado de Z. Yang *et al.*, 2020.

Se han estudiado arreglos que contienen estas tres tecnologías, considerando diferentes tipos de parámetros y factores que pueden afectar positiva o negativamente el proceso, con el fin de conseguir metano de alta calidad. Algunas de las investigaciones recientes se resumen en los siguientes párrafos.

Y. Li *et al.* (2017) utilizaron gas de síntesis simulado como fuente de carbono para la producción de biogás por medio de la digestión anaerobia (1er paso) así como la adición de hidrógeno (2do paso), evaluando los efectos del tiempo de retención de gas, la velocidad de agitación, la concentración de H₂ y la biometanización del gas;

para su realización se utilizaron 3 reactores, donde los dos primeros (R1 y R2) se encargaron de la biometanización y al tercero (R3) se le adicionó hidrógeno. Los resultados obtenidos muestran que en R1 al disminuir el tiempo de retención del gas (de 48 a 24 h), aumenta la producción de biogás (de 60 a 114 mL/d) y decrece el contenido de CH₄ (de 62% a 49.6%); al incrementar la cantidad de gas de síntesis que se suministra al reactor en sus tres etapas diferentes para analizar, se halló una disminución en la eficiencia de conversión de H₂ y CO en el biogás generado (de 93.3% y 98.5% en la fase 1, a 84% y 77.5% en la fase 2, respectivamente de los elementos mencionados). También se observa que, aumentando la velocidad de agitación del reactor anaerobio, no se detecta la presencia de hidrógeno y monóxido de carbono, demostrando que los microorganismos los consumieron en su totalidad para la conversión de gas de síntesis en metano. La adición de hidrógeno dio buenos resultados en el R3, ya que al aumentar su cantidad inyectada (de 116 a 241 mL/d) se incrementa el contenido de CH₄ obtenido (de 85.7% a 91.1 %); aunado a estos resultados, las ventajas de suministrar hidrógeno para la biodegradación son la ausencia de pérdida de metano y bajo costo de inversión de equipos adicionales. Por consiguiente, el arreglo de dos pasos es una alternativa para convertir el gas de pirólisis en biogás de calidad alta y aprovechar al máximo su energía.

Michailos *et al.* (2020) estudiaron la viabilidad económica de un sistema energético integrando métodos como la biometanización con la gasificación del digestato para la industria de aguas residuales; se analizaron 4 diferentes escenarios, utilizando un electrolizador con membrana de intercambio de protones (PEM) para la adición de hidrógeno al sistema. Se obtuvo que la planta de gasificación y la electrólisis son los principales equipos que aumentan los costos de inversión, donde el escenario 1 (biometanización independiente) produjo la eficiencia energética más baja (26.5%) debido a que no utiliza el digestato proveniente del proceso. El escenario 2 (DA con gasificación de digestato) tiene el precio mínimo de venta (PMV) más bajo, equivalente a 135 £/MWh, el escenario 3 (adición de corriente de H₂/CO₂ de gasificación a biometanización) alcanza un PMV de 164 £/MWh, y el escenario 4 (reactor de biometanización, electrolizador turbinas de gas y de vapor) es el menos

rentable con un PMV de 183 £/MWh, debido a una gran inversión y la menor eficiencia energética de todos los escenarios. Por lo tanto, los autores concluyen que ningún escenario es competitivo para el gas natural, ya que los sistemas más complicados aumentan el riesgo de inversión; sin embargo, realizando un análisis de escenarios para el 2030, donde se analizan escenarios para evaluar posibles eventos futuros diferentes, se considera que los escenarios 1 y 2 pueden generar ganancias (para el segundo escenario se necesita establecer un precio de carbono adecuado), considerando las reducciones de costos de equipo proyectadas y la generación de electricidad en el sitio.

Y. Li *et al.* (2020) observaron la influencia de la temperatura (con dos biorreactores de temperatura mesofílica y termofílica), la relación H₂/CO (con tres grupos de experimentos) y la adición de oligoelementos (en dos reactores, uno de ellos es el blanco), en la biometanización de gas de síntesis. Se obtuvieron porcentajes similares de contenido de metano en los dos diferentes intervalos de temperatura (48.4 y 44.4%, respectivamente), influenciado por la velocidad de agitación que acelera la degradación del sustrato por la eficacia en el proceso de transferencia de masa gas-líquido; no obstante, los autores calificaron como mejor proceso aquel que trabaje en condiciones mesofílicas, considerando el factor del consumo energético. También se consiguió un aumento de la producción de biogás al incrementar la relación hidrógeno/monóxido de carbono, siendo el contenido promedio de metano en el biogás de 66.37±4.04%, 70.61± 6.06% y 73.35±2.39%, con una relación H₂/CO de 3:1, 4:1 y 5:1, respectivamente. Igualmente, la adición de elementos como hierro, cobalto y níquel, inciden en la cantidad de metano producido, siendo del 66.37% cuando se tiene el reactor control, mientras el 79.76% se obtiene al agregar los oligoelementos; los oligoelementos pueden mejorar el proceso al ser parte del sitio activo de las enzimas, ocasionando una mejora del rendimiento de producción de biogás.

Andreides, Bautista, *et al.* (2021) emplearon un proceso de biometanización de gas de síntesis en dos etapas, donde la primera etapa (*in situ*) consiste en agregar lodos de depuradora con gas de síntesis inyectado proveniente de la gasificación catalítica

de digestato de la DA de residuos orgánicos, y en la segunda etapa (*ex situ*) se utiliza un reactor de lecho percolador al cual se suministra el biogás procedente de la anterior etapa con la adición externa de H₂; el proceso se dividió en tres fases, en donde cada una de ellas corresponde a un gas de síntesis de diferente composición. Se obtuvo que la adición de H₂ no tiene efecto sobre el consumo de CO, debido a que ambos componentes del gas de síntesis se aprovecharon completamente sin efectos de inhibición en la digestión anaerobia, permitiendo la degradación y transformación de CO. Asimismo, al agregar un reactor *ex situ* conlleva al aumento del contenido de CH₄ del biogás obtenido de la biometanización del gas de síntesis, siendo la fase dos aquella donde se obtuvo un mayor porcentaje (de 65.1% a 91.8% de metano en el biogás), causado por el aumento del contenido de CO en el gas de entrada (15% más que la fase I).

Aryal *et al.* (2021) demostraron que el gas de síntesis proveniente de la gasificación de biomasa residual se puede convertir en biometano y mejorar su calidad en un sistema de reactor de lecho percolador por lotes utilizando estiércol o lodos de aguas residuales (inóculo), junto con la inyección de H₂ exógeno. Se obtuvieron tasas de consumo de monóxido de carbono superiores a otros estudios (0.04 mmol/L.h), debido al uso de biomasa inmovilizada en el material portador del reactor, lo que permite un crecimiento lento de microorganismos, favoreciendo una comunidad más especializada para el consumo de gas de síntesis. Sin embargo, las tasas de consumo de hidrógeno fueron mayores utilizando estiércol y lodos de depuradora (0.41 y 0.33 mmol/L.h, respectivamente); la adición de H₂ estimuló las tasas de producción de metano, pasando de 250 mL a más de 750 mL, por lo que se observó que un tiempo de retención extendido permite la conversión completa a CH₄, asimismo mostraron una concentración de este compuesto del 93.03% con lodos de aguas residuales y del 95.95% con estiércol. Por lo tanto, los dos inóculos utilizados tuvieron el Índice de Wobbe requerido para la inyección directa al sistema de red de gas natural conforme a lo especificado por países como Irlanda/Reino Unido, lo que indica que es posible utilizar un reactor único donde se puede convertir el gas de síntesis y mejorar el biometano a calidad de gas natural simultáneamente.

Estas investigaciones permiten contemplar la gran cantidad de formas en las cuales los métodos bioquímicos y termoquímicos pueden combinarse, proporcionando las diferencias de resultados que conllevan a elegir y experimentar con esos arreglos en futuros estudios para mejorar u optimizar los procesos.

6 METODOLOGÍA

Para la explicación de la metodología del proceso de simulación del acoplamiento de la digestión anaerobia-pirólisis-biometanización, se realizó un diagrama de flujo (Figura 8) que describe de manera general los pasos a seguir en la modelación de la integración de las tecnologías.

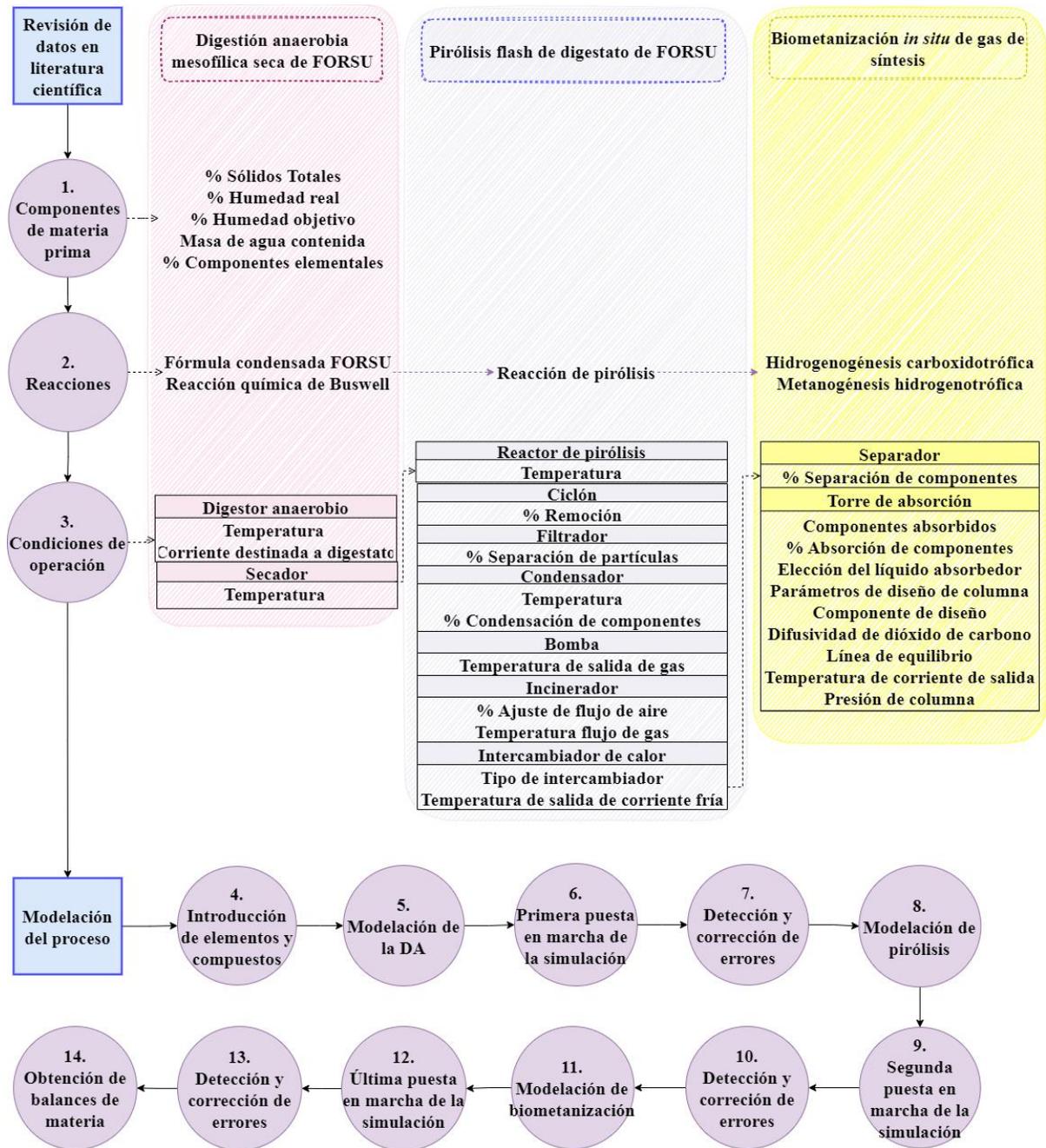


Figura 8. Metodología del proceso de simulación

Posteriormente, se recabaron los datos de la literatura científica que ayudaron a especificar las condiciones de operación en la modelación de cada proceso.

6.1 Revisión de datos en literatura científica

6.1.1 Digestión anaerobia de FORSU

Para la digestión anaerobia simulada, se utilizó como sustrato la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU); el proceso se llevó a cabo en condiciones de operación secas, por lo tanto, fue necesario conocer la humedad del sustrato a través del promedio generado de los porcentajes de sólidos totales (30.96%) y humedad (73.838%) que se encuentran en investigaciones. La Tabla 7 muestra los valores considerados en esta simulación para los porcentajes mencionados.

Tabla 7. Porcentaje de sólidos totales y humedad de FORSU

	Sólidos Totales (%ST)	Humedad (%)	Referencia
	-	78.3	(Kassim & Oberlin, 2018)
	34.8	65.2	(Mu <i>et al.</i> , 2018)
	27.2	72.8	(Tyagi <i>et al.</i> , 2018)
	-	87.6	(Lucian <i>et al.</i> , 2020)
	32.9	67.1	(Dastyar <i>et al.</i> , 2021)
	28.95	72.03	(Pereira de Albuquerque <i>et al.</i> , 2021)
Promedio	30.96	73.838	

La cantidad de FORSU ingresada en la modelación se basó en el porcentaje de sólidos volátiles que generalmente se presentan en la digestión anaerobia, siendo de un 12%; teóricamente se introdujo 100 toneladas/día de FORSU, pero la cantidad

correspondiente de sólidos volátiles fueron 12 toneladas/día de FORSU. Aunado a esto, la cantidad de agua que se suministró al digestor es calculada por la Ecuación [1] (Durán *et al.*, 2018):

$$m_{H_2O} = \frac{H_{ob} - H_{act}}{100 - H_{ob}} \quad [1]$$

Donde:

m_{H_2O} = masa de agua en la FORSU (adimensional)

H_{ob} = porcentaje de humedad objetivo de la FORSU para la digestión seca (%)

H_{act} = porcentaje de humedad real de la FORSU (%)

Considerando un porcentaje de humedad real de la FORSU de 73.838% y una humedad objetivo de 80%, se obtuvo un factor adimensional del 0.3081 que, al multiplicarlo por la cantidad de FORSU basada en el porcentaje de sólidos totales (100 toneladas/día), resultó en 30.81 toneladas de agua por día.

Dentro de la simulación, se requirió la reacción que permite convertir la FORSU en biogás y digestato, por lo que se necesitó desarrollar su fórmula condensada. Para ello, se precisó del promedio del análisis último de FORSU que se encuentra en artículos o investigaciones científicas (C: 40.62±8.81%; H: 6.624±2.55%; O: 37.29±16.65%; N: 2.077±1.08%; S: 0.2339±0.27%). La Tabla 8 presenta las composiciones de la FORSU presentadas por diferentes autores, así como el promedio obtenido.

