



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE QUÍMICA

**ESTUDIO CONCEPTUAL DEL EFECTO DE LA
ADICIÓN DE BIOCARBÓN COMO BIOESTIMULANTE
EN EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA A
ESCALA INDUSTRIAL**

TESIS
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
INGENIERA QUÍMICA

PRESENTA:
ALEJANDRA GUADALUPE TREJO TORRES



CIUDAD UNIVERSITARIA, CDMX, 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: Gema Luz Andraca Ayala
Vocal:	Profesor: Alfonso Durán Moreno
Secretario:	Profesor: Héctor López Hernández
1er Suplente:	Profesor: José Agustín García Reynoso
2do Suplente:	Profesor: Alejandra Mendoza Campos

SITIO EN DONDE SE DESARROLLO EL TEMA:

Facultad de Química

ASESOR DEL TEMA:

Alfonso Durán Moreno

SUPERVISOR TÉCNICO:

María Fe Altamirano Corona

SUSTENTANTE:

Alejandra Guadalupe Trejo Torres



AGRADECIMIENTOS

A mis papás, Margarita y Alejandro que con su esfuerzo y apoyo estuvieron conmigo en cada momento de mi carrera, gracias por el apoyo incondicional.

A Lupita, quien es la abuela más noble, cariñosa y consentidora que pudiese existir, soy muy afortunada por tenerla y haber podido compartir muchos momentos juntas haciendo el desayuno mi parte favorita del día. De igual forma a mi abuelo Panchito por procurarme y cuidarme, siempre dando lo mejor de sí mismo.

A mi pulguis, sin duda alguna el mejor regalo que la vida me dio, mi persona favorita que con sus ocurrencias logra sacarme una sonrisa y quien siempre tiene una playlist lista para cuando se me agotan las ideas, gracias hermana, tú e Iri hicieron que todo fuera más ameno.

A Mafe a quien agradezco enormemente por la paciencia y dedicación, agradezco también esas palabras de aliento, eres una mujer brillante y te admiro demasiado.

A Diana Conejo y César por su valiosa amistad, gracias a los dos por sus consejos y apoyo pero sobre todo por siempre estar y escucharme cuando más lo necesite, nunca me dejaron sola aún a la distancia, son los mejores amigos.

A Mau quien llego a mi vida en el momento preciso, eres esa chispa que me motiva a crecer día con día y haces que todo sea mejor y muy divertido. Te amo.

Al Dr. Durán y Dra. María Fe por la dedicación a este trabajo, de igual forma al Dr. Omar Anaya por todo el apoyo y asesorías.

A los miembros de mi jurado por la retroalimentación y atención brindada.

¡Gracias!



CONTENIDO

1.	RESUMEN	10
2.	OBJETIVOS.....	11
2.1.	OBJETIVO GENERAL.....	11
2.2.	OBJETIVOS PARTICULARES	11
3.	JUSTIFICACIÓN	12
4.	MARCO TEÓRICO	13
4.1.	TECNOLOGÍAS DE VALORIZACIÓN ENERGÉTICA	13
4.1.1.	<i>Vertederos</i>	13
4.1.2.	<i>Conversión térmica</i>	14
4.1.3.	<i>Conversión biológica</i>	15
4.2.	SISTEMAS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	19
4.2.1.	<i>Bioquímica y microbiología del proceso</i>	23
4.2.2.	<i>Mecanismo sintrófico</i>	25
4.2.3.	<i>Bioestimulantes</i>	27
4.3.	BIOCARBÓN.....	32
4.3.1.	<i>Biocarbón en la digestión anaerobia</i>	33
4.3.2.	<i>Biocarbón en la calidad del digestato</i>	36
4.3.3.	<i>Biocarbón en la mejora de biogás</i>	36
5.	ESTUDIO DE MERCADO.....	41
5.1.	IDENTIFICACIÓN DEL PRODUCTO	44
5.1.1.	<i>Biogás</i>	44
5.1.2.	<i>Digestato</i>	44
5.1.3.	<i>Biogás</i>	45
5.1.4.	<i>Digestato</i>	45
5.2.	ESTUDIO DE DEMANDA	46
5.2.1.	<i>Biogás</i>	46
5.2.2.	<i>Biocarbón</i>	46
5.3.	ESTUDIO DE OFERTA.....	48
5.3.1.	<i>Biogás</i>	48
5.3.2.	<i>Digestato</i>	50
5.4.	PRECIOS Y TARIFAS.....	51
5.4.1.	<i>Biogás</i>	51
5.4.2.	<i>Biocarbón</i>	51
5.5.	COMERCIALIZACIÓN	52
5.5.1.	<i>Biogás</i>	52
5.5.2.	<i>Digestato</i>	52
6.	ESTUDIO TÉCNICO.....	53
6.1.	LOCALIZACIÓN	53
6.1.1.	<i>Macrolocalización</i>	53
6.1.2.	<i>Microlocalización</i>	54
6.2.	ESCENARIO 1. PROCESO CONVENCIONAL DE DA	57
6.2.1.	<i>Descripción del proceso</i>	57



6.2.2.	<i>Diseño y selección del equipo</i>	58
6.3.	ESCENARIO 2. DIGESTIÓN ANAEROBIA BIOESTIMULADA CON BIOCARBÓN.....	67
6.3.1.	<i>Descripción del proceso</i>	67
6.3.2.	<i>Diseño y selección de equipo</i>	68
6.4.	SIMULACIÓN EN SUPERPRO DESIGNER	70
6.5.	BALANCE DE MATERIA Y DE ENERGÍA.....	76
6.5.1.	<i>Escenario 1. Proceso convencional</i>	76
6.5.1.	<i>Escenario 2. Proceso bioestimulado con BC</i>	77
7.	ESTUDIO ECONÓMICO	81
7.1.	DETERMINACIÓN DE LOS COSTOS	82
7.1.1.	<i>Inversión</i>	82
7.1.2.	<i>Presupuesto de egresos</i>	85
7.1.3.	<i>Costos de producción</i>	85
7.2.	INGRESOS	88
7.3.	ESTADO DE RESULTADOS PRO FORMA	89
7.3.1.	<i>Tasa mínima aceptable de rendimiento (TMAR)</i>	90
7.3.2.	<i>Valor presente neto (VPN)</i>	91
7.3.3.	<i>Análisis costo - beneficio</i>	95
8.	CONCLUSIONES	97
9.	REFERENCIAS	99



ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1.	CONDICIONES DE REACCIONES TÍPICAS DE PROCESOS DE TRATAMIENTO TÉRMICO Y SUS PRODUCTOS.....	14
TABLA 2.	INHIBIDORES DE LA DA Y SUS EFECTOS	16
TABLA 3.	VALORES ÓPTIMOS PARA DA CON FORSU COMO SUSTRATO	19
TABLA 4.	ADITIVOS EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	28
TABLA 5.	ESTUDIOS SOBRE REACTORES METANÓGENOS ADICIONADOS CON MCA BASE DE HIERRO PARA LA ESTIMULACIÓN DE LA DIET	30
TABLA 6.	ESTUDIOS SOBRE REACTORES METANÓGENOS COMPLEMENTADOS CON MC'S A BASE DE CARBÓN PARA LA ESTIMULACIÓN DE LA DIET	31
TABLA 7.	RENDIMIENTO DE LOS PRODUCTOS DE PIRÓLISIS EN BASE SECA	32
TABLA 8.	ENRIQUECIMIENTO SELECTIVO DE BACTERIAS Y ARQUEAS MEDIANTE LA ADICIÓN DE BC A PROCESOS DE DA.....	35
TABLA 9.	CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL BIOGÁS	37
TABLA 10.	ADSORCIÓN DEL BC IN SITU Y EX SITU DE CO ₂ Y H ₂ S	38
TABLA 11.	CALIDAD DEL BIOGÁS Y RECOMENDACIONES TECNOLÓGICAS SOBRE LA UTILIZACIÓN DEL BIOGÁS.....	40
TABLA 12.	DIGESTATO Y BIOCARBÓN COMO SUSTITUTO DE FERTILIZANTES Y MEJORADORES DE SUELO.	47
TABLA 13.	BIODIGESTORES EN MÉXICO A PARTIR DE FORSU	48
TABLA 14.	TIPO DE BIODIGESTIÓN.....	48
TABLA 15.	PTAR CON DIGESTIÓN ANAEROBIA	49
TABLA 16.	RELLENOS SANITARIOS CON CAPTURA DE BIOGÁS EN MÉXICO.....	50
TABLA 17.	COSTO DE GENERACIÓN DE ENERGÍA A PARTIR DE BIOGÁS PARA EL AÑO 2024 DE DIFERENTES SECTORES	51
TABLA 18.	PRECIOS EN EL MERCADO ACTUAL EN MÉXICO	52
TABLA 19.	RELLENOS SANITARIOS CONSIDERADOS COMO FUENTE DE SUMINISTRO DE RESIDUOS.....	54
TABLA 20.	MATRIZ DE SELECCIÓN	56
TABLA 21.	COMPOSICIÓN ELEMENTAL.....	60
TABLA 22.	DATOS PARA CALCULAR LA CANTIDAD DE AGUA A LA ENTRADA DEL DIGESTOR	61
TABLA 23.	CONSTANTE DE LA LEY DE HENRY PARA EL CO ₂ EN FUNCIÓN DE LA TEMPERATURA	62
TABLA 24.	CONSTANTES DE EQUILIBRIO DEL SISTEMA DE CARBONATOS.....	63
TABLA 25.	VENTAJAS Y CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL LAVADO CON AGUA	66
TABLA 26.	CARACTERÍSTICAS DE LA COMPOSICIÓN DEL DIGESTATO.....	67
TABLA 27.	RESULTADOS EN EL RENDIMIENTO DE METANO CON LA ADICIÓN DE BIOCARBÓN EN DA DE FORSU A ESCALA LABORATORIO Y PILOTO.....	69
TABLA 28.	LISTA DE COMPONENTES Y MEZCLAS.....	71



TABLA 29.	CORRIENTES DE ALIMENTACIÓN DEL PROCESO CONVENCIONAL.....	72
TABLA 30.	PARÁMETROS DE OPERACIÓN DEL PROCESO CONVENCIONAL	75
TABLA 31.	COMPOSICIÓN DEL FLUJO DE BIOMETANO.....	77
TABLA 32.	BALANCE DE MATERIA Y ENERGÍA PARA EL PROCESO CONVENCIONAL	79
TABLA 33.	MAQUINARÍA PRINCIPAL	83
TABLA 34.	ACTIVOS FIJOS	83
TABLA 35.	ACTIVOS DIFERIDOS.....	84
TABLA 36.	INVERSIÓN INICIAL	84
TABLA 37.	COSTO POR REACTIVOS E INSUMOS.....	85
TABLA 38.	PORCENTAJE DE DEPRECIACIÓN Y VALOR DE SALVAMENTO	86
TABLA 39.	COSTO POR MANO DE OBRA	87
TABLA 40.	EGRESOS TOTALES	88
TABLA 41.	INGRESOS.....	89
TABLA 42.	ALGORITMO DE CÁLCULO PARA EL ESTUDIO PRO FORMA	90
TABLA 43.	ESTADO DE RESULTADO PRO FORMA PARA EL PROCESO CONVENCIONAL.....	93
TABLA 44.	ESTADO DE RESULTADO PRO FORMA PARA EL PROCESO BIOESTIMULADO.....	94
TABLA 45.	EVALUACIÓN COSTO - BENEFICIO	95



ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.	TÉCNICAS DE TRATAMIENTO DE RSU Y PRODUCTOS	13
FIGURA 2.	VALORES DE PH DURANTE EL PROCESO DE DA	17
FIGURA 3.	CLASIFICACIÓN GENERAL PARA LOS SISTEMAS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	20
FIGURA 4.	CONFIGURACIÓN DE LOS SISTEMAS DE DA DE UNA Y DOS ETAPAS	21
FIGURA 5.	TECNOLOGÍAS PARA DIGESTIÓN HÚMEDA CONTINUA	22
FIGURA 6.	TECNOLOGÍA PARA LA DIGESTIÓN SECA CONTINUA.....	22
FIGURA 7.	TECNOLOGÍA PARA LA DIGESTIÓN SECA EN LOTE FUENTE: ADAPTADO DE ENRES, 2018	23
FIGURA 8.	ETAPAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	24
FIGURA 9.	MECANISMO DE (A) MIET Y (B) DIET	27
FIGURA 10.	FORMACIÓN DE BIOPELÍCULAS Y MECANISMOS DE REACCIONES DURANTE LA DA MODIFICADA CON BIOCARBÓN	34
FIGURA 11.	APLICACIONES DIRECTAS E INDIRECTAS DEL BIOGÁS.....	39
FIGURA 12.	COMPOSICIÓN DE OS RSU EN MÉXICO EN 2017	41
FIGURA 13.	GENERACIÓN DE RSU POR ENTIDAD FEDERATIVA	42
FIGURA 14.	PRODUCCIÓN DE ENERGÍA PRIMARIA (PENTAJOULES), 2018	43
FIGURA 15.	PARTICIPACIÓN DE LAS ENERGÍAS RENOVABLES EN LA GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA (%).....	43
FIGURA 16.	AGRICULTURA EN MÉXICO POR ENTIDAD FEDERATIVA	45
FIGURA 17.	CONSUMO DE COMBUSTIBLE FÓSILES POR SECTOR EN 2018.....	46
FIGURA 18.	PRINCIPALES PROBLEMÁTICAS PARA LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA.....	47
FIGURA 19.	LOCALIZACIÓN DEL ESTADO DE MÉXICO	54
FIGURA 20.	DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO CONVENCIONAL DE DA	57
FIGURA 21.	DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO BIOESTIMULADO CON BIOCARBÓN	67
FIGURA 22.	DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO CONVENCIONAL EN SUPERPRO DESIGNER	73
FIGURA 23.	DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO BIOESTIMULADO CON SUPERPRO DESIGNER	78



ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS

Ácidos Grasos de Cadena Larga	AGCL
Ácidos Grasos Volátiles	AGVs
Activos diferidos	AD
Activos fijos	AF
Área de superficie específica	ASS
Área natural protegida	ANP
Biocarbón	BC
Capital de trabajo	CT
Carbón Activado Granular	CAG
Conductividad eléctrica	S/m
Continuous Stirred Tank reactor	CSTR
Demanda Química de Oxígeno	DQO
Día	d
Digestión Anaerobia	DA
Energía libre de Gibbs	ΔG°
European biomass association	EBA
Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos	FORSU
Gases de Efecto Invernadero	GEI
Giga watt hora	GWh
Grados Celsius	°C
Gramos	g
Hidrocarburos	C1
Horas	h
Humedad actual	Hact
Humedad objetivo	Hob
Impuesto sobre la renta	ISR
Inflación	f
Kilogramos	Kg
Kilogramos de sólidos volátiles	Kg _{sv}
Litros	L
Masa de agua en la FORSU	mH ₂ O
Materia seca	MS
Materiales Conductores	MC
Mega watt	MW
Mega watt hora	MWh
Metales Alcalinos y Alcalinotérreos	MAA
Metros cuadrados	m ²
Metros cubico	m ³



Metros cúbicos en condiciones normales	Nm ³
Miligramos	mg
milímetros	mm
Milivoltio	mV
Minutos	min
Nanómetros	nm
Partes por millón	ppm
Período de recuperación de inversión	PRI
Planta de tratamiento de aguas residuales	PTAR
Plug flow reactor	PFR
Polietileno	PET
Potencial de hidrógeno	pH
Potencial de Óxido Reducción	POR
Presión	P
Relación carbono - hidrógeno	C/N
Residuos Sólidos Urbanos	RSU
Secretaria de hacienda y crédito público	SHCP
Segundos	s
Servicio de administración tributaria	SAT
Sólidos Totales	ST
Sólidos Volátiles	SV
Tasa de Carga Orgánica	TCO
Tasa de interés	ISR
Tasa interna de retorno	TIR
Tasa mínima aceptable de retorno	TMAR
Temperatura	T
Tiempo de Retención de Sólidos	TRS
Tiempo de Retención Hidráulica	TRH
Tonelada	t
Transferencia de Electrones Interespecie a través de Formiato	TIF
Transferencia de Electrones Interespecie a través de Hidrogeno	TIH
Transferencia Directa de Electrones Interespecie	DIET
Transferencia Mediada de Electrones Interespecie	MIET
Valor presente neto	VPN



1. RESUMEN

La digestión anaerobia (DA) es un proceso ya establecido y desarrollado a escala industrial y se han incorporado diversos métodos para generar biogás de mejor calidad disminuyendo los costos de producción. La adición de biocarbón (BC) al digestor anaerobio mejora las reacciones químicas a través de las interacciones entre distintos consorcios microbianos propiciando la degradación de los residuos orgánicos con una tasa de producción y rendimiento de metano aumentados. Sin embargo, en México la implementación de DA no ha sido desarrollada en su totalidad debido a que es un país que aún depende de los combustibles fósiles como principal fuente de energía. Además, a pesar de ser un país con gran vocación agrícola, el digestato que se obtiene como subproducto del proceso, no ha sido aprovechado, aún con sus demostradas capacidades como mejorador de suelos.