Tabla 8. Porcentajes en peso de componentes elementales en la FORSU

C	H	O	N	S	Referencia
35.1	4.7	16.1	1.4	0.2	(Y. Yang, Heaven, <i>et al.</i> , 2018)
34.5	4.7	14.4	1.6	0.4	(Y. Yang, Wang, <i>et al.</i> , 2018)

Tabla 8. Porcentajes en peso de componentes elementales en la FORSU
(continuación)

	C	H	O	N	S	Referencia
	38.95	5.44	39.51	1.47	0.12	(Gunamantha, 2020)
	37.1	4.4	30.2	1.6	0.16	(Mayer <i>et al.</i> , 2020)
	43.06	5.98	-	2.16	0.17	
	43.75	15.38	-	3.03	0.72	
	42.65	6.07	-	2.07	0.18	(Pecorini <i>et al.</i> , 2020)
	44.63	6.22	-	2.21	0.14	
	47.8	6.63	-	2.54	0.14	
	35.97	5.37	57.41	1.25	-	
	32.84	4.88	60.82	1.46	-	(Rajendran <i>et al.</i> , 2020)
	35.27	5.33	57.65	1.75	-	
	37.13	5.53	30.68	0.92	-	
	47.03	6.75	32.7	2.58	0.52	(Yong <i>et al.</i> , 2020)
	65.6	8.91	22.83	2.66	-	(Mouftahi <i>et al.</i> , 2021)
	20.7	10.8	67.96	0.54	-	
	42	5.4	21.8	5.57	0.94	(Y. Wen <i>et al.</i> , 2021)
	47.03	6.75	32.7	2.58	0.52	(Yong <i>et al.</i> , 2021)
Promedio	40.62 ± 8.81	6.624 ± 2.55	37.29 ± 16.65	2.077 ± 1.08	0.2339 ± 0.27	

Para obtener la fórmula condensada, también se requirió desarrollar la ecuación de Buswell. De acuerdo con Achinas & Euverink (2016), para formar esta ecuación es necesario encontrar el rendimiento teórico de metano, pudiéndose obtener a partir del conocimiento de los componentes elementales de la materia prima y de su expresión de forma estequiométrica. Al hallar el promedio de los componentes mencionados en la Tabla 8, el primer paso fue establecer las relaciones máxicas presentada en la Ecuación [2].

$$\text{Relación máxica} = \frac{\text{masa del elemento}}{\text{masa atómica del elemento}} \quad [2]$$

$$\text{Relación máxica de carbono} = \frac{40.62}{12.011} = 3.382$$

$$\text{Relación máxica de hidrógeno} = \frac{6.624}{1.008} = 6.573$$

$$\text{Relación máxica de oxígeno} = \frac{37.29}{15.999} = 2.331$$

$$\text{Relación máxica de nitrógeno} = \frac{2.077}{14.007} = 0.1483$$

$$\text{Relación máxica de azufre} = \frac{0.2339}{32.065} = 0.0073$$

A continuación, conforme a Mora (2018), se obtuvieron las relaciones molares n:N, como lo menciona la Ecuación [3], con el propósito de conseguir los valores de las especies respectivas para la fórmula condensada de la FORSU de la Ecuación [4].

$$\text{Relación } n: N = \frac{\text{mol del elemento}}{\text{mol de nitrógeno}} \quad [3]$$

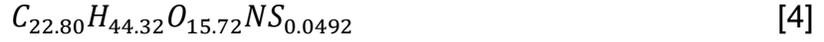
$$C: N = \frac{3.382}{0.1483} = 22.80$$

$$H: N = \frac{6.573}{0.1483} = 44.32$$

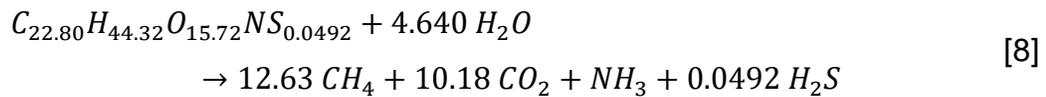
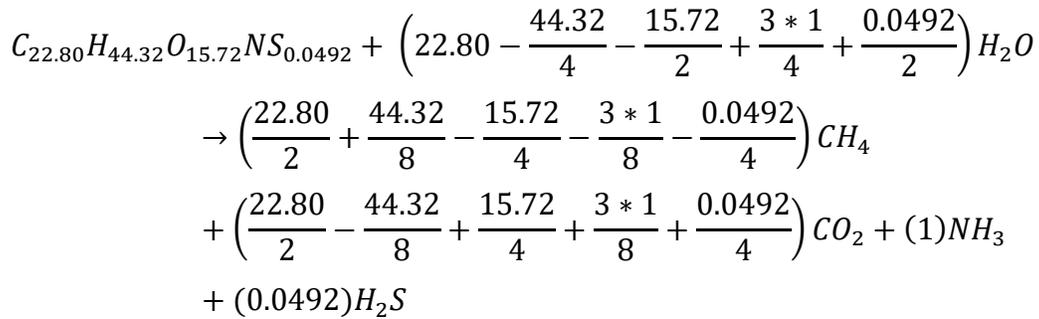
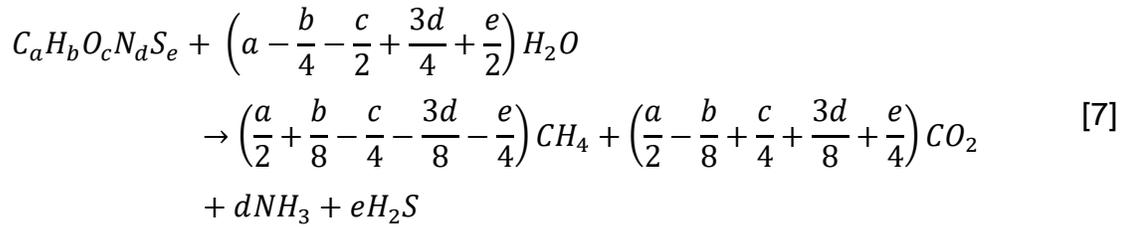
$$O: N = \frac{2.331}{0.1483} = 15.72$$

$$N: N = \frac{0.1483}{0.1483} = 1$$

$$S: N = \frac{0.0073}{0.1483} = 0.0492$$



El siguiente paso fue la sustitución de los valores anteriormente encontrados en la reacción química de Buswell modificada por Boyle [Reacción [7] y [8], así como calcular el peso molar de la FORSU, a través de la Ecuación [5] (Achinas & Euverink, 2016).



$$mm_{CHONS} = 12.011a + 1.008b + 15.999c + 14.007d + 32.065e \quad [5]$$

$$mm_{CHONS} = (12.011 * 22.80) + (1.008 * 44.32) + (15.999 * 15.72) + (14.007 * 1) + (32.065 * 0.0492)$$

$$mm_{CHONS} = 567.47 \frac{g}{mol}$$

Por último, como señala Fagbohunge *et al.* (2016), la Ecuación [6] permitió establecer el rendimiento teórico de metano.

$$T_{CH_4} = \frac{22.4(\frac{a}{2} + \frac{b}{8} - \frac{c}{4} - \frac{3d}{8} - \frac{e}{4})}{12.017a + 1.0079b + 15.999c + 14.0067d + 32.065e} = \frac{L}{g SV} \quad [6]$$

$$= \frac{22.4(\frac{22.80}{2} + \frac{44.32}{8} - \frac{15.72}{4} - \frac{3 * 1}{8} - \frac{0.0492}{4})}{12.017 * 22.80 + 1.0079 * 44.32 + 15.999 * 15.72 + 14.0067 * 1 + 32.065 * 0.0492}$$

$$T_{CH_4} = 0.4754 \frac{L}{g SV}$$

Los datos obtenidos de las anteriores ecuaciones son resumidos en la Tablas 9 y 10.

Tabla 9. Valores de masa y relación molar de la composición elemental de la FORSU

Elementos	Relación másica	Relación molar con nitrógeno n:N
Carbono (C)	3.382	22.80
Hidrógeno (H)	6.573	44.32
Oxígeno (O)	2.331	15.72
Nitrógeno (N)	0.1483	1
Azufre (S)	0.0073	0.0492

Tabla 10. Datos de coeficientes estequiométricos y peso molecular de las especies de la reacción modificada de Buswell

Compuestos	Coefficientes estequiométricos	Peso molar
FORSU	1	585.58
Agua (H_2O)	4.640	18.01
Metano (CH_4)	12.63	16.04
Dióxido de carbono (CO_2)	10.18	44.01
Amoniaco (NH_3)	1	17.03
Sulfuro de hidrógeno (H_2S)	0.0492	34.08

Para modelar una digestión anaerobia mesofílica seca, la temperatura de operación del digestor fue de 36°C, con un tiempo de residencia de 21 días y una corriente llamada “digestato” que permitió separar el lodo anaerobio del biogás obtenido.

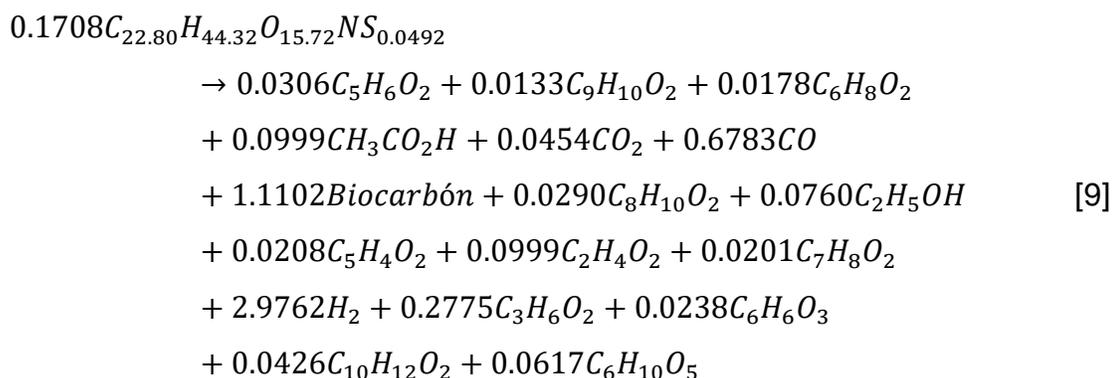
Por último, el digestato que se obtuvo de la digestión anaerobia pasó por un secador de aire a 36°C, evaporando el contenido de nitrógeno, oxígeno y agua, permitiendo su división en digestato sólido y en digestato líquido o percolado.

6.1.2 Pirólisis flash del digestato

En este trabajo el proceso pirolítico implementado fue de tipo pirólisis flash. El proceso se dividió en cuatro partes: transporte de materia prima, reactor de pirólisis, obtención de productos, y calentamiento del gas de síntesis.

La materia prima del proceso pirolítico fue el digestato sólido de FORSU, el cual entró en primer lugar a un transportador de tornillos, permitiendo una mejor alimentación al reactor. A continuación, el digestato pasó al reactor, simulado con el equipo “Caja Genérica” dentro de SuperPro Designer, donde la reacción [9]

permitió desarrollar la pirólisis, siendo una adaptación de la reacción presente en el reactor del ejemplo “Pirólisis de Madera”, el cual se encuentra dentro de la biblioteca de modelos desarrollados por el simulador; la temperatura de reacción fue de 800°C.



Después, para la simulación de los equipos que permitieron la obtención de los productos pirolíticos y el calentamiento del gas de síntesis para su correcto funcionamiento en la biometanización, fue necesaria la incorporación de datos que establecieran las condiciones de operación, siendo la investigación de Thomsen *et al.* (2011) la que instauró las bases de simulación de estos equipos. La obtención de los productos de la pirólisis se desarrolló de la siguiente manera: el biocarbón se separó por un ciclón y un filtrador (dividido en un 90% y 10%, respectivamente), y posteriormente en un condensador, con un temperatura de 40°C, se separó el bioaceite del gas de síntesis. Los datos que permitieron la separación del biocarbón, bioaceite y gas de síntesis, así como la modelación completa de estos equipos, se representan en la Tabla 11.

Tabla 11. Valores para la modelación de equipos de separación de productos en pirólisis flash

Nombre del factor	Valor	Unidad
Ciclón		
Velocidad del gas de entrada	20	m/s
Remoción de partículas	90	% (de todos los sólidos)

Tabla 11. Valores para la modelación de equipos de separación de productos en pirólisis flash (continuación)

Nombre del factor	Valor	Unidad
Filtrador		
Separación de partículas	100	% (de todos los sólidos)
Velocidad lineal	0.013	m/s
Eficiencia del ventilador	80	%
Viscosidad del gas	0.018	cP
Profundidad del filtro	2	cm
Permeabilidad del filtro x 10 ¹¹	0	m ²
Permeabilidad de la partícula x 10 ¹¹	0	m ²
Densidad aparente de capa de partículas	1600	g/L
Condensador		
Condensador	100	% (todo condensable)
Modelo de fase vapor	Gas ideal	
Fase líquida	Mezcla ideal	
Agente enfriador	Agua fría	
Factor de diferencia de temperatura	1	
Coeficiente de transferencia de calor	860.4	W/(m ² .K)
Eficiencia de transferencia de calor	90	%
Temperatura de operación	40	°C
Presión de operación	1.013	bar

Fuente: Thomsen *et al.*, 2011.

Por último, se requiere de un incinerador y un intercambiador de calor después del condensador para el aumento de la temperatura del gas de síntesis, con el fin de recircularlo al reactor de pirólisis, para intercambiar calor con la corriente de digestato sólido, y alcanzar la temperatura requerida de 800°C.

La Tabla 12 recopila las condiciones de operación de los equipos para calentar el gas de síntesis.

Tabla 12. Datos para simulación de incinerador e intercambiador de calor

Dato	Valor	Unidad
Incinerador		
Ajuste de corriente de combustible para combustión completa de residuos	No	
Ajuste de corriente de aire*	60	%
Intercambiador de calor		
Tipo de flujo	Contracorriente	
Coeficiente de transferencia de calor*	1500	W/m ² K

*Thomsen *et al.*, 2011.

6.1.3 Biometanización *in situ* del gas de síntesis

Para la simulación de la biometanización *in situ*, sólo se necesitaron las reacciones 6 y 2 de la sección 2.4.1.2. En este arreglo, el 60% de la corriente de gas de síntesis proveniente de la pirólisis del digestato se recirculó al reactor de digestión anaerobia, siendo de utilidad para el suministro de hidrógeno que requirió el proceso de mejora de metano.

Para la combinación tanto de la corriente de gas de síntesis proveniente del proceso de pirólisis, como la corriente de FORSU con agua, se necesitó de un enfriador que permitió pasar a 25°C el gas pirolítico y así poder establecer un equilibrio térmico a la entrada del digestor anaerobio.

Finalmente, para obtener como producto biometano, se requirió de una torre de absorción que permitió absorber la mayor cantidad posible de los contaminantes presentes en el biogás (95% de NH₃, y 99% de CO₂ y H₂S,). El funcionamiento de la torre fue de la siguiente manera: la columna utilizó agua para poder absorber la mayor cantidad de los componentes no deseados dentro del biogás y obtener biometano de mayor calidad, con base en las diferencias de solubilidades de los compuestos; el agua entró por la parte superior de la columna y salió por la parte inferior, mientras que el biogás entró por la parte de abajo y salió el biometano por la corriente superior; en este trabajo, el CO₂ fue el componente de diseño de la columna.

Para poder simular la columna de absorción, se precisó de datos que SuperPro Designer requirió para su modelación, como la tensión superficial del líquido (0.590 dyn/cm) y su viscosidad en la fase líquida (0.89 cP) y gaseosa (0.015 cP), la difusividad en fase gas (0.016 m²/s) y líquido (0.0870 m²/s) del CO₂, así como la temperatura de la corriente de salida y la presión de la columna (5 atm), los cuales se encontraron en la literatura científica. La Tabla 13 contiene los valores correspondientes para su simulación.

Tabla 13. Datos para simulación de torre de absorción

Dato	Valor	Unidad	Referencia
Especificaciones de absorción			
Amoniaco	95	%	
Dióxido de carbono	99	%	(Mel <i>et al.</i> , 2015)
Sulfuro de hidrógeno	99	%	
Parámetros de diseño			
Tensión superficial del líquido	0.590	dyn/cm	(Jianxin & Yigang, 2009)
Viscosidad de la fase líquida	0.89	cP	(Crittenden <i>et al.</i> , 2012)

Tabla 13. Datos para simulación de torre de absorción (continuación)

Dato	Valor	Unidad	Referencia
Parámetros de diseño			
Viscosidad de la fase gaseosa	0.015	cP	(Lynch, 1989)
Diseño del componente			
Componente	Dióxido de carbono		
Difusividad en fase gas	0.0160	m ² /s	(Wylock & Budzianowski, 2017)
Difusividad en fase líquida	0.0870	m ² /s	
Línea de equilibrio	Ley de Henry		
Especificación de temperaturas de corrientes de salida	Asumir equilibrio térmico		
Presión	5	atm	

6.2 Modelación del proceso

La modelación del proceso comenzó con la introducción de los elementos, compuestos y sustancias en el apartado de “registro de componentes puros”, necesarios para la simulación global de cada proceso.

A continuación, se procedió únicamente a la modelación de la DA mesofílica seca. Dentro del digester anaerobio se introdujo la reacción de digestión anaerobia (Reacción 8) junto con su porcentaje de conversión del reactivo limitante (90% de FORSU). Al digester se conectó una corriente de entrada (materia prima), conteniendo a la FORSU y agua con sus respectivas cantidades, y dos corrientes a

la salida correspondientes al biogás y digestato: la corriente de digestato se conectó el secador. Se corrió la simulación y se identificaron y corrigieron los errores.

Una vez que la simulación de digestión anaerobia fue adecuada, se procedió a la modelación de la pirólisis flash del digestato de FORSU, introduciendo las condiciones de operación de los equipos así como la reacción pirolítica con un 100% de conversión de FORSU. Se dio inicio a resolver la simulación, y los errores encontrados se corrigieron.

Después, se procedió a la simulación de la biometanización *in situ* del gas de síntesis, colocando los equipos necesarios y sus valores de operación. Se adicionaron las reacciones de biometanización al digestor anaerobio, con un 100% de conversión de CO en la hidrogenogénesis carboxidotrófica y 100% de conversión de H₂ en la metanogénesis hidrogenotrófica; se modificaron las fallas obtenidas por correr la simulación.

Por último, se obtuvieron los balances de materia de cada proceso, tanto por componente como por corriente, así como el diagrama de flujo de procesos (DFP) (Figura 9), donde se identifican los procesos de digestión anaerobia-biometanización (azul) y pirólisis (rojo).

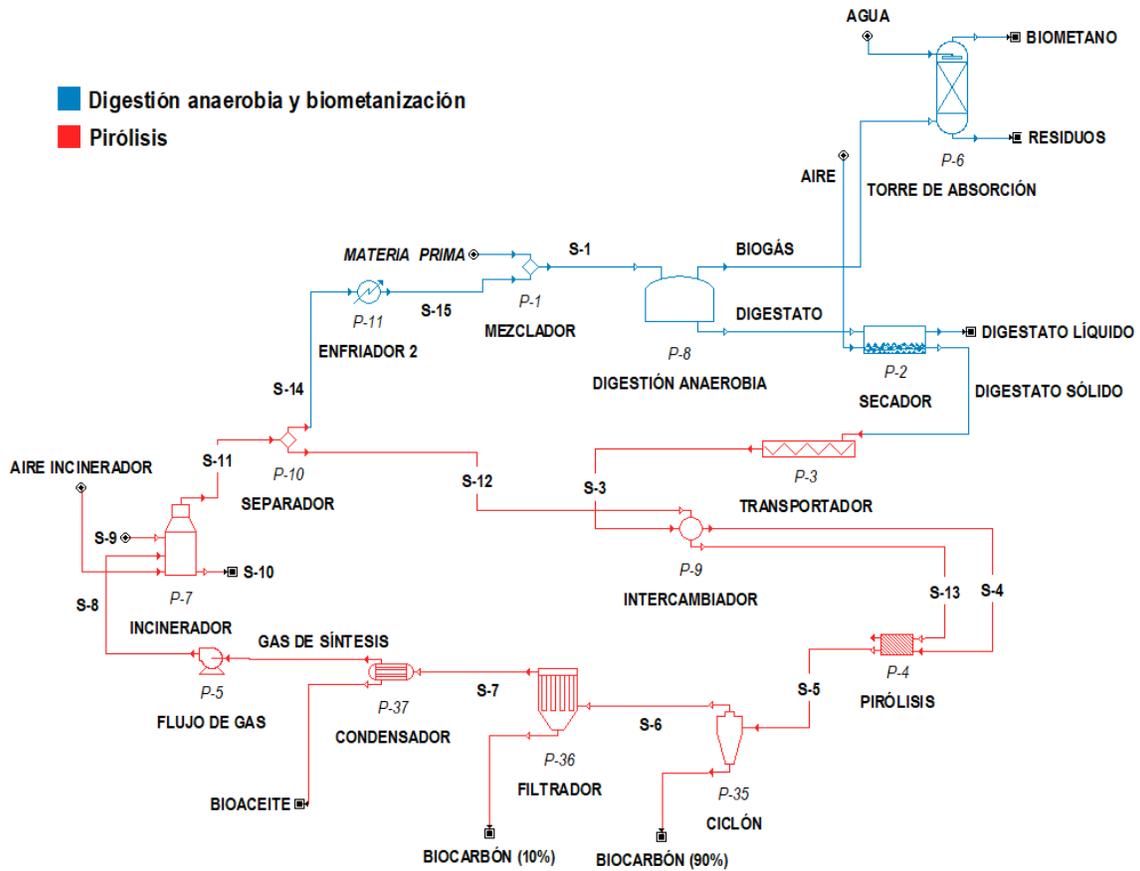


Figura 9. Diagrama de Flujo de Procesos

7 PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

7.1 Balance de Materia

Las Tablas 14 y 15 muestran los balances de materia de los procesos realizados, proporcionados por el programa simulador. La información indica los equipos fuente y destino de cada corriente, así como sus propiedades generales, flujos másicos (totales y por componente) y volumétricos presentes en cada proceso.

Tabla 14. Balance de materia de digestión anaerobia y biometanización.

Proceso	Digestión anaerobia y biometanización										
Corriente	Materia prima	S-15	S-1	Digestato	Aire	Digestato líquido	Digestato sólido	Biogás	Agua	Biometano	Residuos
Equipo fuente	-	P-11	P-1	P-8	-	P-2	P-2	P-8	-	P-6	P-6
Equipo destino	P-1	P-1	P-8	P-2	P-2	P-12	P-3	P-6	P-6	-	-
Propiedades de corriente											
Temperatura (°C)	25	25	25	36	25	115	36	36	25	25	25
Presión (bar)	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	5.07	5.07
Presión (atm)	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	5.00	5.00
Densidad (g/L)	994.7	0.27	38.4	990.7	0.59	0.46	990.7	1.1	994.7	3.32	904.7
Entalpía total (kW-h)	34.2	0.34	34.5	46.4	139.3	39,778.9	1.54	161.0	281,811.4	58.67	281,913.8
Entalpía específica (kcal/kg)	18.2	26.7	18.2	34.6	12.1	117.4	1.11	11.0	25.0	12.8	24.9
Capacidad calorífica (kcal/kg-°C)	0.73	1.07	0.73	0.96	0.48	0.48	0.03	0.31	1	0.52	1

Tabla 14. Balance de materia de digestión anaerobia y biometanización (continuación)

Proceso	Digestión anaerobia y biometanización										
Corriente	Materia prima	S-15	S-1	Digestato	Aire	Digestato líquido	Digestato sólido	Biogás	Agua	Biometano	Residuos
Flujo de componentes (t/d)											
Dióxido de carbono	0.0	0.02	0.02	0.0	0.0	0.0	0.0	8.4	0.0	0.08	8.3
Monóxido de carbono	0.0	0.23	0.23	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Hidrógeno	0.0	0.04	0.04	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Amoniaco	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.31	0.0	0.04	0.30
FORSU	12.0	0.0	12.0	1.20	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Sulfuro de hidrógeno	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.03	0.0	0.0	0.03
Metano	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	0.0	3.8	0.0
Agua	30.8	0.0	30.8	29.3	0.0	29.3	0.0	0.0	9,719.1	0.0	9,719.1
Nitrógeno	0.0	0.0	0.0	0.0	201.1	201.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Oxígeno	0.0	0.0	0.0	0.0	61.0	61.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total (t/d)	42.8	0.29	43.1	30.5	262.1	291.5	1.20	12.5	9,719.1	3.94	9,727.7
Total (m ³ /d)	39.0	985.4	1,024.5	28.0	403,266.2	572,066.6	1.10	10,326.7	9,770.9	1,075.4	10,687.3

Tabla 15. Balance de materia de pirólisis

Proceso	Pirólisis															
	S-3	S-4	S-13	S-5	Biocarbón (90%)	S-6	Biocarbón (10%)	S-7	Bioaceite	Gas de síntesis	S-8	S-9	S-10	S-11	S-12	S-14
Equipo fuente	P-3	P-9	P-9	P-4	P-35	P-35	P-36	P-36	P-37	P-37	P-5	-	P-7	P-7	P-10	P-10
Equipo destino	P-9	P-4	P-4	P-35	-	P-36	-	P-37	-	P-5	P-7	P-7	-	P-10	P-9	P-11
Propiedades de corriente																
Temperatura (°C)	36	2,850	2,863.88	800.75	800.75	800.75	800.75	800.75	40	40	41.75	25	2,969	2,969	2,969	2,969
Presión (bar)	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.03	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01
Presión (atm)	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.02	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Densidad (g/L)	990.7	2.28	0.03	0.16	0.2	0.16	0.2	0.16	1103.4	0.25	0.26	994.7	0.75	0.02	0.02	0.02
Entalpía total (kW-h)	1.54	96.3	1,130.9	1,234.2	254.4	979.7	28.3	951.5	18.0	23.9	24.9	70.0	732.2	3,064.2	1,225.7	1,838.5
Entalpía específica (kcal/kg)	1.11	69.0	5,068.0	762.9	1013.5	716.8	1013.5	710.6	23.0	42.8	44.6	25.1	262.5	5,492.7	5,492.7	5,492.7
Capacidad calorífica (kcal/kg-°C)	0.03	0.01	3.88	0.77	0.56	0.81	0.56	0.82	0.58	1.07	1.07	1	0.03	4.21	4.21	4.21
Flujo de componentes (t/d)																
Dióxido de carbono	0.0	0.0	0.02	0.04	0.0	0.04	0.0	0.04	0.0	0.04	0.04	0.0	0.0	0.04	0.02	0.02
Monóxido de carbono	0.0	0.0	0.15	0.38	0.0	0.38	0.0	0.38	0.0	0.38	0.38	0.0	0.0	0.38	0.15	0.23
Hidrógeno	0.0	0.0	0.02	0.06	0.0	0.06	0.0	0.06	0.0	0.06	0.06	0.0	0.0	0.06	0.02	0.04
FORSU	1.2	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
1,2-ciclopentanodiona	0.0	0.0	0.0	0.04	0.0	0.04	0.0	0.04	0.04	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2-Metoxi-4-vinilfenol	0.0	0.0	0.0	0.02	0.0	0.02	0.0	0.02	0.02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tabla 15. Balance de materia de pirólisis (continuación)

Proceso	Pirólisis															
	S-3	S-4	S-13	S-5	Biocarbón (90%)	S-6	Biocarbón (10%)	S-7	Bioaceite	Gas de síntesis	S-8	S-9	S-10	S-11	S-12	S-14
Flujo de componentes (t/d)																
3-metoxi-2-ciclopenten-1-ona	0.0	0.0	0.0	0.02	0.0	0.02	0.0	0.02	0.02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Ácido acético	0.0	0.0	0.0	0.07	0.0	0.07	0.0	0.07	0.07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Biocarbón	0.0	0.0	0.0	0.24	0.22	0.24	0.02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Creosol	0.0	0.0	0.0	0.05	0.0	0.05	0.0	0.05	0.05	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Alcohol etílico	0.0	0.0	0.0	0.04	0.0	0.04	0.0	0.04	0.04	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Furfural	0.0	0.0	0.0	0.02	0.0	0.02	0.0	0.02	0.02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Glicolaldehído	0.0	0.0	0.0	0.07	0.0	0.07	0.0	0.07	0.07	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Guaiacol	0.0	0.0	0.0	0.03	0.0	0.03	0.0	0.03	0.03	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Hidroxiacetona	0.0	0.0	0.0	0.06	0.0	0.06	0.0	0.06	0.06	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Hidroximetilfurfural	0.0	0.0	0.0	0.04	0.0	0.04	0.0	0.04	0.04	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Isoeugenol	0.0	0.0	0.0	0.08	0.0	0.08	0.0	0.08	0.08	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Hidroximetilfurfural	0.0	0.0	0.0	0.04	0.0	0.04	0.0	0.04	0.04	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Isoeugenol	0.0	0.0	0.0	0.08	0.0	0.08	0.0	0.08	0.08	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Levoglucosano	0.0	0.0	0.0	0.12	0.0	0.12	0.0	0.12	0.12	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Lodo	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Ceniza	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0
Total (t/d)	1.2	1.2	0.19	1.4	0.22	1.2	0.02	1.1	0.67	0.48	0.48	2.4	2.4	0.48	0.19	0.29
Total (m³/d)	1.1	476.4	6,912.4	7,760.8	958.5	6,802.3	106.5	6,695.8	0.55	1,725.0	1,701.1	2.4	3,192.5	17,859.7	7,144.0	10,716.0

7.2 Digestión anaerobia y biometanización

7.2.1 Ruta de reacción

En el proceso de biometanización, las reacciones 2, 3, 4, 5 y 6 del capítulo 5.4.1, se llevan a cabo en conjunto por las bacterias metanogénicas y acetogénicas presentes en el proceso, permitiendo la conversión de CO a CH₄. De acuerdo a investigaciones realizadas por Z. Yang *et al.* (2020), Andreides, Fliegerova, *et al.* (2021), C. Li *et al.* (2021) y Zhang *et al.* (2021), las rutas de hidrogenogénesis carboxidotrófica y metanogénesis hidrogenotrófica (reacciones 6 y 2), son aquellas que al tener mayor proporción de H₂, se observan en los análisis de rutas de conversión, comparándose con las rutas como la acetogénesis carboxidotrófica y metanogénesis acetoclástica encontradas en estudios donde se utiliza una temperatura termofílica y sin tener al hidrógeno de intermediario, por lo que la reacción 6 y 2 son las que están incluidas dentro de la simulación.