Debido a lo anterior, el objetivo de este trabajo fue evaluar la implementación de una planta de DA de residuos orgánicos bioestimulada con BC a escala industrial en México, específicamente para los residuos que se generan dentro de la CDMX y Zona Metropolitana. Para ello se toman dos escenarios: proceso convencional y bioestimulado; utilizando como apoyo el simulador SuperPro Designer v.12 para la determinación de flujos y costo de maquinaria.

Con este trabajo se evidencia que la implementación del BC al sistema genera una disminución en la inversión inicial y egresos anuales al igual que un aumento en la producción de biogás, se evaluó desde la perspectiva costo – beneficio puesto que se trata de un proceso en beneficio de la sociedad al ser una forma de disminuir los residuos sólidos urbanos y energía renovable. La relación se basó en los m³ de biogás producido de cada escenario por el flujo neto de efectivo lo cual demostró que el proceso bioestimulado es 2.3 veces más eficiente que el proceso convencional al lograr una mayor cantidad de producción de biogás debido a la incorporación de biocarbón al sistema.



2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Evaluar el proceso de digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) bioestimulada con biocarbón para mejorar el rendimiento del proceso a escala industrial.

2.2. Objetivos particulares

1. Analizar con base en investigaciones a escala laboratorio y piloto, el potencial de mejora en el rendimiento de la digestión anaerobia con la adición de biocarbón a escala industrial.
2. Proponer un esquema técnico de la configuración de una planta de digestión anaerobia y parámetros de operación adecuados para la incorporación de biocarbón.
3. Realizar un análisis económico para determinar si es factible la adición de biocarbón como agente bioestimulante desde la perspectiva costo – beneficio.



3. JUSTIFICACIÓN

La digestión anaerobia (DA) es un método para aprovechar energéticamente los residuos orgánicos y obtener biogás, cuyos usos dependen de su calidad. Los beneficios de la DA son amplios en el ámbito social, ambiental y económicos, sin embargo, en México esta tecnología no se ha extendido a escala industrial. Se han desarrollado investigaciones a escala laboratorio y en menor medida, a escala piloto sobre la incorporación de aditivos para bioestimular la DA tales como los materiales conductores a base de carbono y a base de hierro (Foster et al., 2021). Estos materiales pueden coadyuvar a mantener un pH adecuado para el sistema, le confieren una mayor capacidad para soportar altas tasas de carga orgánica, favorecen el crecimiento bacteriano en el medio, lo que propicia una mayor interacción mediada y directa entre las bacterias y arqueas metanogénicas para producir mayores rendimientos de metano. Por otra parte, los productos y subproductos finales pueden mejorar su calidad ya que estos materiales poseen mecanismos fisicoquímicos que permiten la purificación *in situ* del biogás, reduciendo así la concentración de CO₂ y H₂S.

Es por ello que introducir materiales conductores como el biocarbón (BC) a la digestión anaerobia es una opción viable para la obtención de biogás enriquecido en metano. Sin embargo, hasta ahora los estudios a nivel industrial no se han desarrollado en la práctica y existen escasas investigaciones que modelen su implementación más allá de la escala piloto (Uddin & Wright, 2022; Masebinu et al., 2019; Oni et al., 2019). Una alternativa para obtener resultados es trabajar la DA en simuladores en donde se puede escalar a nivel industrial y obtener resultados técnicos y económicos muy aproximados a la realidad. Al día de hoy existen trabajos que analizan mediante las simulaciones las ventajas y/o desventajas de procesos convencionales (Chowdhury, 2021; Kesharwani & Bajpai, 2021; Paritosh et al., 2021; W. Zhao et al., 2021) pero no existen investigaciones que simulen los rendimientos técnicos y económicos que se podrían obtener en la DA bioestimulada con materiales conductores.

4. MARCO TEÓRICO

4.1. Tecnologías de valorización energética

Las tecnologías de valorización energética son una solución para el deterioro ambiental debido a que convierten residuos urbanos en energía. Estas tecnologías están divididas en tres categorías: vertederos, de conversión térmica y de conversión biológica (Figura 1).

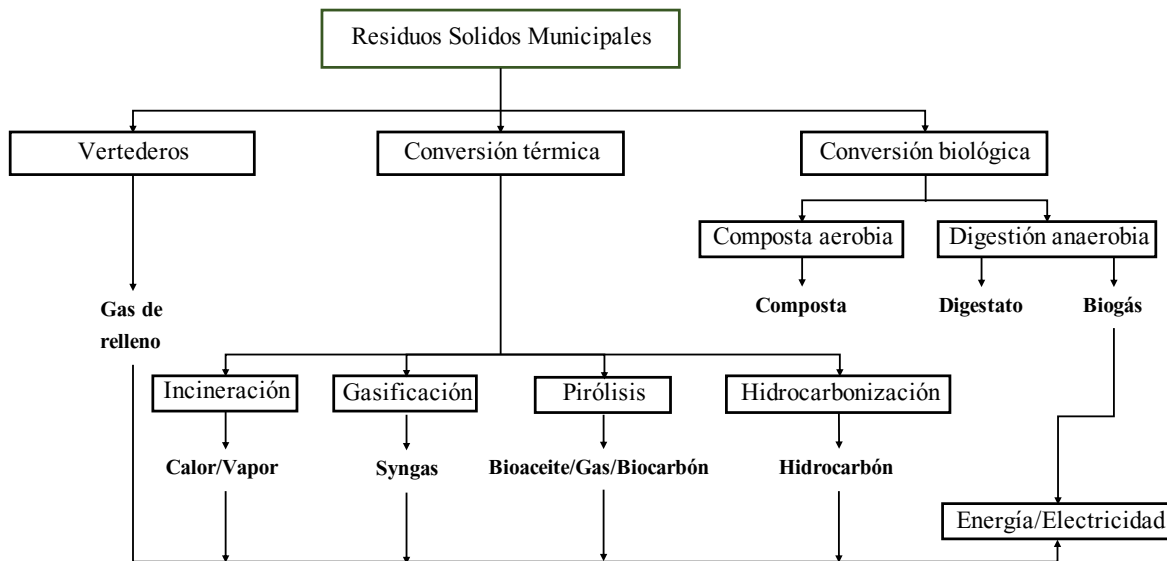


Figura 1. Técnicas de tratamiento de RSU y productos
Fuente: Adaptado de Foster *et al.*, 2021

4.1.1. Vertederos

Los vertederos o rellenos sanitarios consisten en la disposición controlada de residuos en tierra y en algunos casos recuperan el biogás que se genera en las celdas de disposición y tienen un control de los lixiviados. La tasa de producción de biogás dentro de un vertedero depende de varios factores, como el tipo de vertedero, la composición de los desechos, las condiciones climáticas, el contenido de humedad y la edad de los desechos. El biogás producido en vertederos contiene de 50 a 60% de CH₄ (Kumar & Samadder, 2017).



4.1.2. Conversión térmica

La conversión térmica es una técnica de recuperación en la que se calientan materiales sólidos como sedimentos, residuos urbanos o lodos para aumentar la movilidad y facilitar la extracción de componentes orgánicos para producir energía eléctrica, gasolina o gas. La tecnología de conversión térmica es útil para residuos con un bajo contenido de humedad (Foster *et al.*, 2021). Los procesos de conversión térmica son: incineración, pirólisis y gasificación los cuales tienen diferentes condiciones de reacción y a su vez diversos productos (Tabla 1).

Tabla 1. Condiciones de reacciones típicas de procesos de tratamiento térmico y sus productos

Parámetros	Incineración	Pirólisis	Gasificación	Hidrocarbonización	
Principio	Combustión oxidativa completa.	Degradación térmica de material orgánico en ausencia de oxígeno.	Oxidación de parcial.	Agua subcrítica como medio de reacción.	
Temperatura de operación (°C)	850 – 1200	400 – 800	800 – 1600	180 – 250	
Atmósfera	Presencia de suficiente oxígeno.	Ausencia de oxígeno.	Suministro controlado de oxígeno.	Presencia de oxígeno	
Productos de reacción	Sólidos	Cenizas de fondo, cenizas volantes, escoria, otras sustancias no combustibles como metales y vidrio.	Ceniza, biocarbón.	Ceniza, escoria.	Hidrocarbón
	Líquidos		Condensado de gas de pirólisis (aceite de pirólisis, cera, alquitrán).		Agua de proceso
	Gaseosos	CO ₂ , H ₂ O, O ₂ y N ₂	Syngas (H ₂ , CO, hidrocarburos, H ₂ O y N ₂)	Syngas (H ₂ , CO, CO ₂ , CH ₄ , H ₂ O y N ₂)	
Pretratamiento	No requerido	Requerido	Requerido	No requerido	

Fuente: (Mumme *et al.*, 2011; Escamilla *et al.*, 2020)



Además, se encuentra la hidrocarbonización hidrotermal, que se diferencia de los demás procesos térmicos por operar a una temperatura más baja y produce un sólido carbonoso llamado hidrocarbón, sin embargo, la fracción acuosa resultante, denominada agua de proceso, representa un residuo secundario problemático que requiere un tratamiento eficaz debido a la alta demanda de oxígeno y la presencia de cantidades variables de nutrientes.

4.1.3. Conversión biológica

La conversión biológica se basa en la descomposición microbiana del contenido orgánico de los residuos sólidos urbanos (RSU). Es preferible para los desechos con alto porcentaje de materia orgánica biodegradable y alto contenido de humedad (Ali *et al.*, 2020). Dentro de los procesos de conversión biológica podemos encontrar el compostaje y la digestión anaerobia.

El compostaje transforma la biomasa en agua, dióxido de carbono y un producto sólido estable conocido como composta la cual es adecuada para reemplazar a los mejoradores del suelo e incluso, según su calidad y composición nutrimental, a los fertilizantes químicos y apoyar la formación del humus, lo cual es un beneficio que no se puede lograr de manera artificial (Onwosi *et al.*, 2017). El segundo proceso de conversión biológica es la DA el cual descompone la materia orgánica en ausencia de oxígeno, dicha materia orgánica se transforma en biogás con una concentración alta de CH₄ y un lodo rico en nutrientes que puede ser utilizado como mejorador de suelo (Ali *et al.*, 2016).

4.1.3.1. Digestión anaerobia

La DA es un proceso del cual se obtienen beneficios ambientales, sociales y económicos al utilizar la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), residuos agropecuarios y/o lodos de depuradora como materia prima para generar biogás. Esta tecnología contribuye con la generación de una energía circular, mitiga los gases de efecto invernadero (GEI), reduce la carga orgánica de afluentes



residuales de la industria agroalimentaria y por ende la contaminación de agua; además, el digestato dependiendo de su composición podría reemplazar el uso de fertilizantes inorgánicos en el suelo (Wainaina *et al.*, 2020; Zamri *et al.*, 2021).

Sin embargo, al tratarse de un proceso sintrófico se deben de mantener parámetros de operación y ambientales adecuados de acuerdo con el tipo de alimentación y reactor que se utilice con el fin de obtener productos con la calidad necesaria para su posterior uso, de lo contrario se presentarían inhibiciones en el sistema y por ende un rendimiento menor de los productos, provocando incluso obstrucciones en la tubería que dañan al reactor. Las principales inhibiciones durante la DA se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Inhibidores de la DA y sus efectos

Inhibidor	Efecto en la DA	Referencia
Ácidos grasos volátiles (AGV's)	Reduce el pH lo cual inhibe los metanógenos. Baja la población de arqueas. Reactor acidificado.	(Capson <i>et al.</i> , 2018)
Acumulación de H ₂	Incrementa la presión parcial y provoca inhibición de coenzimas oxidadas de bacterias acetogénicas.	(Gahlot <i>et al.</i> , 2020)
Nitrógeno (inorgánico)	Inhibe las enzimas de la metanogénesis. Desequilibra los protones en el reactor. Acumulación de ácido.	(Milán <i>et al.</i> , 2010)
Derivados de sulfuro	Activa los microorganismos reductores de sulfato que compiten con los acetógenos. Disminuyen los metanógenos.	(Feng <i>et al.</i> , 2010)

Fuente: Adaptado de (Gahlot *et al.*, 2020; Kumar & Samadder, 2017)

A continuación, se describen los principales parámetros de operación de digestión anaerobia alimentado y en la Tabla 3 se muestran los valores óptimos para la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos como sustrato:

Tasa de carga orgánica (TCO): Indica la cantidad de material biodegradable que se alimenta al digester dentro de un período determinado. El incremento de la TCO aumenta la concentración de AGV's y la demanda química de oxígeno, situación



que contribuye a una degradación excesiva del sustrato y a su vez inhibe la actividad metanogénica, disminuyendo el rendimiento del biogás.

Relación C/N: Es la relación entre la cantidad de carbono y nitrógeno presente en la materia orgánica. El exceso de contenido de carbono ralentizará el proceso de degradación, mientras que una relación baja indica una concentración alta de nitrógeno amoniacal que inhibe el proceso (Chatterjee & Mazumder, 2019).

pH: En la Figura 2 se muestran los rangos de pH de estabilidad para los microorganismos, RSU y el pH óptimo para mantener estable el proceso de DA, los metanógenos son sensibles a un pH inferior a 6.5 y dejan de crecer; por el contrario, un pH mayor a 7.4 conduce a la formación de amoníaco libre (Wang *et al.*, 2014).

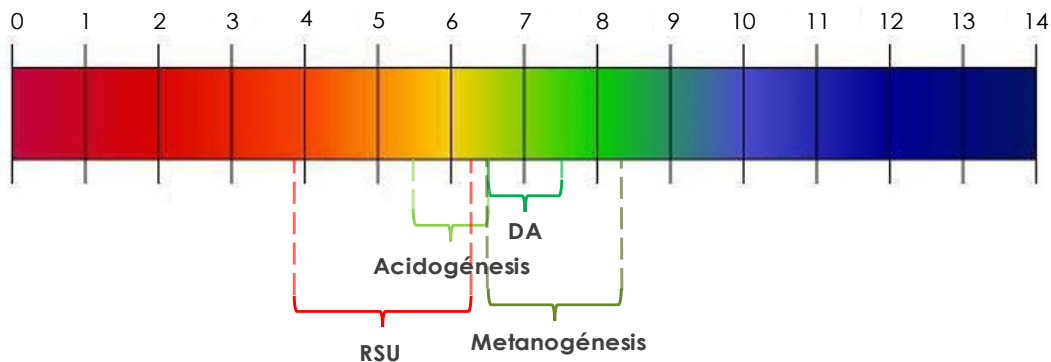


Figura 2. Valores de pH durante el proceso de DA
Fuente: Modificado de Zamri *et al.*, 2021

Alcalinidad: La reducción de pH provocada por los AGV's es anulada por los metanógenos, que producen alcalinidad en forma de CO_2 y HCO_3 . La baja capacidad amortiguadora se puede mitigar reduciendo la TCO, agregando sales para la conversión de CO_2 en HCO_3 o mediante la adición directa de HCO_3 (Ward *et al.*, 2008).



Tiempo de retención hidráulica (TRH): La FORSU que contiene una alta concentración de carbohidratos, celulosa, proteínas, lípidos y compuestos grasos requieren un periodo de TRH elevado (Anyaku & Baroutian, 2018).

Tiempo de retención de sólidos (TRS): Es el tiempo promedio que las bacterias pasan en el reactor. Un TRS bajo da como resultado la acumulación de AGV's, aumento de la alcalinidad y eliminación de la biomasa (Jain et al., 2015). En un reactor completamente mezclado (CSTR) o flujo pistón (PFR), el TRS es igual al TRH. Sin embargo, en una variedad de reactores, como los de biopelícula, el TRS excede al TRH (Burke, 2001).

Potencial de óxido de reducción (ORP): Caracteriza el grado relativo de oxidación o reducción. Los metanógenos requieren un ambiente reductor fuerte (menor a -400mV) para un crecimiento óptimo (Panigrahi & Dubey, 2019).