El gas de síntesis que provee el hidrógeno necesario para el proceso es un factor fundamental para conocer la vía de conversión. Por ello, en esta simulación el H₂ fue el donador de electrones que permitió la conversión de CO en CO₂ y posteriormente en metano y agua. Sin embargo, esto puede propiciar cambios en el pH, mismos que pueden ser amortiguados al aumentar la cantidad del inóculo (C. Li *et al.*, 2021) o agregando un *buffer* al proceso.

7.2.2 Rendimiento de metano

Los valores de los productos obtenidos por el proceso de DA y biometanización se encuentran en la Tabla 14.

Debido a que el análisis elemental de la FORSU suele arrojar diferentes resultados dependiendo de la temporada en la cual se realiza el muestreo, la fórmula condensada presenta variaciones y, por consiguiente, el rendimiento de metano también puede oscilar. Para esta simulación el resultado del rendimiento teórico de metano es:

$$T_{CH_4} = 475.44 \frac{mL}{g SV}$$

Algunos estudios de digestión anaerobia con FORSU, como el trabajo presentado por Mu *et al.* (2018), mostró un rendimiento de metano de 444.6 mL/g SV, con un porcentaje de sólidos totales de 34.8%, y un porcentaje de contenido de metano del 62.5%. En la investigación de Fisgativa *et al.* (2016), el rango de PBM de 102 muestras de FORSU estudiadas es entre 397.3 y 522 mL/g SV, mientras que en la recopilación de estudios de Ahmed *et al.* (2021), el rendimiento de metano promedio fue de 278-350 mL/g SV, y la cantidad máxima de rendimiento del mismo fue entre 370-550 mL/g SV, con condiciones de operación mesofílicas, termofílicas y con temperaturas en fases. Por último, Song *et al.* (2021) demostraron que, al estudiar una digestión anaerobia seca con diferentes composiciones orgánicas de sustratos, como ricos en carbohidratos, proteínas y lípidos, dan como resultado un potencial de producción de metano de 53.32, 335.35 y 642.67 mL CH₄/g SV, y un rendimiento de CH₄ de 9.9%, 59.4% y 78.6%, respectivamente.

En general, utilizar condiciones de operación secas, puede provocar una baja eficiencia de transferencia de masa de gas a líquido, una baja producción de biogás y, por lo tanto, de metano. No obstante, hay un parámetro que podría incrementar el rendimiento de metano, siendo éste el aumento de la tasa de recirculación de gas de síntesis, lo que conlleva a que el hidrógeno presente en él permita que los metanógenos hidrogenotróficos en la DA se acoplen a las condiciones de operación, siendo arqueas que no son afines a consumir CO₂ (Agneessens *et al.*, 2017), y así se pueda lograr una mayor cantidad de biometano.

En la simulación realizada, se recirculó gas de síntesis al digester anaerobio con una composición de 80.4%, 18.3% y 1.2% de hidrógeno, monóxido de carbono y dióxido de carbono, respectivamente (Tabla 16), de la misma manera en la que se observa un flujo de biogás de 16.96 kmol/h y biometano de 9.16 kmol/h; la relación establecida de H₂/CO₂ es de 4:1, con respecto a lo observado en la reacción de metanogénesis hidrogenotrófica del capítulo 5.4.1.1.

Tabla 16. Composición y flujo molar del gas de síntesis, biogás y biometano

Compuesto/Flujo	Valor	Unidad
Gas de síntesis		
Dióxido de carbono	1.23	%
Monóxido de carbono	18.3	%
Hidrógeno	80.4	%
Biogás		
Flujo	18.70	kmol/h
Metano	53.4	%
Biometano		
Flujo	9.16	kmol/h
Metano	98.8	%

Como se mencionó anteriormente, la cantidad que se encuentra de hidrógeno, en mayor proporción, logra consumir el monóxido de carbono disponible, y, junto con la reacción condensada que tiene como reactivos FORSU y agua, permiten que se obtenga un alto porcentaje de biometano. Con relaciones mayores de H_2/CO_2 de 6:1 se ha observado una mejora de CH_4 en el biogás de 59.4% a 100% (Agneessens *et al.*, 2017). No obstante, el incremento en la relación mencionada debe ser limitada, debido a que, al sobrepasar la cantidad adecuada, conseguiría inhibir a los metanógenos y así, decrecer la cantidad de metano presente en el biogás. Estudios, como el realizado por C. Li *et al.* (2020) consiguió un 50% de metano al utilizar una relación de $CO_2:CO:H_2$ de 1:1:1 en el gas de síntesis. Y. Li *et al.* (2020), alcanzaron un 48.4% de metano con 14.4 L/d de gas de síntesis, mientras que al incrementar el flujo de gas a 28.8 L/d, bajó a 44.7%, a condiciones mesofílicas. En el trabajo de Y. Li *et al.* (2021) al aumentar la cantidad de gas pirolítico, se logra lo siguiente: con 1, 4 y 5 mL/min de CO_2 , CO y H_2 , se incrementa de 43.2% a 49.7% el metano, en tanto que con 2, 8 y 10 mL/min, crece el porcentaje de metano de 44 a 46.5%. De modo que al obtener un biometano de alta calidad, puede tener distintas aplicaciones, las más importantes de ellas son la inyección en la red de gas natural,

y como biocombustible para vehículos pesados, abasteciendo al transporte de larga distancia (Nguyen *et al.*, 2021); (Northern Gas Networks, 2020).

Adicional al porcentaje mencionado de metano, el perfil del biogás obtenido por la digestión anaerobia simulada contiene amoníaco (4.1%), dióxido de carbono (42.3%) y sulfuro de hidrógeno (0.20%). La cantidad alcanzada de NH₃ y H₂S demuestra que el proceso se llevó a cabo en condiciones donde los contaminantes principales no interfieren para conseguir biometano de alta calidad, mientras que el porcentaje alto de CO₂ se debe a la vía de biometanización utilizada. En el estudio realizado por Ravindran *et al.* (2022), al utilizar ensilaje de pasto se obtuvo CO₂ (41.1%) y H₂S (0.00042%). Por su parte Abd *et al.* (2021) modelaron un biogás de 59% de CH₄, 40% de CO₂ y 1% de NH₃, obteniendo un biometano mayor al 95% . Por lo tanto, la calidad obtenida de biogás de acuerdo a su alto contenido de metano presente en éste y un bajo porcentaje de amoníaco y sulfuro de hidrógeno, tiene aplicaciones como la generación de electricidad, calentamiento de alimentos y la demanda de energía de diferentes industrias (Mhd Syahri *et al.*, 2022; Obaideen *et al.*, 2022).

Además del porcentaje de biometano, en los datos obtenidos por la modelación se observa que sólo el proceso de digestión anaerobia produce 101.27 m³ biogás/t de FORSU al día, en tanto que al suministrar el gas pirolítico se obtuvo 103.27 m³ biogás/t de FORSU, ambos resultados con base en el porcentaje de sólidos totales. Se analizó que la cantidad obtenida depende en su mayoría de la FORSU y agua que se suministra al digestor, debido a que respetan la relación estequiométrica establecida por la ecuación de Buswell; al incrementar o disminuir demasiado la cantidad de FORSU (de acuerdo al porcentaje de sólidos totales), provoca que las reacciones de la DA y biometanización no reciban la proporción necesaria de los reactivos, impactando directamente en la cantidad de agua suministrada y el gas de síntesis recirculado, ocasionando una variación en el proceso global.

En diferentes investigaciones se abordan las cantidades obtenidas de biogás a escala industrial o comercial, como es el caso del trabajo de Seruga *et al.* (2020), que obtuvieron 111.1 y 105.3 m³/t de FORSU, así como un porcentaje de metano

entre 58-60% y 51-53%, si la fuente es por recolección separada o mecánicamente segregada, respectivamente. T.A.S *et al.* (2020), obtuvieron 73.8 y 60.8 m³/d de biogás, a 38°C y 1 atm, al utilizar solamente FORSU en un reactor y su combinación con lixiviado de vertederos en otro reactor, respectivamente. Por último, en el artículo de Le Pera *et al.* (2021). se mencionan diferentes tecnologías comerciales que utilizan FORSU como materia prima. Dentro de las empresas que manejan condiciones de operación secas y obtienen biogás, Valorga consigue entre 80-180 m³/t a temperaturas mesofílicas, Kompogas genera 130-150 m³/t entre 50-60°C, mientras que Dranco alcanza producciones entre 100-200 m³/t a temperaturas mesofílicas. Estas investigaciones permiten comprender que los resultados de biogás obtenidos en la simulación se encuentran dentro del rango a escala industrial, utilizando las cantidades correctas de FORSU y agua.

7.2.3 Columna de absorción

A través de la columna de absorción con adición de agua, la simulación otorgó los resultados de la corriente “Biometano” de la Tabla 14, así como el porcentaje de biometano observado en la Tabla 16. El porcentaje conseguido de biometano depende de la cantidad absorbida de los contaminantes del biogás. Sin embargo, el aspecto más importante a analizar es el porcentaje de absorción que logra el agua y el dióxido de carbono. El CO₂ es el compuesto más apto para ser el componente de diseño al tener una mayor solubilidad en agua, comparada con el sulfuro de hidrógeno, pero necesita presiones entre 7.9 y 11.8 atm para mejorarla (Budzianowski *et al.*, 2017); manejando presiones de 4.9 y 9.9 atm, se llega a un porcentaje de dióxido de carbono absorbido y de contenido de biometano en porcentaje molar de aproximadamente 88% y 99.9%, y entre 89.9% y 97%, respectivamente (Abu Seman & Harun, 2019). El incremento de la relación de gas/líquido (G/L), provoca que el CO₂ presente en el biogás sea mayormente absorbido, aunque tiene un efecto de decrecimiento en el pH del agua y, por consecuencia, en la cantidad de H₂S removida, siendo una absorción de 2.33% al tener un flujo de gas y líquido de 0.16 m³/min y 25 L/min, respectivamente (Ou *et al.*, 2020). Dentro de la simulación, se obtuvo una remoción del 99% de dióxido de

carbono y sulfuro de hidrógeno, así como del 95% de amoníaco, al utilizar una presión dentro de la columna de 5 atm, por lo que la torre de absorción tuvo un buen funcionamiento, el agua cumplió su función al absorber en su mayoría al sulfuro de hidrógeno y amoníaco del biogás, sin requerir presiones altas dentro del sistema obteniendo biometano de alta calidad.

7.2.4 Secado de digestato

Empleando una temperatura de 36°C dentro del secador, se obtuvo una eficiencia del 84.9%, porcentaje otorgado por la simulación, con el nitrógeno, oxígeno y agua, como los materiales seleccionados dentro del equipo para evaporarse. Sin embargo, la corriente de “digestato sólido” no mostró residuos de agua, por lo que se introdujo el digestato completamente seco al reactor de pirólisis; tampoco expuso cantidades de nitrógeno y sulfuro, lo que permite que en el proceso de pirólisis no haya presencia de óxidos de nitrógeno (NO_x) o la formación de H₂S, compuestos causantes de la inhibición del proceso de biometanización.

Los investigadores Singlitico *et al.* (2020) alcanzaron el 90% de materia seca cuando el digestato de residuos verdes pasó por el secador, así como una reducción del 27.7% del digestato. Awiszus *et al.* (2018), detectaron que, al manejar una temperatura de 45°C, se obtuvo una materia seca del 90%, y una disminución de aproximadamente el 50% del contenido total de nitrógeno. Gardoni & Guarino (2016), obtuvieron una reducción del peso del digestato del 70% después del proceso de secado, y una disminución del 70% del nitrógeno, a una temperatura de 70°C. Por lo tanto, el porcentaje del 100% de digestato seco, libre de agua, conseguido en la simulación, se respalda en los datos experimentales obtenidos por los investigadores mencionados.

En cuanto a la fracción líquida de la simulación, no se logró recircular el digestato líquido al reactor anaerobio debido a la diferencia de fases que tiene el digestato con el gas de síntesis y la FORSU; el mezclar las tres corrientes mencionadas conlleva el uso de más equipos que permitan cambiar las propiedades físicas de los compuestos y, en consecuencia, un mayor consumo energético total. Sin embargo,

esta fracción del digestato contiene una alta cantidad de nitrógeno que se puede enviar a un proceso, el cual permita eliminar el amoníaco del sistema y provocar el cambio de fase del digestato (de líquido a gaseoso), para que el gas generado se depure con aire y combine con ácido sulfúrico, con la finalidad de recuperar sulfato de amonio, fertilizante comercial (Battista & Bolzonella, 2019). No obstante, al no conocer la cantidad exacta de nitrógeno dentro de la fracción líquida de digestato, porque en la corriente de la simulación sólo existe aire y agua, no es posible determinar el potencial del percolado.

Se ha demostrado en algunas investigaciones que a medida que es mayor la cantidad de nitrógeno presente en la fracción líquida, se tienen mejores aptitudes del remanente como fertilizante. En experimentos realizados por Ting *et al.* (2020), se obtuvo una concentración de 3635 mg/L de nitrógeno amoniacal total en el percolado de FORSU, la más alta de su experimentación, a temperatura mesofílica (37 °C), mientras que Dastyar *et al.* (2021), demostraron que los niveles más altos de nitrógeno amoniacal total presentes en el digestato de FORSU fueron de 4136, 3130 y 3330 mg/L en tres reactores diferentes con relaciones de 1, 2 y 3 de kg SV FORSU/kg SV inóculo, respectivamente; la digestión anaerobia se llevó a cabo a 35°C, y los autores concluyen que las cantidades anteriormente mencionadas sirven para amortiguar el proceso anaerobio.

Ahora bien, la recopilación de datos realizada por Guilayn *et al.* (2019), encontró que el digestato de FORSU entra dentro del grupo de materias primas no fibrosas (tipo 5), con un porcentaje de materia seca del 3.3%, y una alta cantidad de nitrógeno amoniacal total de 125 g/kg de materia seca. Por otra parte, este estudio muestra que entre Francia y la Unión Europea hay diferencias entre los requerimientos para ser un fertilizante líquido o abono, dependiendo del porcentaje disponible en la muestra de materia seca, nitrógeno total, fósforo y potasio totales, así como mencionar que la mayoría de los digestatos, sin importar su procedencia, son aptos para ser fertilizantes después de someterse a un post-tratamiento. Sin embargo, los autores recalcan que el digestato de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos es difícil de valorizar, a causa de la poca atención científica, pero

existen soluciones actuales como la recuperación de polímeros orgánicos solubles para ser bioestimulantes, así como ser una capa superior en vertederos para remover nitratos de lixiviados recirculados mediante desnitrificación y adsorción; en caso de tener materia seca mayor al 20%, podría tener un secado térmico y utilizarse en compostaje.

7.3 Pirólisis

7.3.1 Reactor de pirólisis

El reactor de pirólisis utilizado en SuperPro es diferente al mostrado en las investigaciones y estudios que abordan el proceso en solitario, como los presentados por Thomsen *et al.* (2011), Maldonado (2017) y Bakari *et al.* (2020). Sin embargo, se logró obtener los productos de pirólisis correspondientes sin utilizar intercambiadores de calor y reactores en serie para el proceso; el desarrollo de la pirólisis se realizó con una sola reacción y no fue necesario recurrir a datos cinéticos o separación de la materia prima en hemicelulosa, celulosa y lignina, como es el caso de la información requerida por los trabajos de los autores mencionados. Por esta razón, la reacción pirolítica se basó en la simulación realizada por Misailidis & Petrides (2021), quienes utilizan biomasa de madera como producto de la reacción; en estudios realizados por otros autores (Álvarez-Álvarez *et al.*, 2018; Huang & Jin, 2019; Rutiaga *et al.*, 2020; Tursunov & Abduganiev, 2020), se menciona el análisis último de la biomasa de madera y, al compararlo con el promedio del análisis último de la FORSU en este trabajo (Tabla 8), se encontró que tienen porcentajes similares de C, H, O, N y S, indicando que los productos de la reacción de pirólisis de biomasa de madera también se pueden utilizar para simular el proceso termoquímico mencionado, sin alteraciones que provoquen el fallo de la modelación, y con un mejor entendimiento del proceso.

Como se alude en el capítulo 5.3.1.3, la temperatura es un factor fundamental en alcanzar altos porcentajes de gas de síntesis. En las simulaciones analizadas en SuperPro con respecto a la pirólisis (Thomsen *et al.*, 2011; Maldonado, 2017; Bakari *et al.*, 2020), se utiliza el gas de síntesis, a través de su recirculación, como medio

de calor para incrementar la temperatura del reactor pirolítico y obtener los productos deseados. Entre mayor es la temperatura de pirólisis, mayor es el porcentaje que se obtiene de gas de síntesis, debido a la cantidad de carbono presente en la materia prima, así como los enlaces químicos existentes entre la hemicelulosa, celulosa y lignina; la FORSU, al ser un sustrato con alto porcentaje de carbono y lignina (descritos en la Tabla 8 y 1, respectivamente), necesita de temperaturas altas para su descomposición, por lo que la pirólisis flash es un buen procedimiento para la conversión de su digestato. Sin embargo, no hay análisis recientes en la literatura científica que aborden el tema de pirólisis flash enfocado en la conversión de biomasa o digestatos de procesos biológicos para un mayor porcentaje de gas pirolítico, por lo que no es posible tener una referencia en este caso particular.

Se eligió que el reactor pirolítico alcanzara una temperatura de 800°C al ser el límite inferior del intervalo de temperaturas que permite la pirólisis flash, aunque eso no impidió lograr que el gas de síntesis sirviera para el proceso de biometanización y como recirculación para calentar el reactor, con ayuda del incinerador. La temperatura mencionada permitió obtener un 17.2% de biocarbón y 48.3% de bioaceite del total de la corriente S-5 de la simulación, es decir, a pesar de que este tipo de proceso es implementado comúnmente para obtener una mayor cantidad de bioaceite, el aumento de temperatura provoca que la reacción sea muy rápida y favorezca el sobrecraqueo de los vapores que se condensan, conduciendo al incremento de la cantidad de gas pirolítico y la disminución del bioaceite. De lo contrario, si se hubiera seleccionado una temperatura menor, ocasionaría un decremento en el rendimiento de gas de síntesis, provocando una menor cantidad de metano en el biogás de digestión anaerobia

7.3.2 Gas de síntesis

La modelación permitió obtener un flujo de gas de síntesis de 1725 m³/d a 40°C y 1 atm (Tabla 15), donde los porcentajes alcanzados de sus componentes dependen de los coeficientes estequiométricos de la reacción de pirólisis, los cuáles fueron 2.9762, 0.6783 y 0.0454 de hidrógeno, monóxido de carbono y dióxido de carbono,

respectivamente. Por lo cual, el H₂ fue el elemento en mayor presencia del gas pirolítico, seguido del CO; algunos autores (Akubo *et al.*, 2019) han concluido que una mayor cantidad de hidrógeno obtenida es causa de un porcentaje alto de lignina en la materia prima y también se debe a la presencia de grupos metoxilos (metoxi-O-CH₃) en la estructura de la lignina dentro de los hidrocarburos obtenidos en la pirólisis que, al aumentar la temperatura, mejoran el rendimiento del proceso y del gas.

En general, el proceso de pirólisis permitió conseguir un 34.5% de gas de síntesis, donde un 60% del total obtenido de gas fue destinado para la biometanización dentro del digestor anaerobio, y el 40% restante fue recirculado para el calentamiento del reactor pirolítico. Los porcentajes de separación del gas se determinaron de tal manera que existiera una mayor cantidad disponible para el proceso de mejora de metano y, al mismo tiempo, permitir el incremento de temperatura deseada sin aumentar demasiado la temperatura dentro del incinerador y, con esto, prevenir el crecimiento del consumo energético.

7.3.3 Potenciales aplicaciones del bioaceite y biocarbón

Los productos pirolíticos sólidos y líquidos tienen una gran variedad de aplicaciones dentro de diferentes tipos de industrias, con el fin de mejorar los procesos y crear completamente una economía circular.

El biocarbón, de acuerdo con G. Wang *et al.* (2018), aumenta la tasa máxima de producción de metano entre 22-40% al tener una dosis de 15 g/L de biocarbón, mejorando la transferencia de electrones en residuos orgánicos complejos. Por su parte, en el trabajo de J. Ma *et al.* (2019), el biocarbón provocó un incremento del 12% en la producción de metano (promedio de 0.19 L/gSV), al ayudar a las bacterias metanogénicas a no inhibirse durante el proceso a causa de la estimulación de la transferencia directa de electrones presente; también ocasionó una tasa de hidrólisis más rápida al verse reflejado en una mayor cantidad de nitrógeno amoniacal total (5 g/L), provocando la estabilidad del proceso al neutralizar los AGV's.

Por otro lado, el biocarbón también presenta otros usos, sobre todo agrícolas. Conforme a varios autores (Oni *et al.*, 2019), ha sido utilizado como fertilizante para tierras con pH ácido, debido a la variación de los iones Ca^{2+} dentro del material, aumentando su pH y la capacidad de retener agua, reduciendo la erosión del suelo. Asimismo, ocasiona el incremento de nitrógeno y fósforo total, disminuyendo el aluminio dentro de las plantas y mejorando sus raíces; al contener cetonas, dioles y carboxílicos, permite la adsorción de manganeso y aluminio de suelos con pH ácido, y plomo y cadmio en suelos contaminados con metales pesados. Se ha encontrado que el biocarbón tiene una eficiencia del 96% al eliminar el sulfuro de hidrógeno, debido a la adsorción de humedad presente en el sólido, a través de grupos OH^- y COOH^- que se unen al H_2S , formando SO_4^{2-} , benéfico para las plantas. Los resultados anteriores permiten comprender la utilidad del biocarbón como producto final y como materia prima o estimulante de procesos anaerobios y, analizando su viabilidad económica, se obtienen datos de venta de 220 dólares/tonelada proviniendo de pirólisis a 300°C , así como de 280 dólares/tonelada con pirólisis de 450°C . En el presente trabajo, al obtener un flujo total de biocarbón de 0.240 t/d, se estaría obteniendo 67.2 dólares por tonelada al día, al contemplar el precio de temperatura de pirólisis más elevada.

En cuanto al bioaceite, se han realizado experimentos con su adición en la digestión anaerobia (C. Wen *et al.*, 2020), teniendo como resultados la inhibición de metano al agregar 1 g/L, mientras que con 0.1 g/L, el biogás se componía de aproximadamente 24% de CH_4 ; estos resultados se deben a la cantidad de ácido acético presente en el líquido, que son provocados por el tipo de biomasa utilizada, en este caso, una materia prima rica en celulosa y hemicelulosa. Sin embargo, al probar la unión de bioaceite y biocarbón, se produjo metano desde el día uno, así como una disminución de la toxicidad del líquido pirolítico por la presencia del biocarbón y un mayor aumento en la producción de biogás.

Otro estudio, realizado por Zhou *et al.* (2019), revela que al pretratar el bioaceite por medio de un proceso llamado “sobreenalado”, incrementa el rendimiento total de biogás, con aproximadamente 65 mL de biogás/mL de bioaceite, en comparación al

utilizar el líquido sin tratamiento ante de la DA, con 5 mL de biogás/mL de bioaceite; en este mismo estudio también se demostró que a mayor cantidad de líquido pirolítico, menor rendimiento de biogás y mayor producción de ácidos grasos volátiles y metano, es decir, al aumentar de 6% a 18% de bioaceite, se obtuvo entre un 50% a 60% de CH₄, pero el rendimiento de biogás bajó de aproximadamente 33 a 18 mL/mL de bioaceite.

No obstante, este producto líquido, al igual que el biocarbón, tiene sus ventajas al venderse individualmente, teniendo un costo de venta por arriba de 18 dólares/tonelada (Brigagão *et al.*, 2019); si es en cantidad volumétrica, su precio es de aproximadamente 0.27 dólares/litro cuando es un producto crudo, y de 0.77 dólares/litro cuando se somete a un proceso de mejora (van Schalkwyk *et al.*, 2020). Para la simulación de este trabajo se obtuvo 0.67 t/d de bioaceite y, al contemplar los datos económicos y sus restricciones, se obtendría 12.1 dólares por tonelada al día al vender el líquido pirolítico.

Por lo tanto, los resultados muestran un mejor beneficio económico al vender el biocarbón, en lugar del bioaceite, aunque al vender los dos como productos finales, tendría un mejor aprovechamiento de los procesos. Sin embargo, también se podrían incluir dentro de la digestión anaerobia para estabilizar el pH y estimular el rendimiento de metano, formando un proceso completo de economía circular.

8 CONCLUSIONES

El objetivo general de esta tesis fue plantear un diseño conceptual para acoplar procesos de digestión anaerobia de FORSU, pirólisis de digestato y biometanización del gas de síntesis. A través de su simulación en SuperPro Designer, se obtuvo como resultado biometano de alta calidad, con un porcentaje molar del 98%, mismo que podría ser apto para la inyección en la red de gas natural, y como biocombustible para vehículos pesados, abasteciendo al transporte de larga distancia.

Se logró realizar la simulación de los procesos biológicos y termoquímicos, a través del desarrollo del diagrama de flujo de procesos, con el fin de establecer las bases en la literatura científica del acoplamiento de estas tecnologías en SuperPro Designer.

Se determinaron los balances de materia de los procesos integrados, identificando una mayor cantidad de biogás obtenida con la integración de procesos (103.27 m^3 biogás/t de FORSU) que con su desempeño individual (101.27 m^3 biogás/t de FORSU al día).

El perfil del biogás obtenido por el acoplamiento de la DA mesofílica seca a partir de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y la biometanización *in situ* del gas de síntesis fue de 53.4% de metano, 42.3% de dióxido de carbono, 4.11% de amoníaco y 0.20% de sulfuro de hidrógeno, que puede ser empleado para la generación de electricidad, calentamiento de alimentos, la demanda de energía de diferentes industrias y aplicado para la obtención de biometano de alta calidad a partir de su tratamiento y/o enriquecimiento a través del lavado de agua.

Los porcentajes molares que se obtuvieron de gas de síntesis, bioaceite y biocarbón, fueron de 34.5%, 48.5% y 17.2% respectivamente, mientras que el perfil de gas de síntesis fue de 80.4%, 18.3% y 1.2% de hidrógeno, monóxido de carbono y dióxido de carbono, respectivamente, por medio de la pirólisis flash del digestato de FORSU, determinando que las rutas dominantes de biometanización fueron la hidrogenogénesis carboxidotrófica y metanogénesis hidrogenotrófica.

Finalmente, se compararon los resultados obtenidos de los procesos de DA y pirólisis con los reportados en la literatura científica de los procesos individuales, logrando ser la primera modelación en su tipo en integrar dos procesos bioquímicos y un proceso termoquímico con perspectiva de economía circular y analizando la pirólisis flash enfocada en la obtención de gas de síntesis a partir de un solo reactor.

9 RECOMENDACIONES

Es importante aclarar algunos aspectos sobre la simulación, con el propósito de encontrar áreas de mejora a partir de las limitaciones existentes en el proceso.

Para futuras simulaciones se sugiere hallar la relación estequiométrica exacta del sustrato a utilizar, a partir de un análisis elemental, tanto para la digestión anaerobia como para la pirólisis, considerando sus propiedades físicas y químicas.

Con la finalidad de obtener en la simulación un digestato líquido que contenga las propiedades que experimentalmente se consiguen (una fracción rica en nitrógeno y potasio), se deberían implementar otras vías de simulación para saber si puede lograrse, como es el caso de utilizar datos cinéticos que permitan la separación de la materia prima en celulosa, hemicelulosa y lignina. También se puede recurrir a la investigación de reacciones que en sus productos contengan los elementos ya mencionados, para que ambas fracciones del digestato tengan los mismos componentes. Todo lo anterior con el motivo de poder aprovechar en su totalidad tanto el digestato sólido como el percolado, ya sea reutilizándolos dentro del proceso o vendiéndolos, de acuerdo a sus propiedades, como fertilizantes.