Nutrientes: Es necesario mantener macronutrientes como Ca^+ , N^{3+} , P^+ y S^{2+} en un rango apropiado durante la DA. Además, requiere microelementos en concentración baja ($1 \times 10^{-6} - 1 \times 10^{-15}$) de Fe^{2+} , Ni^{3+} , Co^{2+} , Mo^{5+} , Zn^{4+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} , Se^{2+} y W^{5+} (Thanh et al., 2016).

Presión de cabeza: La presión sobre la superficie de la materia prima minimiza la liberación de CO_2 gaseoso al mejorar la solubilización del gas y la presión parcial sobre los reactivos. Este aumento de la presión parcial promueve la alta eficiencia de conversión de diversas reacciones enzimáticas. La presurización también afecta el tamaño de las burbujas de los gases con el efecto de mejorar el área de contacto entre los microorganismos y los sustratos gaseosos. Las presiones de funcionamiento de hasta aproximadamente 20 bar fueron las más adecuadas para el enriquecimiento de metano (Budzianowski, 2016).



Tabla 3. Valores óptimos para DA con FORSU como sustrato

Parámetro de operación	Valor	Referencia
TCO (kg _{SV} /m ³ /día)	0.5 – 11	(Appels <i>et al.</i> , 2011)
Relación C/N	20 – 35	(Li <i>et al.</i> , 2015)
pH	7	(Wang <i>et al.</i> , 2014)
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	1000 a 5000	(Metcalf <i>et al.</i> , 2003)
TRH (días)	15 a 21	(Anyaoku & Baroutian, 2018)
TRS (días)	15 a 21	(Burke, 2001).
ORP (mV)	-200 y -350	(Panigrahi & Dubey, 2019).

4.2. Sistemas de digestión anaerobia

De acuerdo con la Figura 3 hay distintas maneras de llevar a cabo el proceso de DA, que depende tanto de la materia prima que se procese como del presupuesto destinado al proyecto. La DA se divide en dos categorías de acuerdo con el contenido de sólidos totales (ST):

1. *Húmeda* ($\leq 10\%$ ST). La mayor ventaja que tiene este tipo de DA es el rendimiento económico. Además, es una técnica eficiente en términos de producción de metano y cinética de producción de gas ya que se promueve un contacto eficiente entre los microorganismos (Arelli *et al.*, 2018).
2. *Seca* ($\geq 20\%$ ST). Se pueden agregar altas tasas de carga orgánica, minimiza el consumo de agua y de energía, se maneja fácilmente el digestato el cual debido al bajo contenido de humedad tiene una alta concentración de nutrientes. La DA seca tiene como limitante el contacto microbiano el cual es deficiente por lo que el proceso se hace más susceptible a la acumulación de compuestos inhibidores como amoníaco, AGV's y metales pesados (Arelli *et al.*, 2018; Kumar & Samadder, 2017).

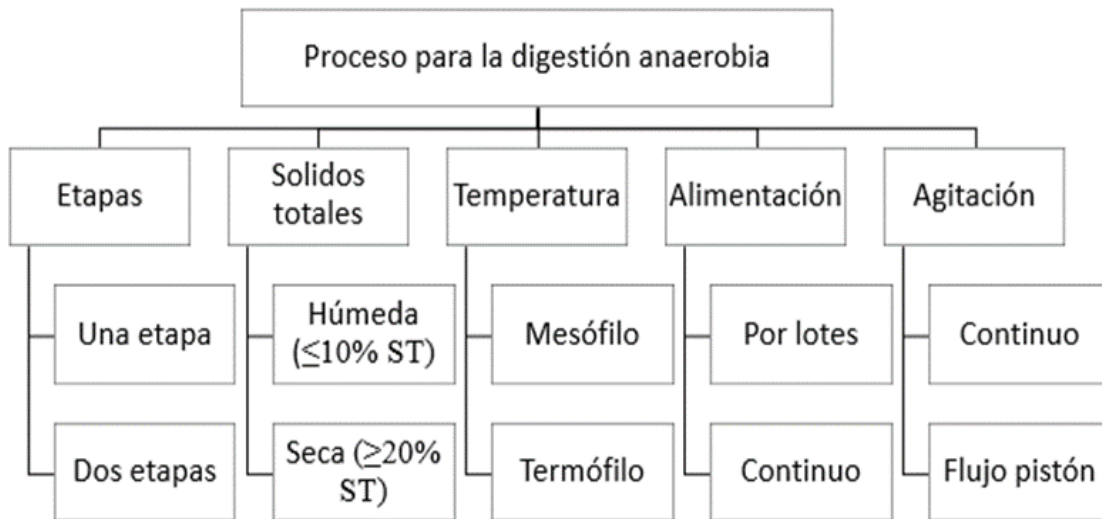


Figura 3. Clasificación general para los sistemas de digestión anaerobia
Fuente: Adaptado de Arnohun, 2017

La elección de la temperatura va de acuerdo con las condiciones atmosféricas del lugar en donde se encuentra la planta de DA y son dos los rangos principales.

1. *Mesofílica* (20 – 40 °C). Es un proceso estable con menor acumulación de AGV's y un rendimiento bajo de CH₄.
2. *Termofílica* (50 – 65 °C). Es susceptible a generar inestabilidad en el proceso debido a que se aceleran las reacciones incrementando la producción de gas lo cual ocasiona un tiempo de retención bajo (Braguglia *et al.*, 2018; Sawatdeenarunat *et al.*, 2015).

También se puede tener un sistema de una o dos etapas (Figura 4).

1. *Una etapa*: Tiene una baja complejidad operativa al igual que un bajo costo, no requiere de un espacio amplio y además se llevan a cabo las cuatro fases de la DA simultáneamente.
2. *Dos etapas*: Es un proceso estable para residuos altamente fermentables (no presentan la fase de hidrólisis como etapa limitante); soporta altas TCO, aumenta la eficiencia de conversión del sustrato y producción de metano e hidrógeno debido a las condiciones de operación específicas para cada fase de la DA (Cremonez *et al.*, 2021; Rajendran *et al.*, 2020).

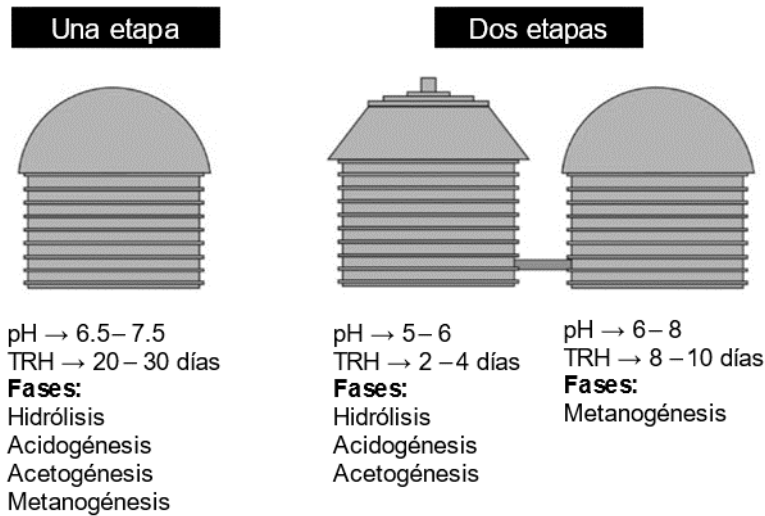


Figura 4. Configuración de los sistemas de DA de una y dos etapas
Fuente: Adaptado de Cremonoz *et al.*, 2021

Para la alimentación y agitación del reactor biológico se cuentan con distintas tecnologías con condiciones de operación establecidas, las cuales son: digestión húmeda continua, digestión seca continua y digestión seca en lote.

Digestión húmeda continua: En la Figura 5 se muestran dos tipos de tecnologías para la biodigestión húmeda continua, ambas trabajan en temperaturas mesofílicas y termofílicas. El reactor de tanque agitado continuo, también llamado CSTR por sus siglas en inglés (*Continuous Stirred Tank Reactor*), tiene un rango de operación de materia seca del 6 al 15%. El digestor hidráulico al operar de manera continua no necesita agitación, el porcentaje de materia seca necesario varía del 6 al 16%.

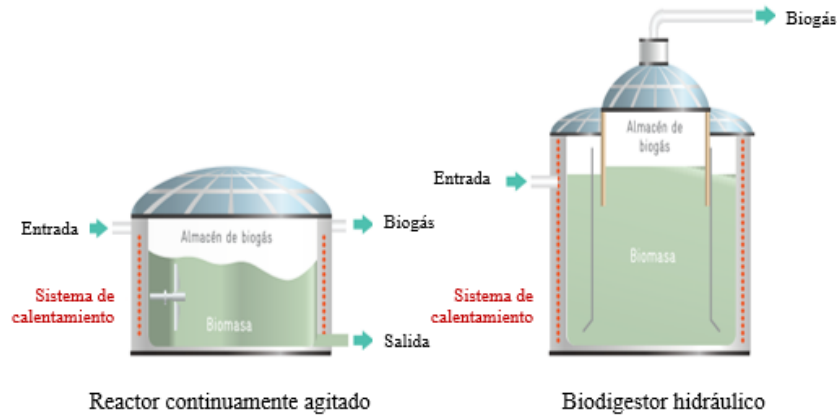


Figura 5. Tecnologías para digestión húmeda continua
Fuente: Adaptado de EnRes, 2018

Digestión seca continua. La biomasa se transporta desde la entrada al final del tanque, por lo que todas las partículas tienen el mismo tiempo de retención. Debe tener un sistema de agitación robusto (Figura 6). El contenido de materia seca debe estar dentro del rango de 15 y 45%, el reactor puede operar tanto horizontalmente como verticalmente. El volumen de los reactores es limitado (entre 1000 y 2000 m³) por las intensas fuerzas radiales involucradas en el proceso de agitación y normalmente trabaja en condiciones termofílicas.

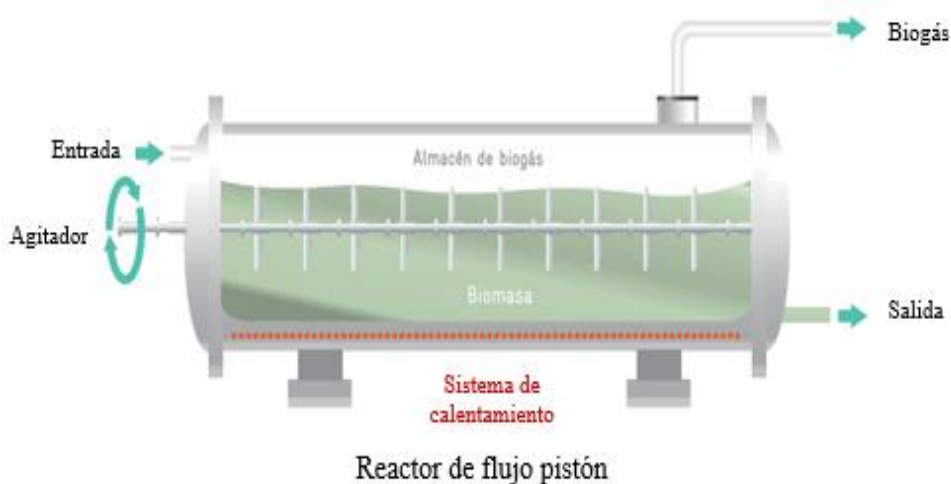


Figura 6. Tecnología para la digestión seca continua
Fuente: Adaptado de EnRes, 2018

Digestión seca en lote. La biomasa es procesada en lotes que permanecen por un tiempo de retención definido, el siguiente lote es inoculado con el digestato obtenido del proceso previo. Los lixiviados del sistema de drenaje se recirculan para que sirvan como líquido de percolación y optimicen el contacto. El proceso necesita maquinaria de transporte pesado. Un inconveniente es el porcentaje de materia seca necesario, que debe ser mayor al 30%, así como la necesidad de al menos tres digestores para homogeneizar el nivel de producción de gas (Figura 7).

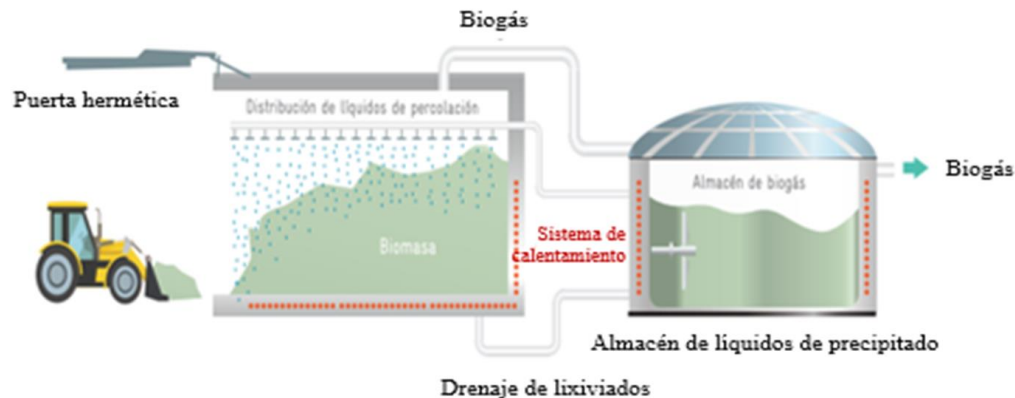


Figura 7. Tecnología para la digestión seca en lote
Fuente: Adaptado de EnRes, 2018

4.2.1. Bioquímica y microbiología del proceso

El proceso de DA incluye cuatro fases secuenciales, denominadas hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Figura 8), las cuales se realizan mediante bacterias hidrolíticas, acidogénicas, acetogénicas productoras de hidrógeno, homoacetogénicas y metanogénicas (Ghosh *et al.*, 2020).

Hidrólisis. Los compuestos orgánicos complejos que las bacterias no pueden utilizar directamente se descomponen en monómeros solubles como los aminoácidos, azúcares simples y ácidos grasos de cadena larga (AGCL) por exoenzimas hidrolíticas.



Acidogénesis. Sirve como intermediario del metabolismo como un receptor de electrones. En este proceso, las bacterias de fermentación acidogénica utilizan esos monómeros solubles para su crecimiento y de ese modo los convierten en AGV's tales como ácido acético, ácido propiónico, ácido butírico y ácido valérico junto con dióxido de carbono, agua e hidrógeno (Zhao *et al.*, 2017).

Acetogénesis. Los ácidos grasos volátiles, excepto el ácido acético, son nuevamente consumidos por las bacterias acetogénicas, los acetógenos productores de hidrogeno metabolizan los productos hidrolíticos en ácido acético e hidrógeno. Una pequeña cantidad de bacterias homoacetogénicas utilizan CO_2/H_2 como sustratos para formar ácido acético.

Metanogénesis. Los metanógenos que utilizan acetato (metanógenos acetoclásticos) producen metano al dividir el acetato en metano y bicarbonato, mientras que los metanógenos que utilizan hidrógeno (metanógenos hidrogenotróficos) producen metano oxidando hidrógeno con dióxido de carbono como el receptor de electrones terminal (Demirel & Scherer, 2008).

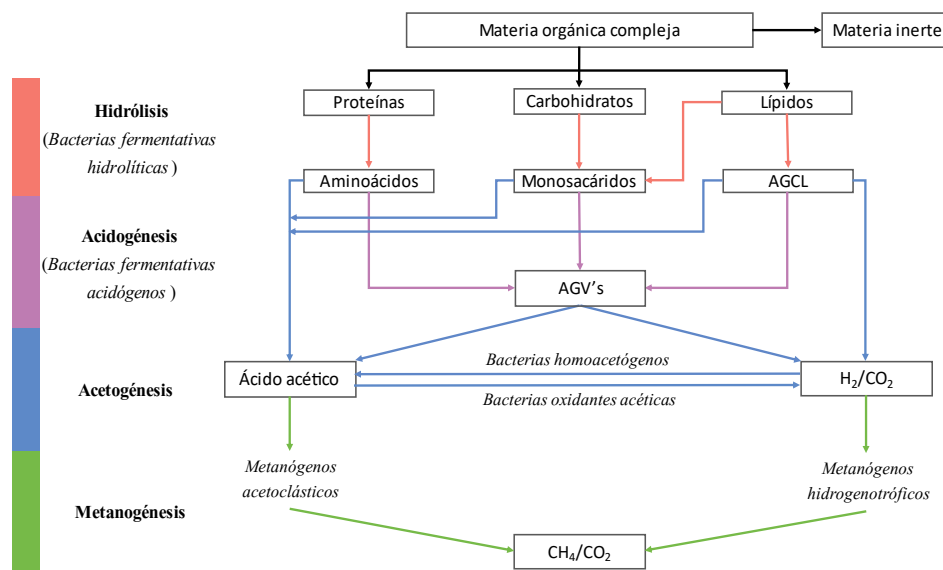


Figura 8. Etapas de la digestión anaerobia
Fuente: Modificado de Li *et al.*, 2019



La acetogénesis y la metanogénesis deben crear un equilibrio sintrófico para proporcionar un microambiente termodinámicamente favorable para la conversión de AGV's de este modo se obtiene un proceso anaerobio estable y eficiente. Es esencial que el H_2 sea removido por los metanógenos hidrogenotróficos ya que esto facilita la disminución de la energía de Gibbs (Li *et al.*, 2018). Por lo tanto, la sintrofia entre las bacterias productoras de hidrógeno y los metanógenos hidrogenotróficos es esencial.

4.2.2. Mecanismo sintrófico

En síntesis, la digestión anaerobia es la producción de metano y dióxido de carbono a partir de materia orgánica compleja. Los compuestos orgánicos poliméricos deben hidrolizarse a monómeros más simples debido a que los metanógenos solo pueden metabolizar directamente los compuestos C_1 y acetato, para lograr esto debe ocurrir un proceso de oxidación y la mejor estrategia conocida para disminuir los electrones en las comunidades metanogénicas es mediante la reducción de protones para producir H_2 . De esta forma los metanógenos oxidan el hidrógeno y/o formiato y usan los electrones para reducir el dióxido de carbono a metano (Zhao *et al.*, 2020)

4.2.2.1. *Transferencia mediada de electrones interespecie (MIET)*

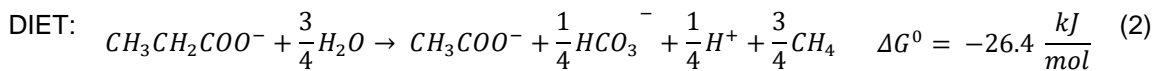
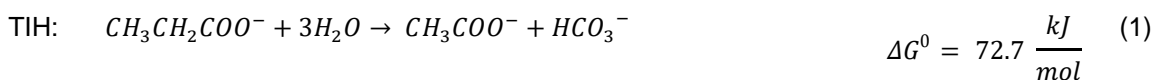
La MIET es uno de los primeros mecanismos de transferencia de electrones (Wolin & Wohn, 1967) el cual implica una transferencia de electrones interespecie a través de hidrógeno y formiato (TIH, TIF respectivamente) entre microorganismos sintróficos (Figura 9a). Estos tipos de reacciones son susceptibles a sufrir alteraciones por tratarse de una transferencia basada en la difusión, además de ser un proceso lento. Generalmente la producción de H_2 o formiato es casi imposible que ocurra espontáneamente debido a la energía de Gibbs positiva, por lo tanto, es esencial mantener un valor negativo y presiones parciales bajas, un ejemplo de esto es el consumo de H_2 por los metanógenos a bajas presiones parciales ($<10^{-4}$ atm), para así dar paso a la fermentación secundaria de ácidos grasos y alcoholes a H_2 por bacterias sintróficas (Madigan, 2015).



Una alternativa para la TIH y TIF es la transferencia directa de electrones interespecies (DIET) que es un proceso que ahorra energía y es más eficiente (Lovley, 2017), en donde los socios donantes de electrones pasan los electrones a los aceptores a través de contactos eléctricos (Figura 9b) en lugar de producir portadores intermedios de electrones solubles como en la MIET que transportan electrones de manera difusiva y puede llevarse a cabo mediante materiales conductores de naturaleza diversa (Zhao *et al.*, 2020).

4.2.2.2. Transferencia directa de electrones interespecie (DIET)

La velocidad de transferencia de electrones en la DIET es 10^6 veces más rápida que con la MIET (Cruz Viggi *et al.*, 2014), lo que permite una degradación de sustrato más rápida. En un sistema basado en propionato adicionando magnetita, el valor de la energía de Gibbs en la DIET es negativo (Jing *et al.*, 2017), lo cual indica que es una reacción espontánea y exotérmica al no necesitar energía para llevarse a cabo, por otro lado en la TIH la reacción no se da de manera espontánea y se considera una reacción endógena.



El mecanismo para la DIET actualmente se divide en dos vías (Wu *et al.*, 2020):

1. A través de conexiones bioeléctricas, que implica el uso de compuestos biológicos, tales como pili conductores, citocromo tipo C o formar una conexión estrecha en la superficie exterior de la célula, para intercambios de electrones directos entre especies.
2. A través de conexiones conductoras abióticas, mediante el uso de materiales conductores (MC).

De estas dos vías, la DIET con materiales conductores ha tenido mayor repercusión en los últimos años. La mejora en la producción de metano adicionando MC se

asocia con el enriquecimiento de poblaciones microbianas, con un proceso más estable y un mayor rendimiento de metano (Lin *et al.*, 2017; Mei *et al.*, 2018; Lei *et al.*, 2019; Guo *et al.*, 2020; Sun *et al.*, 2020).

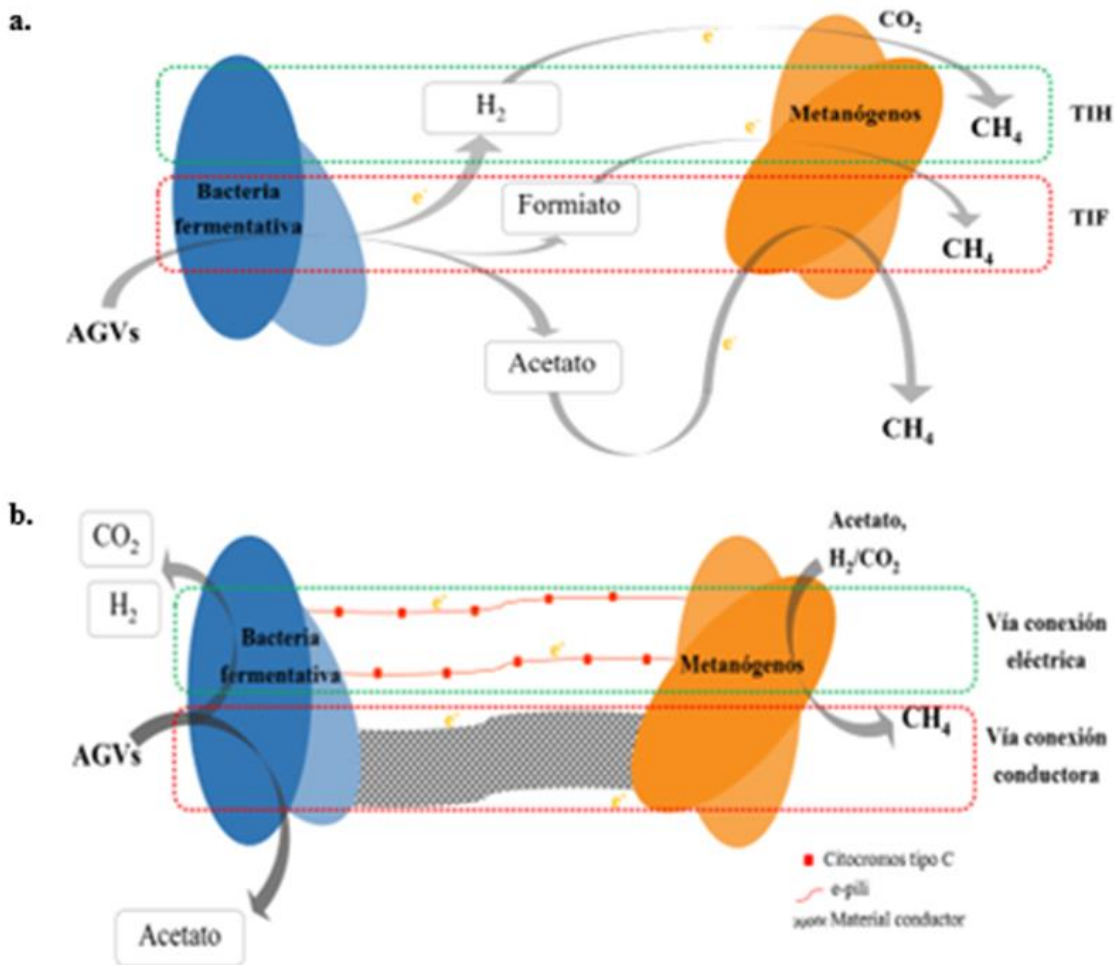


Figura 9. Mecanismo de (a) MIET y (b) DIET
Fuente: Modificado de Wu *et al.*, 2020

4.2.3. Bioestimulantes

La digestión anaerobia de residuos orgánicos ha mejorado su desempeño mediante el uso de diversas técnicas que incluyen co-digestión, pretratamiento del sustrato, suplementación con aditivos y la optimización de los parámetros sin embargo, la suplementación con bioestimulantes ofrece numerosas ventajas sobre el resto de



las anteriores, como la facilidad de aplicación, no es necesario modificar la infraestructura y tiene un costo de funcionamiento competitivo (Lin *et al.*, 2016). En la Tabla 4 se resumen diferentes aditivos que mejoran el proceso de DA.

Tabla 4. Aditivos en la Digestión Anaerobia

Aditivos	Sustancia	Efecto	Referencia
Nutrientes	Nitrógeno	El C, N y P promueven el crecimiento de microorganismos durante la fermentación del biogás.	(Zhang <i>et al.</i> , 2018a)
	Fosforo		
	Potasio		
	Calcio		
Microelementos	Hierro	Mejoran la actividad metabólica en los metanógenos.	(Paritosh <i>et al.</i> , 2020)
	Cobalto		
	Níquel		
	Selenio		
Adsorbentes	Bentonita	Incrementan el contenido del biogás y de CH ₄ . Disminuyen el contenido de DBO y DQO.	(Abramov <i>et al.</i> , 2016)
	Pectina		
	Polvo de aluminio		
Agentes espumantes	Antiespumante de poliéter	Elimina la espuma durante la digestión anaerobia.	(Liu <i>et al.</i> , 2010)
	Antiespumante de organosilicio		
Agentes quelantes	Ehime azul	Proporciona carbono a los microorganismos y aumenta la tasa de crecimiento de los metanógenos mejorando la disponibilidad de nutrientes inorgánicos.	(Gaddy, 1998)
	Complejo serina-cobalto		
Inhibidor	Iones de metales pesados	Promueven la actividad biológica del sistema a muy baja concentración.	(Wang <i>et al.</i> , 1999)
	Ácidos		
	Cianuro		
Acelerador	HfC	Aumenta la producción de biogás, la DQO y la capacidad de amortiguación. Mejoran la tasa de degradación y las concentraciones de NT	(Li <i>et al.</i> , 2018)
	SiC		
	TiC		
	WC		
	TaO	Mejoran la tasa de degradación de DQO y el rendimiento de biogás.	(Yun, 2016)
	WO ₃		
	WO ₂₇₂		
W ₂			

Fuente: Adaptado de (Abbas *et al.*, 2021)



Además, se han aplicado diversos materiales conductores (a base de carbono y a base de hierro) como bioestimulantes en digestores anaerobios para mejorar el rendimiento de la fermentación anaerobia y la metanogénesis. Estos materiales facilitan la DA termodinámica y cinéticamente porque desencadenan un metabolismo sintrófico más eficiente para aumentar la capacidad de captura de electrones y acelerar la velocidad de reacción, lo cual se logra por las características superficiales que presentan como, soporte físico, que proporciona el crecimiento de biopelículas para mejorar las interacciones microbianas (Lee *et al.*, 2017; Tremblay *et al.*, 2017), área superficial específica, si es alta proporciona más sitios de colonización y condiciones favorables para la unión celular así como la porosidad, que se asocia con la capacidad de donación de electrones (Dang *et al.*, 2017). La fase de latencia que precede a la producción de metano se reduce y aumenta la producción de metano cuando se agregan MC's en los experimentos por lotes (Rotaru *et al.*, 2014; Zhang & Lu, 2016; Yang *et al.*, 2017; Mei *et al.*, 2018). En los digestores anaerobios continuos, los MC también aceleran la producción de metano y contribuyen para una operación más estable, permitiendo TCO más altas y una mayor remoción de la DQO (Zhao *et al.*, 2017).

4.2.3.1. *Materiales a base de hierro*

Los materiales a base de hierro tales como la magnetita y hematita reemplaza la función de los citocromos tipo C facilitando el transporte de electrones entre e-pilli y el entorno externo (Liu *et al.*, 2015) mejorando así la fase de metanogénesis. (Kato *et al.*, 2012) fue el primero en encontrar que la adición de hematita y magnetita en digestores anaerobios puede reducir el tiempo de latencia y mejorar las tasas de producción de metano debido a una sintrofia basada en la DIET.

Hasta la fecha diferentes estudios han demostrado que la adición de estos materiales conductores promueve la DIET y la producción de metano (Tabla 5).



Tabla 5. Estudios sobre reactores metanógenos adicionados con MC a base de hierro para la estimulación de la DIET

Material		Sustrato	Observaciones	Referencia
Tipo	Dosis			
Magnetita	0.01-1g/L	Propionato	La producción de metano incrementó un 44%	(Jing <i>et al.</i> , 2017)
	6.4 mM	Butirato	Disminuyó del tiempo de latencia y la producción de CH ₄ aumentó 3 veces.	(Liu <i>et al.</i> , 2012)
	10 mM	Propionato + acetato	Mejóro la degradación de propionato, mayor producción de CH ₄ .	(Zhang & Lu, 2016)
	6.25 mM	Propionato	Incrementó la producción de CH ₄ 1.3 veces.	(Cruz Viggi <i>et al.</i> , 2014)
Hematita	25 mM	Benzoato	Acortó el tiempo de latencia de 28 a 16 días.	(Zhuang <i>et al.</i> , 2015)
	20 mM	Etanol + Acetato	Disminuyó el tiempo de latencia y aumentó la producción de CH ₄ 1.4 más.	(Kato <i>et al.</i> , 2012)

Fuente: Adaptado de (Gahlot *et al.*, 2020)

Además de la composición, una diferencia entre la magnetita y los materiales a base de carbono es el tamaño. Los materiales a base de carbono examinados en cocultivos definidos son mucho más grandes que las células, mientras que el tamaño promedio de la magnetita (20 – 50 nm) es menor. Los cristales de magnetita son demasiado pequeños para permitir el transporte de electrones de largo alcance, contrario a los materiales a base de carbono que permite el intercambio de electrones de largo alcance (cientos de micrómetros o más) entre los socios de DIET (Liu *et al.*, 2015).

4.2.3.2. Materiales carbonosos

La aplicación de materiales a base de carbono es una estrategia ideal para maximizar el rendimiento de biogás, por sus bajos costos operativos y fácil implementación a gran escala; proporcionan nutrientes necesarios a los microorganismos para acelerar la DIET, mejorando la actividad enzimática y la capacidad amortiguadora, lo que resulta en un mejor ambiente para el consumo más rápido de los AGV's, producción más rápida de H₂ y CH₄, fase de latencia más corta, mayor contenido de CH₄ y mejor calidad del digestato (Zhang *et al.*, 2018b).



En la Tabla 6 se resumen las investigaciones que se han desarrollado con estos materiales.

Tabla 6. Estudios sobre reactores metanógenos complementados con MC's a base de carbón para la estimulación de la DIET

Material		Sustrato	Observaciones	Referencia
Tipo	Dosis			
Carbón activado granular	25g/L	Etanol	El CAG aumentó la tasa de producción de CH ₄ 2.5 veces.	(Zhao <i>et al.</i> , 2015)
	1g/L	Acetato	Los microorganismos unidos a CAG mostraron una producción de CH ₄ 1.8 veces mayor.	(Zhao <i>et al.</i> , 2017)
	0.5-5g/L	Lodo activado	La producción de CH ₄ aumentó en un 17.4% para 5 g CAG/L y la tasa de reducción de lodos aumento un 6.1%	(Yan <i>et al.</i> , 2017)
	10g/L	Glucosa	Incrementó la producción de CH ₄ 2.68 veces que el control	(Lin <i>et al.</i> , 2017)
Biocarbón	10g/L	Glucosa	La adición de biocarbón resistió la carga orgánica (2-8g/L de glucosa).	(Lin <i>et al.</i> , 2017)
	2.5g/L	Etanol	Resistió altas cargas orgánicas al complementar con materiales conductores (12.3 kg / m ³ / d).	(Zhao <i>et al.</i> , 2015)
	1.25g/L	Etanol	Incrementó la producción de CH ₄ 30-40%, resiste una alta TCO.	(Zhao <i>et al.</i> , 2016)
	5 g/L	Propionato	Incrementó 1.5 veces la producción de CH ₄	(Lei <i>et al.</i> , 2016)
Tela de carbón	100 cm ² /L	Etanol	Aumentó la producción de metano de 35 – 45%	(Zhao <i>et al.</i> , 2017)
	500 cm ² /L	Butirato	Incrementó 59% la producción de CH ₄	(Chen <i>et al.</i> , 2014)
	300-600cm ² /L	Etanol	Mejoró la degradación de etanol y la producción de CH ₄	(Lin <i>et al.</i> , 2017)
Grafeno	0.5 - 2g/L	Etanol	El rendimiento de metano mejoró con grafeno 25% y la tasa de producción 20% más que el carbón activado.	(Tian <i>et al.</i> , 2017)
	30 - 120 g/L	Glucosa	Incrementó 51.4% la producción de CH ₄	(Qambrani <i>et al.</i> , 2017)

Fuente: Adaptado de (Gahlot *et al.*, 2020)



4.3. Biocarbón

Como se observó en la Figura 1, el BC es uno de los productos del proceso de pirólisis, cabe resaltar que la calidad del producto dependerá del tipo de pirólisis que se emplee (Tabla 7). Al no activarse hace que la superficie del BC sea menos eficiente en comparación con el carbón activado; pero en términos de costes de producción, el BC es más económico (Lehmann & Joseph, 2015) y como se observa en la Tabla 7 los beneficios de ambos materiales en la DA son similares.