Se sugiere utilizar otros métodos de mejora de metano (absorción química, torres con catalizadores metálicos, separación de membranas, separación criogénica, etc.) en lugar de la torre de absorción de agua, para observar si existe la posibilidad de obtener CH₄ más puro y, en caso de una realización de análisis económico, permitir una reducción de costos en el sistema.

Posteriormente, se puede considerar la recirculación del biocarbón y bioaceite dentro de la digestión anaerobia, para conocer cómo impacta su adición en el proceso y compararlo con los resultados existentes en la literatura.

Por último, se recomienda llevar a cabo un análisis económico, energético y ambiental, con el propósito de determinar la rentabilidad del proceso general para poder aplicarlo a escala industrial, así como su impacto al medio ambiente, a través de la realización de un Análisis de Ciclo de Vida.

10 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abd, A., Othman, M., & Helwani, Z. (2021). Unveiling the critical role of biogas compositions on carbon dioxide separation in biogas upgrading using pressure swing adsorption. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1, 3. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-02106-4>
- Abu Seman, N., & Harun, N. (2019). Simulation of pressurized water scrubbing process for biogas purification using Aspen Plus. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 702(1). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/702/1/012040>
- Achinas, S., & Euverink, G. J. W. (2016). Theoretical analysis of biogas potential prediction from agricultural waste. *Resource-Efficient Technologies*, 2(3), 143–147. <https://doi.org/10.1016/j.refit.2016.08.001>
- Aghel, B., Behaein, S., Wongwises, S., & Shadloo, M. S. (2022). A review of recent progress in biogas upgrading: With emphasis on carbon capture. *Biomass and Bioenergy*, 160, 106422. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2022.106422>
- Agneessens, L. M., Ottosen, L. D. M., Voigt, N. V., Nielsen, J. L., de Jonge, N., Fischer, C. H., & Kofoed, M. V. W. (2017). In-situ biogas upgrading with pulse H₂ additions: The relevance of methanogen adaption and inorganic carbon level. *Bioresource Technology*, 233, 256–263. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.02.016>
- Ahmed, B., Tyagi, V. K., Aboudi, K., Naseem, A., Álvarez-Gallego, C. J., Fernández-Güelfo, L. A., Kazmi, A. A., & Romero-García, L. I. (2021). Thermally enhanced solubilization and anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Chemosphere*, 282, 131136. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131136>
- Akubo, K., Nahil, M. A., & Williams, P. T. (2019). Pyrolysis-catalytic steam reforming of agricultural biomass wastes and biomass components for production of hydrogen/syngas. *Journal of the Energy Institute*, 92(6), 1987–1996. <https://doi.org/10.1016/J.JOEI.2018.10.013>

- Alalwan, H. A., Alminshid, A. H., & Aljaafari, H. A. S. (2019). Promising evolution of biofuel generations. Subject review. In *Renewable Energy Focus* (Vol. 28, pp. 127–139). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.ref.2018.12.006>
- Álvarez-Álvarez, P., Pizarro, C., Barrio-Anta, M., Cámara-Obregón, A., Bueno, J. L., Álvarez, A., Gutiérrez, I., & Burslem, D. F. R. P. (2018). Evaluation of tree species for biomass energy production in Northwest Spain. *Forests*, 9(4), 1–15. <https://doi.org/10.3390/f9040160>
- Alvira, D. (2018). *Craqueo y reformado de vapores de pirólisis en un lecho de biochar como catalizador de bajo coste* [Tesis de Maestría, Universidad de Zaragoza]. <https://zaguan.unizar.es/record/76212>
- Amenaghawon, A. N., Anyalewechi, C. L., Okieimen, C. O., & Kusuma, H. S. (2021). Biomass pyrolysis technologies for value-added products: a state-of-the-art review. *Environment, Development and Sustainability*, 23, 14324–14378. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01276-5>
- Andreides, D., Bautista, J. I., Bartackova, J., Pokorna, D., & Zabranska, J. (2021). A novel two-stage process for biological conversion of syngas to biomethane. *Bioresource Technology*, 327, 124811. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124811>
- Andreides, D., Fliegerova, K., Pokorna, D., & Zabranska, J. (2021). Biological conversion of carbon monoxide and hydrogen by anaerobic culture: Prospect of anaerobic digestion and thermochemical processes combination. *Biotechnology Advances*, 58, 107886. <https://doi.org/10.1016/J.BIOTECHADV.2021.107886>
- Antolí, A., Milner, S., & Puchades, L. (2021). *Gas renovable. El futuro de la energía y el medio ambiente*. (1ra ed., Vol. 1). Fundación Naturgy. <https://www.fundacionnaturgy.org/gas-renovable-el-futuro-de-la-energia-y-el-medio-ambiente/110/>
- Aryal, N., Odde, M., Bøgeholdt Petersen, C., Mørck Ottosen, L. D., & Wegener Kofoed, M. V. (2021). Methane production from syngas using a trickle-bed

- reactor setup. *Bioresource Technology*, 333, 125183. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125183>
- Asimakopoulos, K. (2019). *Biomethanation of synthesis gas in trickle bed reactors* [Tesis de Doctorado, Technical University of Denmark]. https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/199903557/PhD_Dissertation_final_Konstantinos_Asimakopoulos.pdf
- Awais, C., Schwede, S., Thorin, E., & Yan, J. (2017). Enhancing biomethane production by integrating pyrolysis and anaerobic digestion processes Intergovernmental Panel on Climate Change. *Applied Energy*, 204, 1074–1083. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.05.006>
- Awiszus, S., Meissner, K., Reyer, S., & Müller, J. (2018). Ammonia and methane emissions during drying of dewatered biogas digestate in a two-belt conveyor dryer. *Bioresource Technology*, 247, 419–425. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.09.099>
- Bajpai, P. (2017). Basics of Anaerobic Digestion Process. In *Anaerobic Technology in Pulp and Paper Industry* (pp. 7–12). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-4130-3_2
- Bakari, R., Kivevele, T., Huang, X., & Jande, Y. A. C. (2020). Simulation and optimisation of the pyrolysis of rice husk: Preliminary assessment for gasification applications. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 150, 104891. <https://doi.org/10.1016/J.JAAP.2020.104891>
- Bandini, F., Taskin, E., Bellotti, G., Vaccari, F., Misci, C., Chiara Guerrieri, M., Cocconcelli, P. S., & Puglisi, E. (2022). The treatment of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) as a possible source of micro-and nano-plastics and bioplastics in agroecosystems: a review. *Chem. Biol. Technol. Agric*, 9, 4. <https://doi.org/10.1186/s40538-021-00269-w>
- Battista, F., & Bolzonella, D. (2019). Exploitation of Solar Energy for Ammonium Sulfate Recovery from Anaerobic Digestate of Different Origin. *Waste and Biomass Valorization*, 10, 3701–3709. <https://doi.org/10.1007/s12649-019->

- Benabdallah El Hadj, T., Astals, S., Galí, A., Mace, S., & Mata-Álvarez, J. (2009). Ammonia influence in anaerobic digestion of OFMSW. *Water Science and Technology*, *59*(6), 1153–1158. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.100>
- Blumberga, D., Vigants, E., Romagnoli, F., Blumberga, A., Kalnins, S. N., & Veidenbergs, I. (2015). Hybrid System with Biomethanation for Wind Energy Accumulation in the Baltic Countries. *Energy Procedia*, *75*, 754–759. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.507>
- Brigagão, G. V., de Queiroz Fernandes Araújo, O., de Medeiros, J. L., Mikulcic, H., & Duic, N. (2019). A techno-economic analysis of thermochemical pathways for corncob-to-energy: Fast pyrolysis to bio-oil, gasification to methanol and combustion to electricity. *Fuel Processing Technology*, *193*, 102–113. <https://doi.org/10.1016/J.FUPROC.2019.05.011>
- Budzianowski, W. M., Wylock, C. E., & Marciniak, P. A. (2017). Power requirements of biogas upgrading by water scrubbing and biomethane compression: Comparative analysis of various plant configurations. *Energy Conversion and Management*, *141*, 2–19. <https://doi.org/10.1016/J.ENCONMAN.2016.03.018>
- Campuzano, R., & González-Martínez, S. (2016). Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*, *54*, 3–12. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2016.05.016>
- Canul, F. (2020). *Análisis del efecto de la microaireación en un reactor acidogénico de un proceso de digestión anaerobia con carbón granular en dos fases y balance de masas en la distribución de carbono, nitrógeno y fósforo* [Tesis de Doctorado, Centro de Investigación Científica de Yucatán]. https://cicy.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1003/1780/1/PCER_D_Tesis_2020_Fernando_Canul_Bacab.pdf
- Cao, Z., Jung, D., Olszewski, M. P., Arauzo, P. J., & Kruse, A. (2019). Hydrothermal carbonization of biogas digestate: Effect of digestate origin and process conditions. *Waste Management*, *100*, 138–150.

<https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2019.09.009>

Chand Malav, L., Yadav, K. K., Gupta, N., Kumar, S., Sharma, G. K., Krishnan, S., Rezaia, S., Kamyab, H., Pham, Q. B., Yadav, S., Bhattacharyya, S., Yadav, V. K., & Bach, Q. V. (2020). A review on municipal solid waste as a renewable source for waste-to-energy project in India: Current practices, challenges, and future opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123227. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123227>

Chhiti, Y., & Kemiha, M. (2013). Thermal Conversion of Biomass, Pyrolysis and Gasification: A Review. *The International Journal of Engineering And Science*, 2(3), 75–85. www.theijes.com

Chowdhury, T. H. (2021). Technical-economical analysis of anaerobic digestion process to produce clean energy. *Energy Reports*, 7, 247–253. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2020.12.024>

Crittenden, J., Rhodes, R., Hand, D., Howe, K., & Tchobanoglous, G. (2012). Appendix C: Physical Properties of Water. In *MWH's Water Treatment: Principles and Design* (3rd ed., Issue 5, pp. 1861–1862). Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/9781118131473.app3>

Dar, R. A., Parmar, M., Dar, E. A., Sani, R. K., & Phutela, U. G. (2021). Biomethanation of agricultural residues: Potential, limitations and possible solutions. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 135, p. 110217). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110217>

Dastyar, W., Mohammad Mirsoleimani Azizi, S., Dhadwal, M., & Ranjan Dhar, B. (2021). High-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste: Effects of feedstock to inoculum ratio and percolate recirculation time. *Bioresource Technology*, 337, 125335. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125335>

Del Olmo, I. (2015). *Aplicaciones de zeolitas en el procesado termoquímico de biomasa* [Tesis de Licenciatura, Universidad Zaragoza]. <https://zaguan.unizar.es/record/37106/files/TAZ-PFC-2015-482.pdf>

- Dhyani, V., & Bhaskar, T. (2019). Pyrolysis of biomass. In *Biomass, Biofuels, Biochemicals: Biofuels: Alternative Feedstocks and Conversion Processes for the Production of Liquid and Gaseous Biofuels* (2nd ed., pp. 217–244). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816856-1.00009-9>
- Diamantis, V. I., Vaiopoulou, E., & Aivasidis, A. (2007). Fundamentals and Applications of Anaerobic Digestion For Sustainable Treatment of Food Industry Wastewater. In V. Oreopoulou & W. Russ (Eds.), *Utilization of By-Products and Treatment of Waste in the Food Industry* (pp. 73–97). Springer US. https://doi-org.pbidi.unam.mx:2443/10.1007/978-0-387-35766-9_5
- Durán, A., González, G., Basurto, G., Castelán, G., Patricio, H., Peralta, S., Aguilar, M., & Sánchez, A. (2018). *Estudio de digestión anaeróbica seca y húmeda en planta piloto, para determinar el potencial de producción de biogás a partir de residuos orgánicos generados en el municipio de Naucalpan de Juárez* (pp. 16–21). Programa Aprovechamiento Energético de Residuos Humanos en México. https://www.giz.de/de/downloads/ENRES_Estudio_determinar_potencial_produccion_biogas_env_2.pdf
- Environmental and Energy Study Institute. (2021). *Fossil Fuels*. <https://www.eesi.org/topics/fossil-fuels/description>
- Fagbohunbe, M. O., Herbert, B. M. J., Hurst, L., Li, H., Usmani, S. Q., & Semple, K. T. (2016). Impact of biochar on the anaerobic digestion of citrus peel waste. *Bioresource Technology*, 216, 142–149. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.04.106>
- Feng, Q., & Lin, Y. (2017). Integrated processes of anaerobic digestion and pyrolysis for higher bioenergy recovery from lignocellulosic biomass: A brief review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 77, 1272–1287. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.022>
- Fisgativa, H., Tremier, A., & Dabert, P. (2016). Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Management*, 50, 264–274.

<https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2016.01.041>

Fu, S., Angelidaki, I., & Zhang, Y. (2021). In situ Biogas Upgrading by CO₂-to-CH₄ Bioconversion. *Trends in Biotechnology*, 39(4), 336–347. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2020.08.006>

Galadima, A., & Muraza, O. (2019). Catalytic thermal conversion of CO₂ into fuels: Perspective and challenges. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 115, p. 109333). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109333>

Gardoni, D., & Guarino, M. (2016). Drying and combustion of an anaerobic digestate: Results and economical evaluation of a demonstrative-scale plant. *International Journal of Engineering Research & Science*, 8, 148–155. https://www.researchgate.net/publication/308278404_Drying_and_combustion_of_an_anaerobic_digestate_Results_and_economical_evaluation_of_a_demonstrative-scale_plant

González-Arias, J., Gil, M. V., Fernández, R. Á., Martínez, E. J., Fernández, C., Papaharalabos, G., & Gómez, X. (2020). Integrating anaerobic digestion and pyrolysis for treating digestates derived from sewage sludge and fat wastes. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(26), 32603–32614. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09461-1>

González, J. F., Román, S., Encinar, J. M., & Martínez, G. (2009). Pyrolysis of various biomass residues and char utilization for the production of activated carbons. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 85(1–2), 134–141. <https://doi.org/10.1016/J.JAAP.2008.11.035>

Grimalt-Alemany, A., Skiadas, I., & Gavala, H. (2018). Syngas biomethanation: state of the art review and perspectives. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 12(1), 139–158. <https://doi.org/10.1002/bbb.1826>

Grycová, B., Koutník, I., & Prysycz, A. (2016). Pyrolysis process for the treatment of food waste. *Bioresource Technology*, 218, 1203–1207. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.064>

Guilayn, F., Jimenez, J., Martel, J. L., Rouez, M., Crest, M., & Patureau, D. (2019).