Tabla 7. Rendimiento de los productos de pirólisis en base seca

Proceso	Temperatura (°C)	Tiempo de residencia	Bioaceite	Biocarbón	Gas de síntesis
Pirólisis rápida	300 – 1000	< 2s	75% (25% es agua)	12%	13%
Intermedio	~ 500	10 – 20s	50% (50% es agua)	25%	25%
Pirólisis lenta	100 – 1000	5 – 30min	30% (70% es agua)	35%	35%

Fuente: Adaptado de (Chiappero *et al.*, 2020)

El BC consta de carbono fijo, carbono lábil y otros compuestos volátiles, además de componentes de humedad y cenizas (Qambrani *et al.*, 2017). La superficie del biocarbón es heterogénea debido a las fracciones carbonizadas y no carbonizadas coexistentes, en las que ocurren diferentes mecanismos de sorción. Las características fisicoquímicas del BC dependen no solo de las condiciones de operación de la pirólisis, sino también de las propiedades de la materia prima que se utiliza, como los materiales lignocelulósicos, que contienen celulosa, hemicelulosa, lignina, pequeñas cantidades de otros compuestos orgánicos (fenoles, fitoesteroles y grasas) e inorgánicos (P, N, S, Si, álcalis, metales alcalinotérreos y trazas de otros minerales). Dichos materiales incluyen, madera, residuos forestales y agrícolas, desperdicios de alimentos, azúcares, lodos de depuradora, orgánicos industriales y estiércol (Ren *et al.*, 2018).



4.3.1. Biocarbón en la digestión anaerobia

Los beneficios que tiene el biocarbón en la DA se deben a diferentes propiedades fisicoquímicas del BC las cuales se detallan a continuación.

Capacidad amortiguadora y alcalinidad. La capacidad amortiguadora de un digestor está relacionada con la capacidad de neutralizar los AGV's (Chiappero *et al.*, 2020; L. Zhang *et al.*, 2018) y está determinada por la alcalinidad del sistema de DA, principalmente en forma de dióxido de carbono y bicarbonato. El BC ayuda en la mejora de la capacidad tampón de pH y depende principalmente de dos factores (Linville *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017; Jang *et al.*, 2018; Ambaye *et al.*, 2020; Wei *et al.*, 2020).

1. *Grupos funcionales:* La rápida acumulación de AGV's tiene como resultado un medio con un pH bajo en el que los grupos funcionales del BC como la amina adsorben H⁺ y aceptan electrones. Este fenómeno mitiga la caída repentina de pH.
2. *Materiales inorgánicos:* La porción de ceniza en el BC contiene materiales inorgánicos como Ca, K, Mg, Na, Al, Fe, Si y S. Entre ellos, los metales alcalinos y alcalinotérreos (MAA), son responsables de la alcalinidad del biocarbón a través de la Ecuación 3 (Ca y C_xH_xCOOH son seleccionados como representativos de los MAA y AGV's, respectivamente).



Adsorción de inhibidores. Los inhibidores generan un cambio adverso en la población microbiana o detiene el crecimiento bacteriano. Hay inhibidores directos (Cu²⁺, Zn²⁺, Cr³⁺, Cd, Ni, Pb⁴⁺, Hg²⁺, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Al³⁺), componentes orgánicos (clorofenoles, alifáticos halogenados, pesticidas, antibióticos, hidrolizado de lignocelulosa) e inhibidores indirectos, como los AGV's, AGCL, hidrogeno, amonio y sulfuros (Shen *et al.*, 2017; Lü *et al.*, 2018; Su *et al.*, 2019).

En digestores con BC, la generación mejorada de CH_4 se atribuyó a la eliminación de CO_2 , H_2S y NH_3 por su interacción fisicoquímica con el BC (Figura 10). El CO_2 se convierte en tampón $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ al reaccionar con compuestos alcalinos liberados del BC produciendo NH_3 (Shen *et al.*, 2016). El H_2S es un compuesto altamente corrosivo que si no se trata adecuadamente puede provocar corrosión en las tuberías, el BC lo remueve absorbiéndolo en su superficie seguido de una serie de reacciones oxidativas a HS^- , S^0 y SO_4^{2-} (Kanjanaong *et al.*, 2017). Y finalmente contribuye con la mitigación de amonio por factores directos (capacidad de intercambio catiónico, adsorción, grupos funcionales de superficie) y/o indirectos (DIET, e inmovilización de microorganismos) (Zhao *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2019).

Efectos en poblaciones microbianas. El BC contribuye con el enriquecimiento y la sinergia entre las poblaciones microbianas debido a la formación de biopelículas en la superficie y dentro de su estructura porosa (Figura 10). Los posibles mecanismos entre las poblaciones microbianas son tres: unión y aclimatación microbiana, colonización selectiva de microorganismos funcionales y promoción del mecanismo sintrófico.

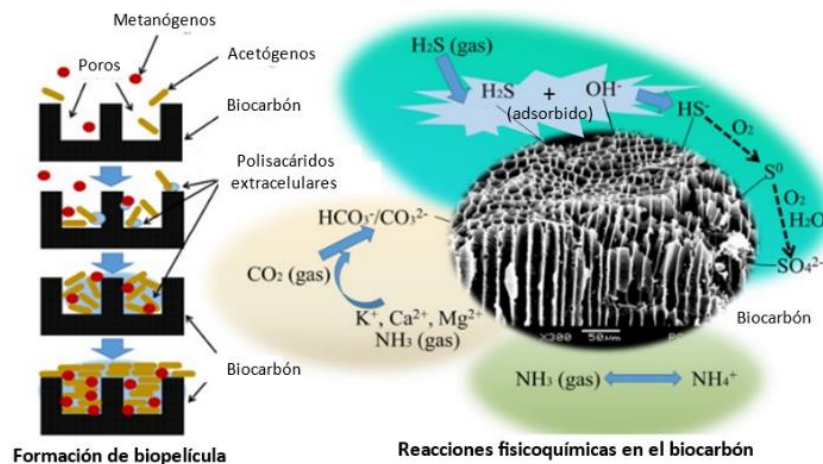


Figura 10. Formación de biopelículas y mecanismos de reacciones durante la DA modificada con biocarbón
Fuente: Adaptado de Sun *et al.*, 2020



1. *Unión y aclimatación microbiana.* Un área de superficie específica alta, estructura porosa, tamaño de partícula e hidrofobicidad superficial del BC son propiedades que favorecen la inmovilización microbiana (Masebinu *et al.*, 2019) teniendo mayor resistencia a los efectos de inhibición en la DA. (Lü *et al.*, 2018) exploraron la influencia de diferentes tamaños de partículas de BC (2-5 mm, 0.5-1 mm, 75-150 µm) y afirman que las bacterias pueden acceder más fácilmente a partículas finas que a partículas gruesas. Como consecuencia, la unión y colonización de poblaciones microbianas en el BC reduce la distancia entre las bacterias sintróficas y metanógenos, facilitan la transferencia de electrones entre especies y los intercambios de AGV's u otros metabolitos (Zhao *et al.*, 2015).
2. *Colonización selectiva de microorganismos funcionales.* La adición de BC promueve el enriquecimiento de poblaciones de bacterias y arqueas (Tabla 8).

Tabla 8. Enriquecimiento selectivo de bacterias y arqueas mediante la adición de BC a procesos de DA

Propiedades del BC		Digestión anaerobia			Ref.
Conductividad eléctrica (S/m)	Vol. de poro (cm ³ /g)	Sustrato	Bacterias enriquecidas	Arqueas enriquecidas	
51.14	0.0328	FORSU + agua	<i>Bacteroides Clostridiaceae Porphyromonadaceae Moraxellaceae</i>	<i>Metanobacterium Metanosaeta Metanosarcina</i>	(Sun <i>et al.</i> , 2019)
112.6	0.0156	Lías de cerveza seca	<i>Chloroflexi Bacteroides Proteobacteria</i>	<i>Metanospirillum Metanosarcina Metanolinea</i>	(Shen <i>et al.</i> , 2017)
353.1	0.23	Residuos de comida + Lodo activado	<i>Defluviitoga Tepidimicrobium Identification</i>	<i>Metanothermobacter Metanosarcina</i>	(Martins <i>et al.</i> , 2018)

Fuente: Modificado de Chiappero *et al.*, 2020.



3. *Promoción de metabolismo sintrófico.* La adición de BC mejora los mecanismos de transferencia de electrones entre las bacterias anaerobias y las arqueas estrechamente unidas a la superficie de BC. La eficiencia global de la DA depende de las interacciones sintróficas efectivas entre las bacterias y los metanógenos que intercambian electrones para satisfacer sus necesidades energéticas a través de MIET y DIET (Qiu *et al.*, 2019). Además de propiedades físicas como el área de superficie específica porosidad, y conductividad eléctrica (Nsamba *et al.*, 2015).

4.3.2. Biocarbón en la calidad del digestato

El digestato se ha utilizado como fertilizante orgánico sin mezclarlo con biocarbón. Sin embargo, se ha demostrado que el biocarbón puede aumentar las propiedades del digestato, haciéndolo más fértil debido a sus propiedades como intercambio catiónico, grupos funcionales superficiales, contenido de cenizas y presencia de metales; mejora la retención de nutrientes y de agua, mitiga la lixiviación de metales pesados y contaminantes mediante la absorción física y química de compuestos orgánicos, fosfato, amonio, nitrato, nitrito, metales y CO₂ (Fagbohunge *et al.*, 2017; Park *et al.*, 2018).

La digestión incompleta de la materia orgánica ya sea debido a la inestabilidad de la DA o al corto TRH, producirá digestato con CH₄ y NH₃ inherentes que se liberan fácilmente a la atmósfera, lo que contradice los criterios de sostenibilidad de la DA. Además, da como resultado un digestato que ralentiza el proceso microbiano en el suelo con la posibilidad de pérdida de nutrientes del digestato aplicado por lixiviación o cambios en las condiciones del suelo (Shen *et al.*, 2015).

4.3.3. Biocarbón en la mejora de biogás

El biogás crudo normalmente contiene un 65% de CH₄ y 35% de CO₂ (Tabla 9), su contenido energético se define por la concentración de metano, por lo tanto, una alta concentración de CO₂ en el biogás reduce el poder calorífico, además de que



no es factible para la compresión. En cuanto a los gases traza, especialmente el sulfuro de hidrogeno (H_2S), es corrosivo para los cogeneradores, para el equipo de almacenamiento de biogás, los compresores y las tuberías y la combustión de este gas produce dióxido de azufre, que es uno de los principales contaminantes del aire (Zhu *et al.*, 2015). El vapor de agua provoca corrosión en las tuberías y de igual manera el amonio corroe las tuberías y motores cuando se quema el biogás (Rafiee *et al.*, 2021).

Tabla 9. Características generales del biogás

Componente	Concentración (v/v)	Combustible
Metano	40 – 65 %	Combustible
Dióxido de carbono	35 – 55%	No combustible
Humedad	1 – 5%	No combustible
Nitrógeno	0 – 5%	No combustible
Hidrógeno	Trazas	Combustible
Sulfuro de hidrógeno	0.1 – 3%	Combustible
Oxígeno	< 2%	No combustible
Trazas de gas	< 2%	
Amonio	0 – 500 ppm	

Fuente: (Kapoor *et al.*, 2020)

Como se vio previamente, el biocarbón dentro del proceso de DA adsorbe el H_2S , NH_3 y CO_2 obteniendo un biogás con un porcentaje menor de estos contaminantes, favoreciendo así la concentración de CH_4 teniendo en algunos casos un porcentaje mayor a 90% en CH_4 y en estos rangos de concentración se le conoce como biometano. En la Tabla 10 se muestran los beneficios que tiene el BC de forma *In situ* y *ex situ*.



Tabla 10. Adsorción del BC in situ y ex situ de CO₂ y H₂S

Adsorción	CH ₄ (%)	Observaciones	Referencia
In situ	88.5 – 96.7	– Se removió el CO ₂ un 86.3%, esto se debe a la alta porosidad del BC, por una alta SSA rica en sitios hidrófobos.	(Shen <i>et al.</i> , 2017)
	Mesófila: 92.3 Termófila: 79	Remoción de CO ₂ y H ₂ S de 66.2 y 32.4%. Se atribuye a el SSA, porosidad, grado de carbonización y naturaleza alcalina del BC.	(Shen <i>et al.</i> , 2017)
	81 – 88.6	El BC liberara cationes básicos que secuestran CO ₂ por sorción química y forman sales de bicarbonato / carbonato, y su estructura de superficie ayuda a la adsorción de CO ₂ .	(Sethupathi <i>et al.</i> , 2017)
Ex situ	—	El BC solo adsorbió CO ₂ y H ₂ S, 0.208 y 0.0126 mmol/g respectivamente.	(Creamer & Gao, 2016)
	—	El mecanismo principal para el secuestro de CO ₂ por BC es la adsorción física, lo que sugiere la importancia de un SSA alto y un tamaño de poro adecuado (0,5 a 0,8 nm)	(Xu <i>et al.</i> , 2016)
	—	La adsorción de CO ₂ por tres BC durante las pruebas de equilibrio de lotes se debió a la presencia de metales alcalinos y alcalinotérreos (Ca, Fe, K, Mg)	(Xu <i>et al.</i> , 2016)

Fuente: Chiappero *et al.*, 2020.

En la Figura 11 se muestran las aplicaciones que se le dan al biogás, separadas en usos directos, es decir, el biogás crudo y usos indirectos en donde se tiene que dar un tratamiento físico, biológico o químico de acuerdo con la aplicación que se le dé al biogás.

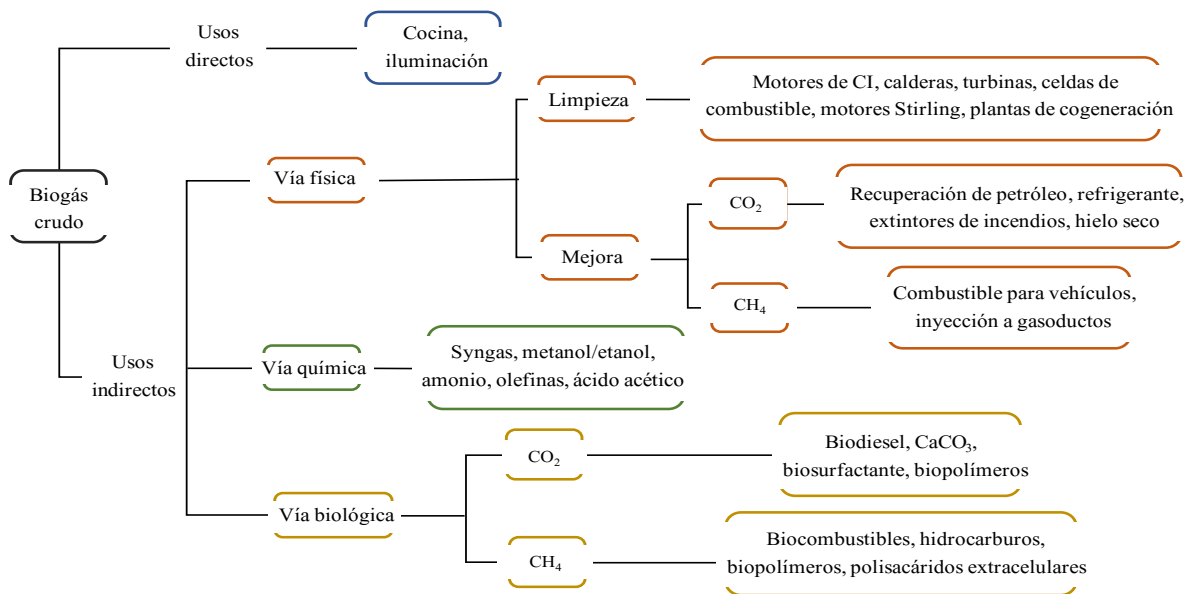


Figura 11. Aplicaciones directas e indirectas del biogás
Fuente: Modificado de Kapoor *et al.*, 2020

Europa es el líder mundial en términos de capacidad instalada de plantas de biogás y generación de energía a partir de este biocombustible. De acuerdo con (Scarlat *et al.*, 2018) el número total de plantas de biogás en 2017 en Europa fue de 17,783 y ese mismo año, el número de plantas de biometano fue de 540, de las cuales 340 se alimentaba a la red. El mercado mundial de biometano en 2017 se valoró en 0.65 mil millones de dólares con una tasa de crecimiento anual del 26%, se estima un tamaño de mercado de 4.96 mil millones para el 2026 (Nguyen *et al.*, 2021).

Estas cifras nos indica que el mejoramiento del biogás a metano es bastante prometedor en los siguientes años principalmente por su similitud con el gas natural, por lo tanto, la implementación de BC es un punto clave para mejorar el rendimiento del metano sin la necesidad de utilizar equipos posteriores para el mejoramiento del biogás. En la Tabla 11 se muestran algunos ejemplos de las aplicaciones con el contenido de CH₄ que debe contener el biogás así como también las tecnologías de mejora y limpieza que se recomienda para cumplir con los estándares de concentraciones de los componentes de biogás.



Tabla 11. Calidad del biogás y recomendaciones tecnológicas sobre la utilización del biogás

Uso	Contenido de CH ₄ (%)	Contenido de CO ₂ (%)	Contaminantes	Tecnología de mejora y limpieza
Estufas domésticas	Poder calorífico comparable con el del gas natural	-	H ₂ S < 10 ppm	H ₂ S: óxido de hierro CO ₂ : Absorción química
Caldera	-	-	H ₂ S < 250 ppm	H ₂ S: Desulfuración biológica
Motores CI	>30	-	H ₂ S: 545 – 1742 ppm Haluros: 60 – 491 ppm Siloxanos: 9 – 44 ppm Punto de rocío: T°-6.7°C	H ₂ S: Desulfuración biológica
Motor Stirling	>35	-	H ₂ S < 2800 ppm Siloxanos: 0.42 Haluros: 232 ppm Punto de rocío: T°-6.7°C	H ₂ S: Desulfuración biológica
Turbina de gas/Microturbina	>35	-	H ₂ S: 10,000 ppm Siloxanos: 0.087 ppm (0.005 para microturbina) Punto de rocío: T°-6.7°C	H ₂ S: Desulfuración biológica
Inyección a la red de gas natural	70 – 98	1.0 – 8	H ₂ S: 2 – 15 mg/m ³ N ₂ : 2 – 10% H ₂ : 0.1 – 4% O ₂ : 0.01 – 3% Vapor de agua: 10 mg/Nm ³	H ₂ S: carbón activado e hidróxido / óxido de hierro impregnados. CO ₂ : PSA + membrana
Combustible para vehículos	>96	>3	H ₂ S: 5 mg/m ³	H ₂ S: carbón activado impregnado junto con hidróxido / óxido de hierro.

Fuente: (Rafiee *et al.*, 2021)



5. ESTUDIO DE MERCADO

En el proceso de digestión anaerobia, como se abordó en el capítulo anterior, se requiere RSU para la alimentación, en específico FORSU y con base en la última actualización de la SEMARNAT, publicadas en 2020, el 46.42% del total de residuos generados en México, corresponde a residuos orgánicos, 31.55% son residuos que se pueden reciclar y el 22.03% corresponde a otros (Figura 12).

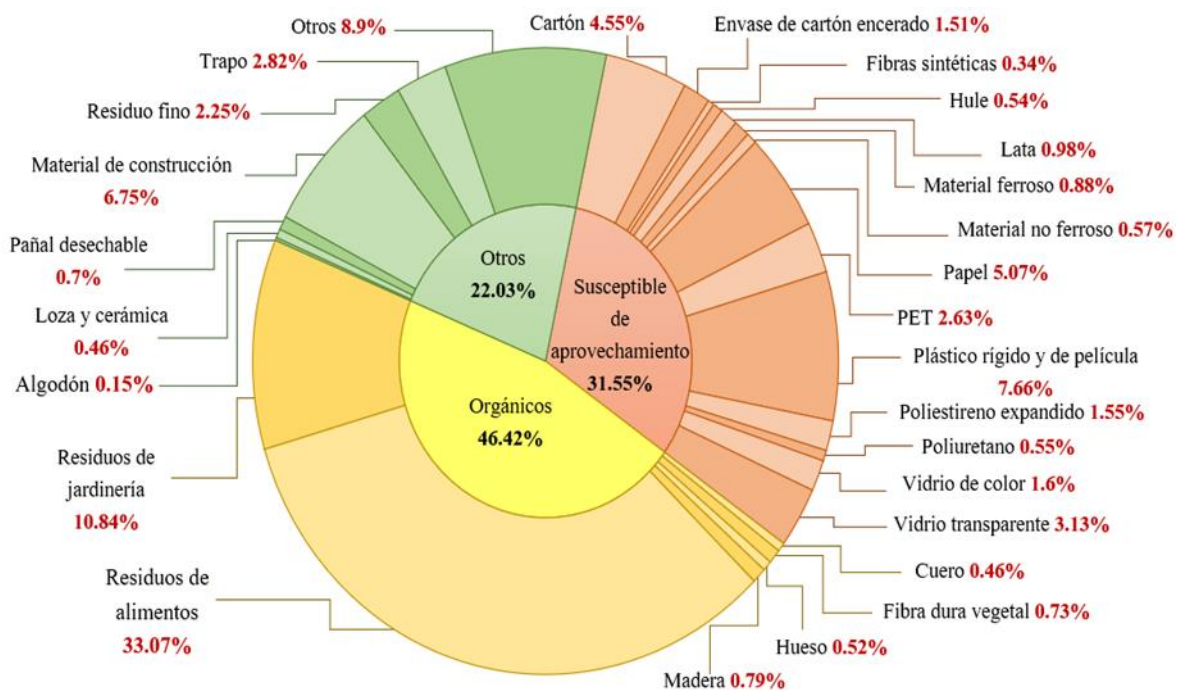


Figura 12. Composición de los RSU en México en 2017
Fuente: Adaptado de SEMARNAT, 2020

La generación de RSU está ligada con el crecimiento urbano, el desarrollo industrial, las modificaciones tecnológicas y el cambio en los patrones de consumo. México se encuentra en el lugar 11 de los países más poblados del mundo con un total de 126 millones de personas y a nivel nacional el Estado de México es la entidad federativa más poblada, abarcando el 13.5% del total nacional, seguido de la CDMX (7.3%) y Jalisco (6.6%) (INEGI, 2020).



Estos datos concuerdan con las 120,128 t/día que se generaron durante el año 2017, de las cuales el Estado de México fue la entidad federativa con mayor cantidad de RSU generados abarcando el 13.9% de toneladas por día, seguido de la CDMX con 7.9% y el estado de Jalisco con 6.63% (SEMARNAT, 2020), en la Figura 13 se muestra la generación de RSU por entidad federativa.

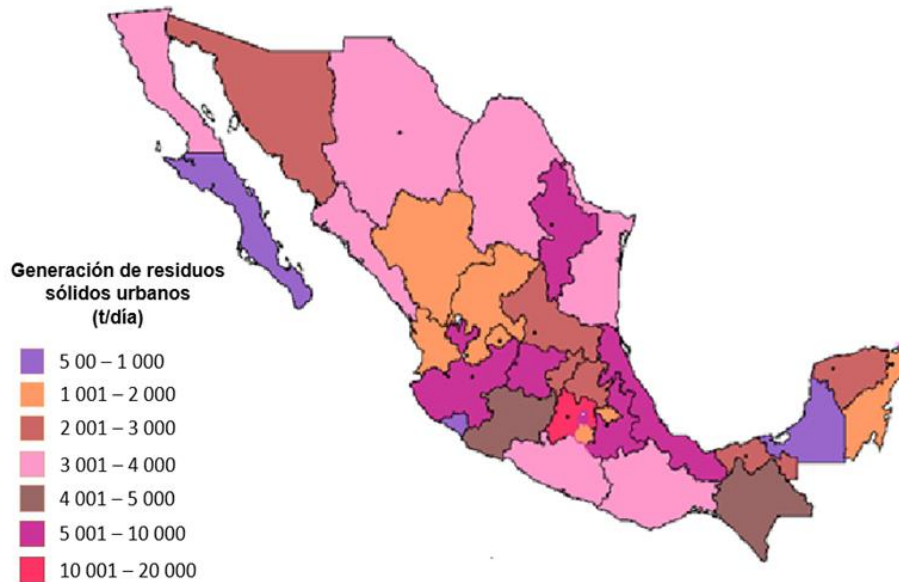


Figura 13. Generación de RSU por entidad federativa
Fuente: Adaptado de SEMARNAT, 2020

Los cambios antes mencionados sobre la población no solo repercuten en la generación de RSU, sino también provoca el agotamiento de los recursos naturales a los que tenemos acceso, un ejemplo de ello son los combustibles fósiles. En 2018 los combustibles fósiles abarcaron el 82.9% de la estructura de la producción de energía primaria dividido en petróleo crudo, condensados y gas natural, por el contrario, el uso de energía renovable abarcó solo el 10.3% (Figura 14).

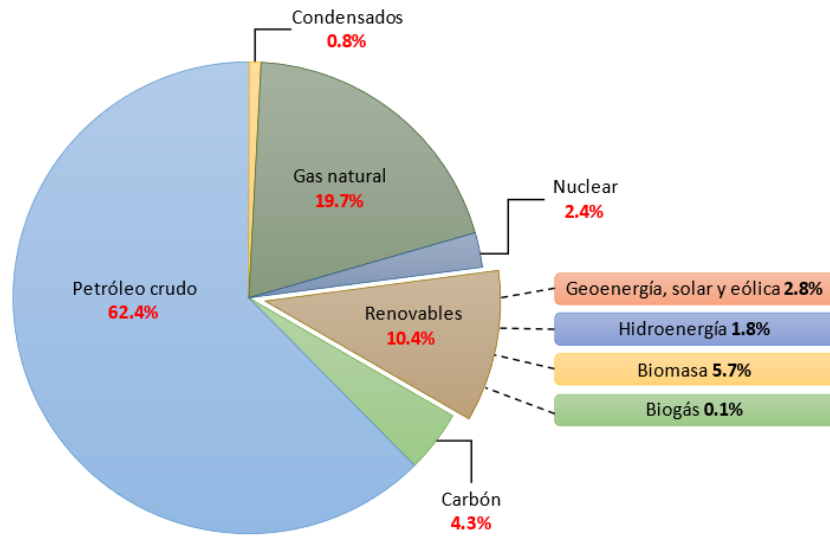


Figura 14. Producción de energía primaria (petajoules), 2018
Fuente: Adaptado de SENER, 2018^a

Se proyecta que la participación de las tecnologías renovables en la matriz de generación eléctrica incrementará sustancialmente, en 2018 eran del 25.6% y se prevé que éstas participen con el 39.6% para el año 2032 (Figura 15).

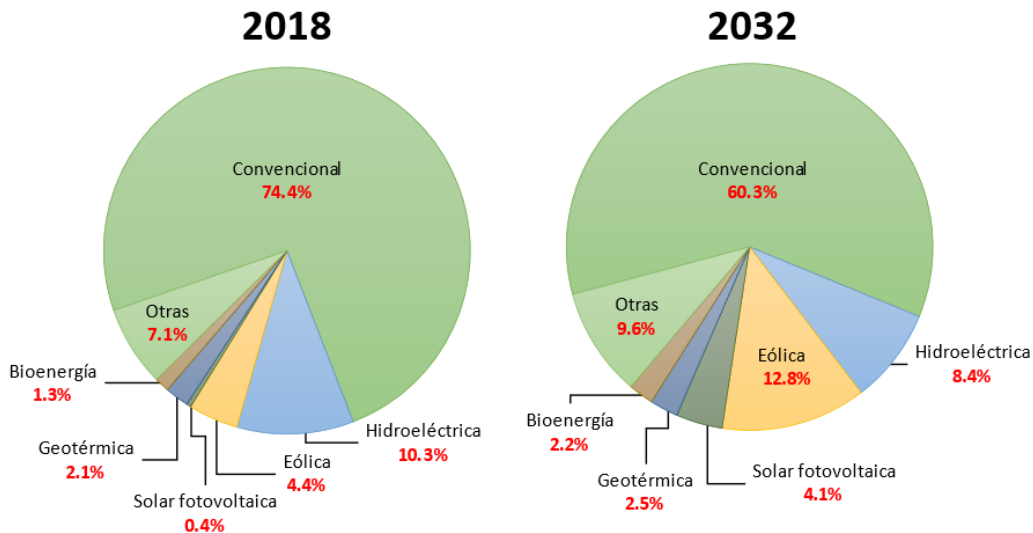


Figura 15. Participación de las energías renovables en la generación de energía eléctrica (%)
Fuente: Adaptado de (SENER, 2018b)



De las energías renovables disponibles en México, la DA a partir de la biomasa es la energía renovable considerada clave para transitar de un sistema energético basado en combustibles fósiles a uno basado en fuentes renovables.

5.1. Identificación del producto

5.1.1. Biogás

El biogás es un combustible multifacético ya que se puede usar directa e indirectamente (Figura 11), sus aplicaciones van desde el uso en cocina con estufas de biogás e iluminación, hasta la producción de electricidad y como biocombustible para automóviles, además de su uso como gas natural si el biogás contiene un alto porcentaje en CH_4 o como refrigerante si se desea obtener el CO_2 contenido en el biogás.

Productos similares: Combustibles derivados del petróleo.

5.1.2. Digestato

Del digestato se obtienen dos fracciones: un material sólido fibroso y un líquido rico en nutrientes, la forma más adecuada de usar la fracción sólida es para composteo y como mejorador de suelos, mientras que la fracción líquida se puede aplicar como fertilizante rico en N y K (Ossa Arias, 2019).

Productos similares: El digestato resultan

En México los productos que se analizan en este estudio de mercado no son conocidos a profundidad, en el caso del biogás las plantas que lo producen lo utilizan como combustible para la misma planta de digestión anaerobia, o bien, se usa en el sector público para iluminación de lámparas (SENER, 2018c) por ende no hay una competencia directa, pero se tomarán como base los productos similares, siendo éstos los combustibles fósiles y fertilizantes inorgánicos.



5.1.3. Biogás

En la Figura 11 y Tabla 11 se mostraron las aplicaciones que se le pueden dar al biogás, sin embargo, se sabe que con la implementación de BC al sistema se obtendrá en mayor proporción metano y el uso más ambicioso que le puede dar es como combustible para automóviles, pero en México los automóviles son en su mayoría para uso de gasolina y se tendría que adaptar el motor por lo que no es un área factible a corto plazo. Por ello el proyecto se enfocará en su uso para generar electricidad y como inyección a la red de gas natural. De acuerdo con Arhoun, 2017 1 m³ de biogás cuya composición es de 70 %CH₄ y 30 %CO₂ equivale a 0.8 L de gasolina, a 0.6 m³ de gas natural y a 6.8 KWh de electricidad.

5.1.4. Digestato

El principal uso del digestato está concentrado en el sector agrícola, principalmente como mejorador de suelos. Además, en México la agricultura se realiza en todo el país, como se observa en la Figura 16 en donde se representan los estados con mayor y menor nivel de producción agrícola.