- First fertilizing-value typology of digestates: A decision-making tool for regulation. *Waste Management*, 86, 67–79. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2019.01.032>
- Gunamantha, M. (2020). Assessment of the potential of energy recovery from Organic Fraction of Municipal Solid Waste. *Journal of Solid Waste Technology and Management*, 46(2), 160–167. <https://doi.org/10.5276/JSWTM/2020.148>
- Gutierrez, J. P. (2018). Situación actual y escenarios para el desarrollo del biogás en México hacia 2024 y 2030. In *Red Mexicana De Bioenergía a.C. Red Temática De Bioenergía De Conacyt* (p. 22). Red Mexicana de Bioenergía A.C. <https://rembio.org.mx/wp-content/uploads/2020/11/Situacion-actual-y-escenarios-para-el-desarrollo-del-biogas-en-Mexico.pdf>
- Hanum, F., Yuan, L. C., Kamahara, H., Aziz, H. A., Atsuta, Y., Yamada, T., & Daimon, H. (2019). Treatment of sewage sludge using anaerobic digestion in Malaysia: Current state and challenges. *Frontiers in Energy Research*, 7(19). <https://doi.org/10.3389/fenrg.2019.00019>
- Hasan, M. M., Rasul, M. G., Khan, M. M. K., Ashwath, N., & Jahirul, M. I. (2021). Energy recovery from municipal solid waste using pyrolysis technology: A review on current status and developments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 145, 111073. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111073>
- Hendriksen, P., Gadsbøll, R., Chatzichristodoulou, C., Gavala, H., Jensen, A., Høj, M., & Clausen, L. (2019). Alternative Fuels. In *DTU International Energy Report 2019: Transforming Urban Mobility* (pp. 86–101). DTU International Energy Report 2019: Transforming Urban Mobility. <https://orbit.dtu.dk/en/publications/active-transport-modes>
- Holm-Nielsen, J. B., & Ehimen, E. A. (2014). Biorefinery plant design, engineering and process optimisation. In *Advances in Biorefineries: Biomass and Waste Supply Chain Exploitation* (pp. 89–111). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1533/9780857097385.1.89>
- Huang, F., & Jin, S. (2019). Investigation of biomass (pine wood) gasification:

- Experiments and Aspen Plus simulation. *Energy Science and Engineering*, 7(4), 1178–1187. <https://doi.org/10.1002/ese3.338>
- International Energy Agency. (2020). *Outlook for biogas and biomethane. Prospects for organic growth. World Energy Outlook Special Report*. <https://www.iea.org/reports/outlook-for-biogas-and-biomethane-prospects-for-organic-growth>
- Jacquet, N., Haubruge, E., & Richel, A. (2015). Production of biofuels and biomolecules in the framework of circular economy: A regional case study. *Waste Management and Research*, 33(12), 1121–1126. <https://doi.org/10.1177/0734242X15613154>
- Jensen, M. B., Kofoed, M. V. W., Fischer, K., Voigt, N. V., Agneessens, L. M., Batstone, D. J., & Ottosen, L. D. M. (2018). Venturi-type injection system as a potential H₂ mass transfer technology for full-scale in situ biomethanation. *Applied Energy*, 222, 840–846. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.04.034>
- Jianxin, P., & Yigang, L. (2009). Estimation of the surface tension of liquid carbon dioxide. *Physics and Chemistry of Liquids*, 47(3), 267–273. <https://doi.org/10.1080/00319100701824389>
- Kassim, M. S., & Oberlin, S. A. (2018). Potential for Anaerobic Digestion (AD) Technology To Treat Organic Solid Waste At Community Level : a Case Study in Gongo La Mboto, Dar Es Salaam Tanzania. *African Journal of Applied Research*, 4(2), 81–92. <http://www.ajaronline.com>
- Kaza, S., Yao, L., Bahada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). What A Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. In Urban Development (Ed.), *World Bank. World Bank*. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>
- Kim, S., Lee, Y., Andrew Lin, K. Y., Hong, E., Kwon, E. E., & Lee, J. (2020). The valorization of food waste via pyrolysis. *Journal of Cleaner Production*, 259, 120816. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120816>
- Kougias, P. G., Treu, L., Benavente, D. P., Boe, K., Campanaro, S., & Angelidaki, I.

- (2017). Ex-situ biogas upgrading and enhancement in different reactor systems. *Bioresource Technology*, 225, 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.124>
- Kumar, A., & Samadder, S. R. (2020). Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review. *Energy*, 197, 117253. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.117253>
- Kuruti, K., Gangagni Rao, A., Gandu, B., Kiran, G., Mohammad, S., Sailaja, S., & Swamy, Y. V. (2015). Generation of bioethanol and VFA through anaerobic acidogenic fermentation route with press mud obtained from sugar mill as a feedstock. *Bioresource Technology*, 192, 646–653. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.104>
- Lam, S. S., Liew, R. K., Jusoh, A., Chong, C. T., Ani, F. N., & Chase, H. A. (2016). Progress in waste oil to sustainable energy, with emphasis on pyrolysis techniques. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 53, 741–753. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.09.005>
- Le Pera, A., Sellaro, M., Migliori, M., Bianco, M., & Zanardi, G. (2021). Dry mesophilic anaerobic digestion of separately collected organic fraction of municipal solid waste: Two-year experience in an industrial-scale plant. *Processes*, 9(2), 1–14. <https://doi.org/10.3390/pr9020213>
- Li, C., Zhu, X., & Angelidaki, I. (2020). Carbon monoxide conversion and syngas biomethanation mediated by different microbial consortia. *Bioresource Technology*, 314, 123739. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123739>
- Li, C., Zhu, X., & Angelidaki, I. (2021). Syngas biomethanation: effect of biomass-gas ratio, syngas composition and pH buffer. *Bioresource Technology*, 342, 125997. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.125997>
- Li, R., Zeng, K., Soria, J., Mazza, G., Gauthier, D., Rodriguez, R., & Flamant, G. (2016). Product distribution from solar pyrolysis of agricultural and forestry biomass residues. *Renewable Energy*, 89, 27–35.

<https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2015.11.071>

Li, Y., Liu, Y., Wang, X., Luo, S., Su, D., Jiang, H., Zhou, H., Pan, J., & Feng, L. (2021). Biomethanation of syngas at high CO concentration in a continuous mode. *Bioresource Technology*, 346, 126407. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.126407>

Li, Y., Su, D., Luo, S., Jiang, H., Qian, M., Zhou, H., Street, J., Luo, Y., & Xu, Q. (2017). Pyrolysis gas as a carbon source for biogas production via anaerobic digestion. *RSC Advances*, 7, 41889–41895. <https://doi.org/10.1039/c7ra08559a>

Li, Y., Wang, Z., He, Z., Luo, S., Su, D., Jiang, H., Zhou, H., & Xu, Q. (2020). Effects of temperature, hydrogen/carbon monoxide ratio and trace element addition on methane production performance from syngas biomethanation. *Bioresource Technology*, 295, 122296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122296>

Liguori, R., & Faraco, V. (2016). Biological processes for advancing lignocellulosic waste biorefinery by advocating circular economy. *Bioresource Technology*, 215, 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.054>

Liu, J., Huang, S., Chen, K., Wang, T., Mei, M., & Li, J. (2020). Preparation of biochar from food waste digestate: Pyrolysis behavior and product properties. *Bioresource Technology*, 302(December 2019), 122841. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122841>

Logroño, W., Popp, D., Kleinsteuber, S., Sträuber, H., Harms, H., & Nikolausz, M. (2020). Microbial Resource Management for Ex Situ Biomethanation of Hydrogen at Alkaline pH. *Microorganisms*, 8(4), 614. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8040614>

Lucian, M., Volpe, M., Merzari, F., Wüst, D., Kruse, A., Andreottola, G., & Fiori, L. (2020). Hydrothermal carbonization coupled with anaerobic digestion for the valorization of the organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 314, 123734. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123734>

Luo, G., Jing, Y., Lin, Y., Zhang, S., & An, D. (2018). A novel concept for syngas

- biomethanation by two-stage process: Focusing on the selective conversion of syngas to acetate. *Science of the Total Environment*, 645, 1194–1200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.263>
- Lynch, C. (1989). Physical Properties of Compounds. In *Practical Handbook of Materials Science* (1st ed., pp. 95–135). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439832097.ch3>
- Ma, J., Pan, J., Qiu, L., Wang, Q., & Zhang, Z. (2019). Biochar triggering multipath methanogenesis and subdued propionic acid accumulation during semi-continuous anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 293, 122026. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.122026>
- Ma, W., Liu, B., Zhang, R., Gu, T., Ji, X., Zhong, L., Chen, G., Ma, L., Cheng, Z., & Li, X. (2018). Co-upgrading of raw bio-oil with kitchen waste oil through fluid catalytic cracking (FCC). *Applied Energy*, 217, 233–240. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2018.02.036>
- Mahla, P. K., Vithalani, P. C., & Bhatt, N. S. (2022). Biomethanation: Advancements for Upgrading Biomethane Using Biogas Technologies. In *Industrial Microbiology and Biotechnology* (Ed.), *Industrial Microbiology and Biotechnology* (pp. 487–504). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-16-5214-1_17
- Makarfi Isa, Y., & Ganda, E. T. (2018). Bio-oil as a potential source of petroleum range fuels. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 81, 69–75. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2017.07.036>
- Maldonado, H. (2017). *Simulación de pirólisis de estípites de palma africana Deli x AVROS empleando SuperPro Designer(R)* [Universidad del Valle de Guatemala]. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.12248.60166>
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 540–555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>
- Marco, P. (2019). *Digestión anaerobia de azúcares reductores para obtención de*

biocombustibles: revisión bibliográfica [Universidad Zaragoza].
<https://core.ac.uk/download/pdf/290002341.pdf>

- Mayer, F., Bhandari, R., Gäth, S. A., Himanshu, H., & Stobernack, N. (2020). Economic and environmental life cycle assessment of organic waste treatment by means of incineration and biogasification. Is source segregation of biowaste justified in Germany? *Science of The Total Environment*, 721, 137731. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137731>
- Meegoda, J. N., Li, B., Patel, K., & Wang, L. B. (2018). A Review of the Processes, Parameters, and Optimization of Anaerobic Digestion. *Environmental Research and Public Health*, 15, 2224. <https://doi.org/10.3390/ijerph15102224>
- Mel, M., Yong, A. S. H., Avicenna, Ihsan, S. I., & Setyobudi, R. H. (2015). Simulation Study for Economic Analysis of Biogas Production from Agricultural Biomass. *Energy Procedia*, 65, 204–214. <https://doi.org/10.1016/J.EGYPRO.2015.01.026>
- Mhd Syahri, S. N. K., Abu Hasan, H., Sheikh Abdullah, S. R., Othman, A. R., Mohamed Abdul, P., Raja Azmy, R. F. H., & Muhamad, M. H. (2022). Recent Challenges of Biogas Production and its Conversion to Electrical Energy. *Journal of Ecological Engineering*, 23(3), 251–269. <https://doi.org/10.12911/22998993/146132>
- Michailos, S., Walker, M., Moody, A., Poggio, D., & Pourkashanian, M. (2020). Biomethane production using an integrated anaerobic digestion, gasification and CO₂ biomethanation process in a real waste water treatment plant: A techno-economic assessment. *Energy Conversion and Management*, 209, 112663. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112663>
- Misailidis, N., & Petrides, D. (2021). Wood Pyrolysis Modeling and Evaluation with. In *Intelligen, Inc.* (Issue February, pp. 7–16). Intelligen Inc. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30406.40009>
- Monlau, F., Sambusiti, C., Antoniou, N., Barakat, A., & Zabaniotou, A. (2015). A new concept for enhancing energy recovery from agricultural residues by coupling

- anaerobic digestion and pyrolysis process. *Applied Energy*, 148, 32–38.
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.03.024>
- Monlau, F., Sambusiti, C., Francavilla, M., & Antoniou, N. (2016). Toward a functional integration of anaerobic digestion and pyrolysis for a sustainable resource management . Comparison between solid-digestate and its derived pyrochar as soil amen ... *Applied Energy*, 169(May 2016), 652–662.
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.02.084>
- Mora, D. (2018). *Determinación Teórica del BMP (Potencial Bioquímico de Metano) de los Lodos en una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Victoria, Caldas* [Tesis de Licenciatura, Universidad Católica de Manizales].
[https://repositorio.ucm.edu.co/bitstream/10839/2500/1/Daniela Mora Cortés.pdf](https://repositorio.ucm.edu.co/bitstream/10839/2500/1/Daniela_Mora_Cortés.pdf)
- Mouftahi, M., Tlili, N., Hidouri, N., Bartocci, P., & Fantozzi, F. (2021). Bioenergy recovery from Southern Tunisia's organic wastes: analysis and kinetic modeling study of biomethane production. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1–17.
<https://doi.org/10.1007/s13399-021-01684-7>
- Mu, L., Zhang, L., Zhu, K., Ma, J., & Li, A. (2018). Semi-continuous anaerobic digestion of extruded OFMSW: Process performance and energetics evaluation. *Bioresource Technology*, 247, 103–115.
<https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.09.085>
- Neumann, J., Binder, S., Apfelbacher, A., Gasson, J. R., Ramírez García, P., & Hornung, A. (2015). Production and characterization of a new quality pyrolysis oil, char and syngas from digestate - Introducing the thermo-catalytic reforming process. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 113, 137–142.
<https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.11.022>
- Nguyen, L. N., Kumar, J., Vu, M. T., Mohammed, J. A. H., Pathak, N., Commault, A. S., Sutherland, D., Zdarta, J., Tyagi, V. K., & Nghiem, L. D. (2021). Biomethane production from anaerobic co-digestion at wastewater treatment plants: A critical review on development and innovations in biogas upgrading techniques.