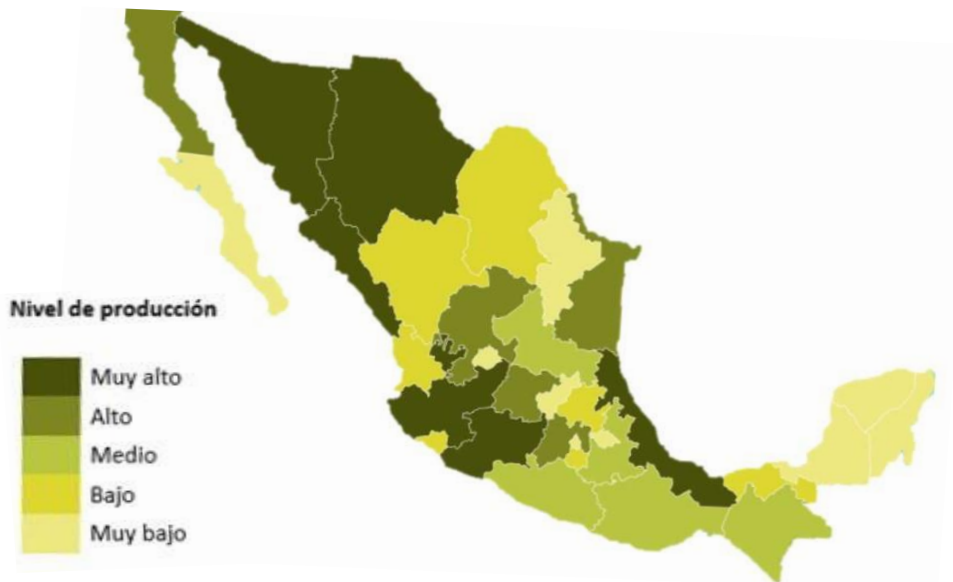


Figura 16. Agricultura en México por entidad federativa
Fuente: Adaptado de INEGI 2017



5.2. Estudio de demanda

5.2.1. Biogás

Como ya se mencionó antes, México es un país dependiente de los combustibles fósiles. En 2017 la producción de petróleo crudo fue de 1,948 miles de barriles diarios, y se hizo un análisis del consumo de estos combustibles por sector (Figura 17), en donde el 79.4% lo ocupó el sector de transporte, seguido del sector eléctrico con el 11%.

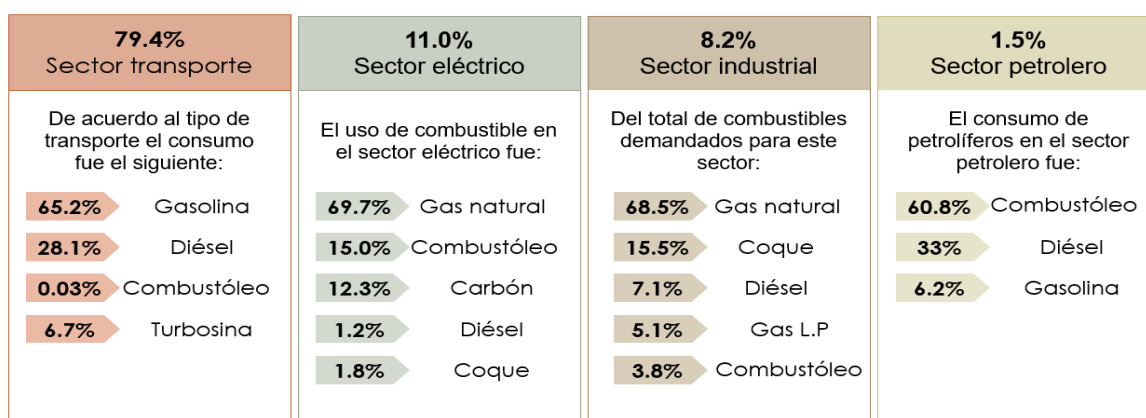


Figura 17. Consumo de combustible fósiles por sector en 2018
Fuente: Modificado de SENER, 2018

5.2.2. Biocarbón

De octubre del 2018 a noviembre del 2019 había 28,638,737.95 hectáreas cultivadas en México, de donde las personas encargadas de estos cultivos expresaron tener diferentes problemáticas para llevar a cabo la producción agropecuaria, y como se observa en la Figura 18, el 27% corresponde a pérdida de fertilidad en el suelo. En este sentido la implementación de digestato tiene un potencial de demanda importante en los próximos años debido a que los problemas de erosión y pérdida de la productividad de las tierras va en aumento.

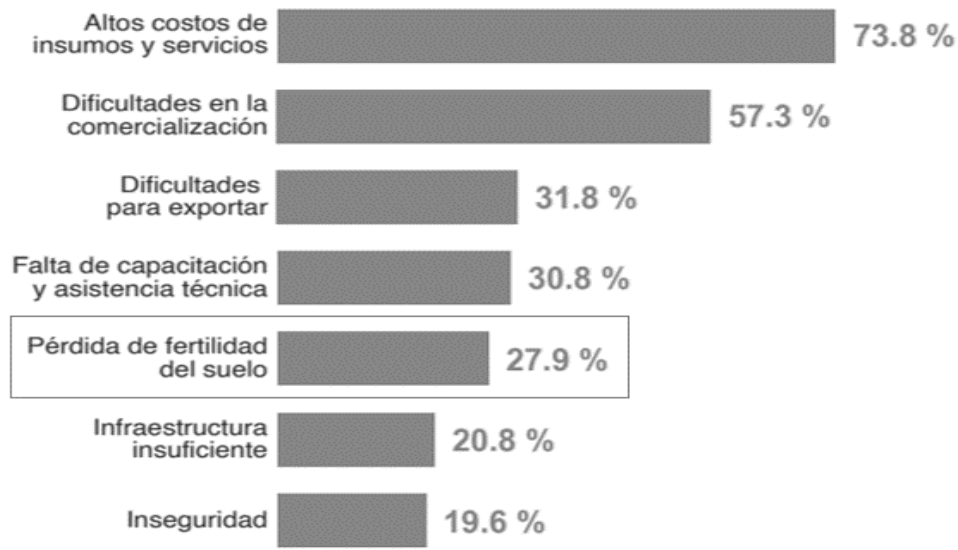


Figura 18. Principales problemáticas para la producción agrícola
Fuente: Adapado de ENA, 2019

Actualmente en México no se ha implementado el BC y/o digestato en la agricultura, pero los resultados de investigaciones en otros países son inminentes (Tabla 12).

Tabla 12. Digestato y biocarbón como sustituto de fertilizantes y mejoradores de suelo.

	Observaciones	Referencia
Digestato	El digestato de purines y estiércol fue probado en cultivos de hortalizas por dos años y demostraron que reemplazan eficazmente los fertilizantes minerales. Se probaron digestatos de residuos de destilería por cinco años en diez cultivos de hortalizas obteniendo los mismos resultados que usando fertilizantes comerciales.	(Maucieri <i>et al.</i> , 2017) (Nicoletto <i>et al.</i> , 2019)
Biocarbón	Reduce los efectos negativos de la sequía y estrés salino de las plantas, aumentando el crecimiento y mejorando las propiedades físicas y biológicas del suelo. Inmoviliza mercurio en cultivos de arroz, siendo una alternativa interesante de biorremediación. Tiene un efecto positivo sobre el pH, que tiende a aumentar y sobre la actividad enzimática y biomasa microbiana del suelo.	(Ali <i>et al.</i> , 2017) (Xing <i>et al.</i> , 2020) (Song <i>et al.</i> , 2020)

Fuente: (EnRes, 2018)



Considerando evidencias como las anteriores y tomando en cuenta que nuestro país tiene un amplio territorio dedicado a la agricultura se puede obtener una demanda elevada a mediano o largo plazo.

5.3. Estudio de oferta

5.3.1. Biogás

En México la obtención de biogás a partir de desechos a escala industrial es limitado y sin embargo, se tiene registro de biodigestores a partir de residuos pecuarios, FORSU, lodos del tratamiento de aguas residuales y recuperación de biogás a través de rellenos sanitarios.

Digestión anaerobia de residuos pecuarios. De acuerdo con el Diagnóstico General de la Situación Actual de los Sistemas de Biodigestión en México (2009), en México existían 721 sistemas tipo laguna para digerir estiércol en granjas porcinas y lecheras, estos digestores tienen una productividad de $0.8 \text{ m}^3\text{biogás}/\text{m}^3$ de laguna/día y los estados de Coahuila, Durango, Jalisco, Puebla, Sonora y Tamaulipas cuentan con el 76% de estos proyectos (FIRCO, 2012).

Digestión anaerobia de FORSU. En este caso se tienen digestores a escala industrial cuyos datos se encuentran en la Tabla 13.

Tabla 13. Biodigestores en México a partir de FORSU

Estado	Tabla 14. Tipo de biodigestión	Producción de biogás (m ³ /día)
Atacomulco, Edo. de Mex.	Húmeda continua	2,400
Mérida, Yucatán	Húmeda continua	85,110
Milpa Alta, CDMX	Húmeda continua	105.7

Fuente: Adaptado de EnRes, 2018.



Digestión anaerobia de lodos de plantas de tratamiento de agua residual (PTAR). En México la mayoría de las PTAR emplean digestión anaerobia como proceso de estabilización de los lodos, sin embargo, últimamente se han construido o están en etapa de construcción, plantas con digestión anaerobia y aprovechamiento de biogás para generar energía eléctrica y térmica (EnRes, 2018). En la Tabla 15 se enuncian algunas de estas PTAR.

Tabla 15. PTAR con digestión anaerobia

Estado	Litros de efluente con base en el diseño (l/s)	Generación de energía
Jalisco	8,500	87,44GW/año
Nuevo León	7,500	63,388 m ³ /día de biogás
Nuevo León	4,000	29,924 m ³ /día de biogás
Guanajuato	2,500	12,450 m ³ /día de biogás
Jalisco	2,250	19,195 m ³ /día de biogás
Querétaro	750	9,018 m ³ /día de biogás
Coahuila	1,200	14,210 m ³ /día de biogás
Hidalgo	50,000	200.6 GWh/año
Sonora	2,500	1,650 kW/kW
Colima	1,200	3,000 m ³ /día de biogás
Guanajuato	250	4,838 kW/día

Fuente: (EnRes, 2018)

Extracción de biogás en rellenos sanitarios. En México en 2015 existían ocho proyectos de generación de energía por medio de la extracción de biogás en rellenos sanitarios en el país (Tabla 16).



Tabla 16. Rellenos sanitarios con captura de biogás en México

Estado	Capacidad de RSU (t/d)	Generación de energía eléctrica
Nuevo León	6000	120,000 MWh/año
Chihuahua	1200	6.4 MW/día
Aguascalientes	914	3.20 MW/día
Durango	400	1.6 MW/día
Estado de México	500	4.8 GWh/año
Morelos	950	-
Coahuila	600	16.73 GWh/año
Querétaro	750	24 GWh/año

Fuente: Adaptado de (EnRes, 2018)

5.3.2. Digestato

En México el uso de este producto como mejorador de suelos no ha sido estudiados a profundidad por ello su uso no es común. Se necesitan una serie de normas para regular y promover el uso de estos productos de lo cual carecemos en nuestro país. Por ejemplo, la normatividad alemana especifica que los digestatos deben presentar un contenido mínimo de 30% de la materia seca. Los mejoradores de suelo orgánicos en Francia deben presentar un contenido de materia seca superior al 30 o 50% del peso fresco además de tener un contenido mínimo de materia orgánica del 20% del peso fresco y una relación C/N superior a 8 (Tegia *et al.*, 2011). De acuerdo con el reglamento de la Unión Europea el digestato debe presentar un contenido de materia seca superior al 40 % del peso fresco y un contenido de carbono orgánico superior del 7.5 % del peso fresco (Comisión Europea, 2016). Estos parámetros dependen del tipo de suelo y del clima de la región, por esta razón deben hacer estudios previos en México para poder aplicar estos productos.



5.4. Precios y tarifas

5.4.1. Biogás

En México no se cuentan con datos del precio de biogás, pero sí con el costo de generación de energía a partir de biogás de los sectores mostrados en la sección 2.4.1 que es una proyección para el año 2024 (Tabla17).

Tabla 17. Costo de generación de energía a partir de biogás para el año 2024 de diferentes sectores

Ramo	Tipo de energía	Costo de generación de energía
Harina de maíz	Calor industrial	0.81 (\$ _{MX} /kWh _e)
	Biometano para vehículos	4.0 (\$ _{MX} /m ³)
PTAR	Eléctrica	Penetración media: 0.87 (\$ _{MX} /kWh _e) Penetración alta: 1.27 (\$ _{MX} /kWh _e)
Tequilero	Calor industrial	Penetración media: 0.37 (\$ _{MX} /kWh _e) Penetración alta: 0.37 (\$ _{MX} /kWh _e)
Pecuario	Eléctrica	Porcino: 1.21 (\$ _{MX} /kWh _e) Bovino (leche): 1.25 (\$ _{MX} /kWh _e) Bovino carne: 1.25 (\$ _{MX} /kWh _e)
	Biometano para vehículos	Porcino: 4.21 (\$ _{MX} /m ³) Bovino (leche): 4.42 (\$ _{MX} /m ³) Bovino (carne): 3.28 (\$ _{MX} /m ³)

Fuente: Modificado de (Gutiérrez *et al.*, 2018)

De acuerdo con Gutiérrez *et al.* (2018), en México para que la producción de biogás sea competitiva a corto plazo, la electricidad de biogás tiene que ofrecerse en 0.40 \$_{MX}/kWh. Para tener una idea aproximada del costo del biogás y biometano se hace referencia a escenarios en Europa, en donde el precio garantizado para la energía eléctrica, producida por plantas de biogás es de 83.5 €/MWh y de 0.72 €/Nm³ para biometano (EBA, 2020).

5.4.2. Biocarbón

El biocarbón es el precursor del carbón activado, sin embargo, en México es más accesible encontrar CA que biocarbón a pesar de ser más caro, esto se puede deber



a la demanda que tiene hoy en día este carbón. En cuanto al precio, para obtener CA se necesita activar el biocarbón obtenido.

Tabla 18. Precios en el mercado actual en México

Empresa	Carbón	Biocarbón
	activado	
	Costo por kilogramo (\$)	
Carbotecnia S.A. de C.V.	60	6.80
Alco Trade S.A. de C.V.	74	-
Alquimia Mexicana S de R.L.	82	-
Koprino S.A. de C.V.	79	-
Abaquim S.A de C.V.	95	-
Toroza Química	87	-
QR Minerales S.A. de C.V.	76	-

5.5. Comercialización

5.5.1. Biogás

Inicialmente el biogás se usará para abastecer energía eléctrica a la misma planta de DA con un sistema de cogeneración, además para la iluminación del lugar con lámparas acondicionadas para su uso con biogás. El excedente será vendido para la implementación de biometano a la red de gas natural. A pesar de que el área de mercado del biogás en su uso como combustibles para vehículos es interesante en México no es una propuesta de la cual se tenga interés ya que primero debería haber vehículos con un sistema acondicionado para gas natural.

5.5.2. Digestato

Referente a la aplicación que tienen ambos productos en el suelo, si se convierten en una propuesta comercial extendida en México, sería necesario establecer un conocimiento robusto y predictivo de los impactos en diferentes suelos y contextos agronómicos, tal y como ha sucedido con el uso de fertilizantes y pesticidas químicos. El mercado surgirá solo hasta que los usuarios potenciales tengan evidencia de los beneficios positivos y rentables de la aplicación del digestato y del biocarbón.



6. ESTUDIO TÉCNICO

El estudio técnico conlleva los aspectos operativos que son necesarios para la puesta en marcha del proyecto; contempla la capacidad de operación, la localización, las instalaciones necesarias y materia prima e insumos que serán necesarios para la obtención del producto final; este estudio es de importancia fundamental ya que es el paso previo para la valorización económica del proyecto. Para poder determinar la evaluación técnico-económica de la bioestimulación del proceso de DA el estudio técnico se dividió en dos escenarios; proceso convencional y proceso bioestimulado con BC; para desarrollarlo se utilizó el simulador Superpro Designer e información recabada en la literatura.

6.1. Localización

La ubicación del proyecto es importante porque de ella dependen los parámetros de operación de la planta principalmente con base en el clima de la región. Por ello se hizo un análisis para encontrar la ubicación más adecuada que contara con los requerimientos principales del proyecto.

6.1.1. Macrolocalización

Se eligió al Estado de México para ubicar la planta de digestión anaerobia por ser la entidad federativa con mayor generación de RSU a nivel nacional ya que el parámetro principal para elegir la macrolocalización fue contar con un centro de disposición final cercano cuyo ingreso diario de residuos fuera mayor a 1000 t/d considerando que la FORSU es la que sirve como sustrato de alimentación en la digestión anaerobia. De igual manera, es un estado con vías de comunicación cercanas, lo cual es de interés para que el transporte tanto de la materia prima como de los productos y subproductos obtenidos no represente mayores costos.