- Science of The Total Environment*, 765, 142753.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142753>
- Northern Gas Networks. (2020). *Biomethane: a producer's handbook* (p. 11). Locally sourced green gas. https://biomethane.northerngasnetworks.co.uk/wp-content/uploads/2020/07/NGN_BiomethaneHandbook_0420_St04A.pdf
- Nzila, A. (2017). Mini review: Update on bioaugmentation in anaerobic processes for biogas production. *Anaerobe*, 46, 3–12.
<https://doi.org/10.1016/j.anaerobe.2016.11.007>
- Obaideen, K., Abdelkareem, M. A., Wilberforce, T., Elsaid, K., Sayed, E. T., Maghrabie, H. M., & Olabi, A. G. (2022). Biogas role in achievement of the sustainable development goals: Evaluation, Challenges, and Guidelines. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 131, 104207.
<https://doi.org/10.1016/J.JTICE.2022.104207>
- Okoro-Shekwaga, C. K., Ross, A. B., & Camargo-Valero, M. A. (2019). Improving the biomethane yield from food waste by boosting hydrogenotrophic methanogenesis. *Applied Energy*, 254, 113629.
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113629>
- Oni, B. A., Oziegbe, O., & Olawole, O. O. (2019). Significance of biochar application to the environment and economy. *Annals of Agricultural Sciences*, 64(2), 222–236. <https://doi.org/10.1016/J.AOAS.2019.12.006>
- Opatokun, S. A., Strezov, V., & Kan, T. (2015). Product based evaluation of pyrolysis of food waste and its digestate. *Energy*, 92, 349–354.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.02.098>
- Ou, H.-W., Chou, M.-S., & Chang, H.-Y. (2020). Removal of Hydrogen Sulfide from Biogas Using a Bubbling Tank Fed with Aerated Wastewater. *Aerosol and Air Quality Research*, 20(3), 643–653. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.12.0647>
- Ouda, O. K. M., Raza, S. A., Nizami, A. S., Rehan, M., Al-Waked, R., & Korres, N. E. (2016). Waste to energy potential: A case study of Saudi Arabia. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 61, pp. 328–340). Elsevier

Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.005>

- Pagliaccia, P., Gallipoli, A., Gianico, A., Gironi, F., Montecchio, D., Pastore, C., di Bitonto, L., & Braguglia, C. M. (2019). Variability of food waste chemical composition: Impact of thermal pre-treatment on lignocellulosic matrix and anaerobic biodegradability. *Journal of Environmental Management*, 236, 100–107. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.01.084>
- Pecorini, I., Rossi, E., & Iannelli, R. (2020). Bromatological, proximate and ultimate analysis of OFMSW for different seasons and collection systems. *Sustainability*, 12(7), 2639. <https://doi.org/10.3390/su12072639>
- Peng, W., & Pivato, A. (2019). Sustainable Management of Digestate from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Food Waste Under the Concepts of Back to Earth Alternatives and Circular Economy. *Waste and Biomass Valorization*, 10(2), 465–481. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0071-2>
- Pereira de Albuquerque, F., Dhadwal, M., Dastyar, W., Mirsoleimani Azizi, S. M., Karidio, I., Zaman, H., & Dhar, B. R. (2021). Fate of disposable face masks in high-solids anaerobic digestion: Experimental observations and review of potential environmental implications. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 3, 100082. <https://doi.org/10.1016/J.CSCEE.2021.100082>
- Polin, J. P., Carr, H. D., Whitmer, L. E., Smith, R. G., & Brown, R. C. (2019). Conventional and autothermal pyrolysis of corn stover: Overcoming the processing challenges of high-ash agricultural residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 143, 104679. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2019.104679>
- Pramanik, S. K., Suja, F. B., Zain, S. M., & Pramanik, B. K. (2019). The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: Prospects and constraints. *Bioresource Technology Reports*, 8, 100310. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100310>
- Rafrafi, Y., Laguillaumie, L., & Dumas, C. (2020). Biological Methanation of H₂ and CO₂ with Mixed Cultures: Current Advances, Hurdles and Challenges. *Waste*

and Biomass Valorization, 12, 5259–5282. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01283-z>

Rajendran, K., Gunda, M., Li, L., Jiang, J., He, S., Kang, X., Sun, Y., Yuan, Z., Xing, T., & Guo, Y. (2020). Effect of Organic Loading Rate and Temperature on the Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste: Process Performance and Energy Recovery. *Frontiers in Energy Research*, 8(89), 1–10. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00089>

Ravindran, R., Donkor, K., Gottumukkala, L., Menon, A., Guneratnam, A. J., McMahan, H., Koopmans, S., Sanders, J. P. M., & Gaffey, J. (2022). Biogas, Biomethane and Digestate Potential of By-Products from Green Biorefinery Systems. *Clean Technologies*, 4(1), 35–50. <https://doi.org/10.3390/CLEANTECHNOL4010003>

Reza, M., Holtman, K., & Coronella, C. (2016). *Hydrothermal carbonization (HTC) of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) pulp and pulp digestate* (pp. 1–37). Ohio University. https://www.researchgate.net/profile/M-Toufiq-Reza/publication/310016833_Hydrothermal_carbonization_HTC_of_organic_fraction_of_municipal_solid_waste_OFMSW_pulp_and_pulp_digestate/links/582778b808aecd7b8c0d741/Hydrothermal-carbonization-HTC-of-organic-fra

Romero De León, L. A., Quinto Diez, P., Tovar Gálvez, L. R., Alvarado Perea, L., López Barragán, C. A., García Rodríguez, C. A., & Reyes León, A. (2021). Biochemical methane potential of water hyacinth and the organic fraction of municipal solid waste using leachate from Mexico City's Bordo Poniente composting plant as inoculum. *Fuel*, 285, 119132. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2020.119132>

Rutiaga, J. G., Pintor, L., Orihuela, R., González, N., Ramírez, M. A., Carrillo, A., Carrillo, N., Navarrete, M., Ruíz, F., Rangel, J., Hernández, J., & Luján, C. (2020). Characterization of Mexican Waste Biomass Relative to Energy Generation. *BioResources*, 15(4), 8529–8553. <https://doi.org/10.15376/biores.15.4.8529-8553>

- Salinas, E., & Gasca, V. (2009). Los Biocombustibles. *Red de Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal*, 157(septiembre-octubre), 99–116. https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2010-6-es
- Salman, C. A., Schwede, S., Thorin, E., & Yan, J. (2017). Process simulation and comparison of biological conversion of syngas and hydrogen in biogas plants. *E3S Web of Conferences*, 22, 1–8. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20172200151>
- Secretaría de Energía. (2022). *Producción de Gas Natural por Entidad Federativa*. Sistema de Información Energética. <https://sie.energia.gob.mx/bdiController.do?action=cuadro&cvecua=PMXB2C02>
- Serio, M., Kroo, E., Florczak, E., Wójtowicz, M., Wignarajah, K., Hogan, J., & Fisher, J. (2008). Pyrolysis of Mixed Solid Food, Paper, and Packaging Wastes. *SAE Technical Paper*, June, 1–10. <https://doi.org/10.4271/2008-01-2050>
- Seruga, P., Krzywonos, M., Seruga, A., Niedźwiecki, Ł., Pawlak-Kruczek, H., & Urbanowska, A. (2020). Anaerobic Digestion Performance: Separate Collected vs. Mechanical Segregated Organic Fractions of Municipal Solid Waste as Feedstock. *Energies*, 13(15), 3768. <https://doi.org/10.3390/en13153768>
- Singlítico, A., Dussan, K., O’Shea, R., Wall, D., Goggins, J., Murphy, J. D., & Monaghan, R. F. D. (2020). Can thermal energy recovery from digestate make renewable gas from household waste more cost effective? A case study for the Republic of Ireland. *Journal of Cleaner Production*, 261, 121198. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.121198>
- Solarte-Toro, J. C., González-Aguirre, J. A., Poveda Giraldo, J. A., & Cardona Alzate, C. A. (2021). Thermochemical processing of woody biomass: A review focused on energy-driven applications and catalytic upgrading. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 136, 110376. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110376>

- Song, Y., Liu, J., Chen, M., Zheng, J., Gui, S., & Wei, Y. (2021). Application of mixture design to optimize organic composition of carbohydrate, protein, and lipid on dry anaerobic digestion of OFMSW: Aiming stability and efficiency. *Biochemical Engineering Journal*, 172, 108037. <https://doi.org/10.1016/J.BEJ.2021.108037>
- SriBala, G., Carstensen, H. H., Van Geem, K. M., & Marin, G. B. (2018). Measuring biomass fast pyrolysis kinetics: State of the art. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, 8(2), 1–45. <https://doi.org/10.1002/wene.326>
- Sun, H., Yang, Z., Zhao, Q., Kurbonova, M., Zhang, R., Liu, G., & Wang, W. (2021). Modification and extension of anaerobic digestion model No.1 (ADM1) for syngas biomethanation simulation: From lab-scale to pilot-scale. *Chemical Engineering Journal*, 403, 126177. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126177>
- Sun, J., Norouzi, O., & Mašek, O. (2021). A state-of-the-art review on algae pyrolysis for bioenergy and biochar production. *Bioresource Technology*, 346, 126258. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.126258>
- T.A.S, J., Mamindlapelli, N. K., Begum, S., Arelli, V., Juntupally, S., Ahuja, S., Dugyala, S. K., & Anupoju, G. R. (2020). Anaerobic mono and co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and landfill leachate at industrial scale: Impact of volatile organic loading rate on reaction kinetics, biogas yield and microbial diversity. *Science of The Total Environment*, 748, 142462. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142462>
- Tayibi, S., Monlau, F., Marias, F., Cazaudehore, G., Fayoud, N. E., Oukarroum, A., Zeroual, Y., & Barakat, A. (2021). Coupling anaerobic digestion and pyrolysis processes for maximizing energy recovery and soil preservation according to the circular economy concept. *Journal of Environmental Management*, 279, 111632. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111632>
- Tayibi, S., Monlau, F., Marias, F., Thevenin, N., Jimenez, R., Oukarroum, A., Alboulkas, A., Zeroual, Y., & Barakat, A. (2021). Industrial symbiosis of anaerobic digestion and pyrolysis: Performances and agricultural interest of

- coupling biochar and liquid digestate. *Science of The Total Environment*, 793, 148461. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.148461>
- Thomsen, T., Hauggaard-nielsen, H., & Bruun, E. W. (2011). The potential of Pyrolysis Technology in climate change mitigation. Influence of process design and parameters, simulated in SuperPro Designer Software. In *Biosystems* (1st ed., Vol. 1764, Issue January). Risø National Laboratory for Sustainable Energy. <https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/1004725>
- Ting, H. N. J., Lin, L., Cruz, R. B., Chowdhury, B., Karidio, I., Zaman, H., & Dhar, B. R. (2020). Transitions of microbial communities in the solid and liquid phases during high-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 317, 123951. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123951>
- Tursunov, O., & Abduganiev, N. (2020). A comprehensive study on municipal solid waste characteristics for green energy recovery in Urta-Chirchik: A case study of Tashkent region. *Materials Today: Proceedings*, 25, 67–71. <https://doi.org/10.1016/J.MATPR.2019.11.108>
- Tyagi, V. K., Fdez-Güelfo, L. A., Zhou, Y., Álvarez-Gallego, C. J., Garcia, L. I. R., & Ng, W. J. (2018). Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 93, 380–399. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2018.05.051>
- Uddin, M. N., Siddiki, S., Mofijur, M., Djavanroodi, F., Hazrat, M. A., Show, P. L., Sf, A., & Chu, Y.-M. (2021). Prospects of Bioenergy Production From Organic Waste Using Anaerobic Digestion Technology: A Mini Review. *Frontiers in Energy Research*, 9, 627093. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2021.627093>
- van Schalkwyk, D. L., Mandegari, M., Farzad, S., & Görgens, J. F. (2020). Techno-economic and environmental analysis of bio-oil production from forest residues via non-catalytic and catalytic pyrolysis processes. *Energy Conversion and Management*, 213, 112815. <https://doi.org/10.1016/J.ENCONMAN.2020.112815>

- Wang, G., Li, Q., Gao, X., & Wang, X. C. (2018). Synergetic promotion of syntrophic methane production from anaerobic digestion of complex organic wastes by biochar: Performance and associated mechanisms. *Bioresource Technology*, 250, 812–820. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.12.004>
- Wang, W., & Lee, D. J. (2021). Valorization of anaerobic digestion digestate: A prospect review. *Bioresource Technology*, 323, 124626. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.124626>
- Wen, C., Moreira, C. M., Rehmann, L., & Berruti, F. (2020). Feasibility of anaerobic digestion as a treatment for the aqueous pyrolysis condensate (APC) of birch bark. *Bioresource Technology*, 307, 123199. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2020.123199>
- Wen, Y., Shi, Z., Wang, S., Mu, W., Jönsson, P. G., & Yang, W. (2021). Pyrolysis of raw and anaerobically digested organic fractions of municipal solid waste: Kinetics, thermodynamics, and product characterization. *Chemical Engineering Journal*, 415, 129064. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129064>
- Wu, B., Lin, R., O'Shea, R., Deng, C., Rajendran, K., & Murphy, J. D. (2021). Production of advanced fuels through integration of biological, thermo-chemical and power to gas technologies in a circular cascading bio-based system. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 135(September 2020), 110371. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110371>
- Wylock, C. E., & Budzianowski, W. M. (2017). Performance evaluation of biogas upgrading by pressurized water scrubbing via modelling and simulation. *Chemical Engineering Science*, 170, 639–652. <https://doi.org/10.1016/J.CES.2017.01.012>
- Yang, Y., Heaven, S., Venetsaneas, N., Banks, C. J., & Bridgwater, A. V. (2018). Slow pyrolysis of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Characterisation of products and screening of the aqueous liquid product for anaerobic digestion. *Applied Energy*, 213, 158–168. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2018.01.018>

- Yang, Y., Wang, J., Chong, K., & Bridgwater, A. V. (2018). A techno-economic analysis of energy recovery from organic fraction of municipal solid waste (MSW) by an integrated intermediate pyrolysis and combined heat and power (CHP) plant. *Energy Conversion and Management*, 174(July), 406–416. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.08.033>
- Yang, Z., Liu, Y., Zhang, J., Mao, K., Kurbonova, M., Liu, G., Zhang, R., & Wang, W. (2020). Improvement of biofuel recovery from food waste by integration of anaerobic digestion, digestate pyrolysis and syngas biomethanation under mesophilic and thermophilic conditions. *Journal of Cleaner Production*, 256, 120594. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120594>
- Yong, Z. J., Bashir, M. J. K., & Hassan, M. S. (2020). Assessment of environmental, energy and economic prospective of anaerobic digestion of organic municipal solid waste in Malaysia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 463(1), 012054. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/463/1/012054>
- Yong, Z. J., Bashir, M. J. K., & Hassan, M. S. (2021). Biogas and biofertilizer production from organic fraction municipal solid waste for sustainable circular economy and environmental protection in Malaysia. *Science of The Total Environment*, 776, 145961. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.145961>
- Zabranska, J., & Pokorna, D. (2018). Bioconversion of carbon dioxide to methane using hydrogen and hydrogenotrophic methanogens. *Biotechnology Advances*, 36(3), 707–720. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2017.12.003>
- Zhang, Z., Ding, C., Wang, L., Jiang, B., Söderlind, U., Zhang, W., & Yu, C. (2021). CO Biomethanation with Different Anaerobic Granular Sludges. *Waste and Biomass Valorization*, 12, 3913–3925. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01285-x>
- Zhou, H., Brown, R. C., & Wen, Z. (2019). Anaerobic digestion of aqueous phase from pyrolysis of biomass: Reducing toxicity and improving microbial tolerance. *Bioresour Technol*, 292, 121976.

<https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.121976>