Figura 19. Localización del Estado de México

6.1.2. Microlocalización

De los rellenos sanitarios ubicados en el Estado de México solo dos tienen un ingreso diario lo suficientemente alto para las necesidades del proyecto, que son los rellenos ubicados en los municipios de Ixtapaluca y Xonacatlán, de los cuales se muestra en la Tabla 19 la cantidad promedio de residuos que se suministran por día. Cabe resaltar que los rellenos sanitarios de Naucalpan y Tepotzotlán fueron clausurados recientemente y los RSU son enviados a los rellenos sanitarios más cercanos, entre ellos el de Xonacatlán. Por otra parte, el relleno de bordo poniente terminó su vida útil en el 2012 y los RSU son dispuestos en los rellenos sanitarios de Ixtapaluca.

Tabla 19. Rellenos sanitarios considerados como fuente de suministro de residuos

Municipio	Nombre	Tipo de basura	Superficie (Ha)	Cantidad promedio de RSU (t/d)
Ixtapaluca	La cañada	Municipal	171	3,500
Xonacatlán	Grupo contadero	Municipal	10	2,000

Fuente:(Ayuntamiento de Ixtapaluca, 2018; Ayuntamiento de Xonacatlán, 2019)



Para poder deliberar entre las dos opciones, se elaboró una matriz de selección con el fin de instalar la planta de digestión anaerobia en un sitio apropiado de acuerdo con las especificaciones técnicas para el diseño y construcción de biodigestores en México, que marca la SEMARNAT, (2010). Dichos criterios se enlistan a continuación:



- a) Evitar la cercanía de aeródromos de servicio público o aeropuertos.
- b) No ubicarlo dentro de áreas naturales protegidas.
- c) Se deberá instalar a una distancia mínima de 500 m de cualquier núcleo poblacional.
- d) No ubicarlo en zonas de marismas, manglares, esteros, pantanos, humedales, estuarios, planicies aluviales, fluviales, recarga de acuíferos, zonas arqueológicas, fracturas o fallas geológicas.
- e) La distancia con respecto a cuerpos de aguas superficiales con caudal continuo, lagos y lagunas, debe ser de 500 m como mínimo.
- f) Se deberá localizar fuera de zonas de inundación.
- g) La ubicación entre el límite del sistema y cualquier pozo de extracción de agua deberá ser de 500 m.
- h) El manto freático deberá encontrarse a una profundidad mínima de 7 metros.

Para encontrar la mejor ubicación para la planta de digestión se realizó una búsqueda con la aplicación Google Earth en sitios colindantes a cada relleno sanitario, el lugar debería cumplir con las ocho características previamente mencionadas y se lograron encontrar dos posibles ubicaciones; una en el municipio de Chalco y la otra en el municipio de Lerma. En la Tabla 20 se muestra la matriz de selección que se realizó para elegir la ubicación más apropiada considerando aspectos socioeconómicos del lugar, la distancia con cada relleno sanitario, el clima de la zona, el tipo de suelo, la hidrología, si es una zona susceptible a inundaciones y evitar su cercanía o ubicación dentro de un área natural protegida. No se seleccionaron ubicaciones más cercanas ya que el principal inconveniente que se tuvo es que los rellenos sanitarios están ubicados dentro de núcleos poblacionales



y otro factor fue el tipo de suelo que no era apto para las construcciones que conlleva la planta de digestión anaerobia.

Tabla 20. Matriz de selección

Restricción	Lerma	Chalco de Díaz Covarrubias
Aspectos socioeconómicos	343,701 habitantes, el 71% de la población ocupada trabaja en el sector de comercios y servicios, el 26% en el sector industrial y el 3% en el sector primario.	170, 327 habitantes, el sector primario es el principal en el desarrollo municipal, la base económica del municipio se integra principalmente por manufacturas como que concentran el 73.89% de la ocupación total del municipio.
Ubicación		
Distancia al relleno sanitario	13.6 Km	13 Km
Tipo de suelo	Rocas ígneas extrusiva de tipo andesita y suelo andosol. Semifrío – subhúmedo	Rocas ígneas de tipo andesita y riolita y suelo luvisol y cambisol.
Clima	Temperatura media anual entre 5 y 12°C, mes más frío 3 – 18°C y mes más caliente de 22°C. PP en el mes más seco menor de 40mm; lluvias en verano y lluvia invernal del 5 al 10.2%.	Templado – subhúmedo Temperatura media anual entre 12 y 18°C. PP media anual de 100mm; lluvias en verano y escasas el resto del año y lluvia invernal menor de 5%.
Hidrología	Cercano al Río San Lorenzo que nace en la zona alta del municipio.	No hay ríos cercanos.
Inundaciones	No es zona susceptible de inundación.	No es zona susceptible de inundación.
Principal vía de acceso	Carretera Toluca – Naucalpan	Autopista México - Puebla
Área Natural Protegida	Colinda con el parque Otomí – Mexica.	No cuenta con una ANP cercana

Fuente: (Gobierno de Chalco, 2018; Gobierno de Lerma, 2019)



Con base en la matriz de selección se eligió el municipio de Chalco de Díaz Covarrubias con las coordenadas 19°18'06"N 98°45'17"W que se encuentra a 13 Km de distancia del relleno sanitario "La Cañada", cuyo ingreso de residuos sólidos urbanos diarios es el necesario para satisfacer las 300 toneladas de FORSU que el digester anaerobio necesita por día. Fue la ubicación más apropiada para las necesidades del proyecto, cuenta con vías de comunicación accesibles para transportar la FORSU principalmente y no se encuentra cercano a algún núcleo poblacional

6.2. Escenario 1. Proceso convencional de DA

6.2.1. Descripción del proceso

Tal como se muestra en la Figura 20, el proceso de DA convencional consta de cinco etapas: pretratamiento, digestión anaerobia, limpieza del biogás, mejora o enriquecimiento del biogás y tratamiento de lodos; como etapa adicional se incorporó la generación de energía para autoabastecer de forma parcial las necesidades energéticas de la propia planta.

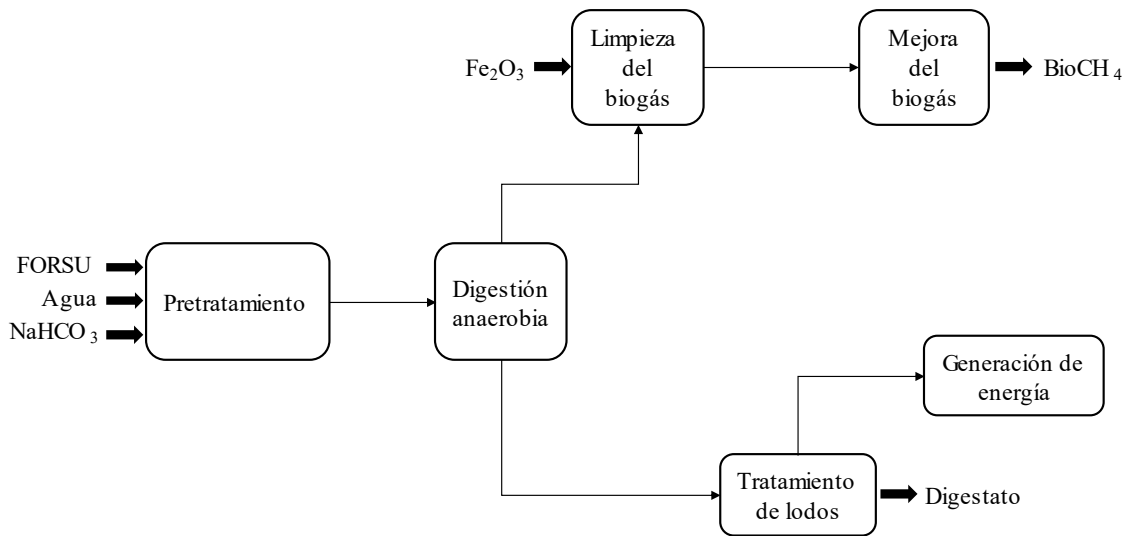


Figura 20. Diagrama de Flujo del Proceso convencional de DA



El proceso comienza con la alimentación de 300 t/día de FORSU, la cual recibe un pretratamiento antes de ingresar al digestor, esta etapa consiste en hacer pasar la FORSU a través de un molino continuo para reducir su tamaño de partícula y de este modo facilitar la degradabilidad dentro del digestor, una vez en la salida del molino se mezcla con el agua y el bicarbonato de sodio (NaHCO_3) para entrar al digestor. El digestor trabaja en modo continuo y se obtienen dos corrientes: la de biogás y la de digestato, el primer corriente sale del digestor hacia la etapa de limpieza cuyo objetivo principal será eliminar el ácido sulfhídrico del biogás ya que es un gas altamente corrosivo que puede dañar las tuberías y equipos. Posteriormente el biogás entra a la etapa de mejora, aquí se busca eliminar los demás gases tales como el CO_2 , NH_3 y el H_2S remanente para obtener biometano. La corriente del digestato proveniente del digestor ingresa a un secador, que tiene como finalidad la evaporación del agua contenida en el digestato.

El proceso de digestión anaerobia para su funcionamiento requiere de una alta cantidad de energía, es por ello que se colocó como paso final una turbina para generar energía a partir del vapor generado por el secador de lodos, los balances de energía se mostrarán más adelante, en ellos además se especifica la cantidad de energía necesaria por cada proceso y la cantidad generada, de manera que se busque que sea una planta lo más autosustentable posible.

6.2.2. Diseño y selección del equipo

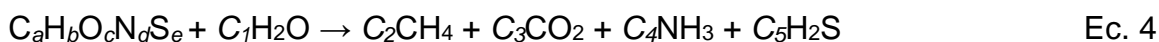
Tomando como referencia la Figura 20 para iniciar el proceso se tiene la etapa de pretratamiento en donde la FORSU es triturada en un equipo mecánico, para minimizar el tamaño de partícula de los polímeros orgánicos y mejorar el área superficial específica. Lo anterior es necesario ya que un incremento de área superficial mejora la interacción entre el sustrato y los microorganismos anaerobios lo que a su vez puede aumentar el rendimiento de todo el proceso de DA (Ariunbaatar *et al.*, 2014; Ren *et al.*, 2018; Ventorino *et al.*, 2018). La molienda, la trituración y el tambor rotatorio son los principales procesos mecánicos utilizados en



la escala industrial para la DA de FORSU (Gikas *et al.*, 2018). Y en este proyecto se implementa un molino para obtener un tamaño de partícula de 8 mm.

Además de la cantidad en toneladas diarias de FORSU que ingresan al digestor es necesario conocer su composición molecular, para ello se utilizó la ecuación modificada por Buswell y Mueller en 1954 que se detalla en la Ecuación 4 (Achinas & Euverink, 2016). Cabe mencionar que para este método se tomaron en cuenta las siguientes consideraciones:

- Temperatura constante y mezcla perfecta.
- Condiciones bacterianas ideales, lo que significa una digestión completa.
- La FORSU solo contiene C, H, O, N y S.
- Los productos de la reacción incluyen solo CH₄, CO₂, NH₃ y H₂S.
- No hay acumulación de cenizas.



Donde:

$$a = \frac{\text{ultimass}}{12.0107} \quad c = \frac{\text{cultimass}}{15.999} \quad e = \frac{\text{eultimass}}{32.065}$$

$$b = \frac{\text{bultimass}}{1.0079} \quad d = \frac{\text{dultimass}}{14.0067}$$

$$C_1 = a - \frac{b}{4} - \frac{c}{2} + \frac{3d}{4} + \frac{e}{2} \quad C_3 = \frac{a}{2} - \frac{b}{4} + \frac{c}{2} + \frac{3d}{4} + \frac{e}{2} \quad C_5 = e$$

$$C_1 = \frac{a}{2} + \frac{b}{4} - \frac{c}{2} - \frac{3d}{4} - \frac{e}{2}$$



$$C_4 = d$$

Para los coeficientes a, b, c, d, y e se toma como denominador la composición elemental de la FORSU correspondientes a cada elemento químico, los cuales se muestran en la Tabla 21, datos obtenidos de la literatura.

Tabla 21. Composición elemental

C, %	45.5
H, %	7
O, %	33.2
N, %	2.8
S, %	0.4
C/N, %	18.5

Fuente: (Fisgativa et al., 2016)

Sustituyendo los datos de la Tabla 21 se obtienen los siguientes resultados.

$$a = \frac{45.5}{12.0107} = 3.79 \quad c = \frac{33.2}{15.999} = 2.08 \quad e = \frac{e_{ultimass}}{32.065} = 0.01$$

$$b = \frac{7}{1.0079} = 6.95 \quad d = \frac{2.8}{14.0067} = 0.20$$

Los moles obtenidos de cada elemento se dividen entre los moles de N para conocer el valor de cada elemento que conforma la FORSU los cuales se sustituyen en la ecuación modificada de Buswell y Mueller (Ecuación 5).

$$\begin{array}{ll} a = 18.81 & C_1 = 5.86 \\ b = 37.74 & C_2 = 10.83 \\ c = 10.38 & C_3 = 8.12 \\ d = 1.00 & C_4 = 1.00 \\ e = 0.06 & C_5 = 0.06 \end{array}$$





De acuerdo con la ecuación 5, la fórmula condensada para la composición de la FORSU fue $C_{18.8}H_{34.74}O_{10.38}NS_{0.06}$ con un peso molecular de 444.713 g/mol. Murphy & Thamsiriroj. (2013) encontraron una fórmula condensada de FORSU de $C_{16.4}H_{29}O_{9.8}N$ y Fongsatitkul *et al.* (2010) reportaron una fórmula de $C_{25}H_{42.5}O_{20}N$. En comparación con estas dos referencias el resultado obtenido se encuentra dentro del rango previsto.

Dentro de esta primera etapa también se incorpora el agua y el $NaHCO_3$. La cantidad de agua debe ser tal que haga al proceso húmedo con base en el contenido de humedad ya dada por la FORSU con la que se esté trabajando, estos datos se muestran en la Tabla 22, para que sea un proceso húmedo el contenido de ST tendrá que estar en un rango de 10 – 15%. Para este proyecto se consideró 10% de ST. Para la determinación de agua que se debe añadir al proceso se utilizó la Ecuación 6 tomada de Durán *et al.*, (2018a).

$$m_{H_2O} = \frac{H_{ob} - H_{act}}{100 - H_{ob}} \dots (4)$$

Donde:

m_{H_2O} = masa de agua en la FORSU

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

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

Tabla 22. Datos para calcular la cantidad de agua a la entrada del digestor

Concepto	Valor	Referencia
H_{ob} (%)	90	Valor de humedad esperado
H_{act} (%)	87.22	(Durán <i>et al.</i> , 2018b)



Sustituyendo los datos de la Tabla 22 en la Ecuación 4 se obtiene $m_{H_2O} = 0.278$ que, al multiplicarlo por las 300 t de FORSU que se adicionan por día, da como resultado la cantidad de 83.4 t/d de agua o lo que es igual a 83.8 m³/d, con este volumen de agua adicionado al sistema se obtendrá un 10% de ST lo que lo hace un proceso húmedo.

El NaHCO₃ se adiciona para controlar la alcalinidad dentro del digester anaerobio, para conocer la cantidad necesaria para obtener un pH neutro de acuerdo con con Durán *et al.*, (2018a) el cálculo se realiza con el siguiente procedimiento:

1. Se define o determina la presión del sistema (generalmente P = 1 atm)
2. Se determina o establece el porcentaje de CO₂ en el biogás. Y = 0.43
3. Utilizando la Ecuación 5 y con un valor de la constante de Henry tomado de la Tabla 19 para la temperatura del sistema se calcula la fracción del CO₂ en el agua (X_{CO2})

$$x_{CO_2} = \frac{P_T}{H} y_{CO_2} \dots (5)$$

Tabla 23. Constante de la ley de Henry para el CO₂ en función de la temperatura

Temperatura (°C)	H(atm)
0	793
10	1072
20	1420
30	1846
40	2360
50	2971
60	3689

Fuente: (Durán *et al.*, 2018a)

Dado que dentro de la tabla no se encuentra la temperatura de diseño que se ha planteado (35°C) se realizó una interpolación con la Ecuación 6.



$$H(^{\circ}C) = H_{T_1} + \frac{H_{T_2} - H_{T_1}}{T_2 - T_1} (T - T_1) \dots (6)$$

Sustituyendo los datos se obtuvo una entalpía de 2,103 atm y la fracción de CO₂ dentro del sistema 2.04×10^{-4} .

$$H(@35^{\circ}C) = 1,846 + \frac{2360-1846}{40-30} (35 - 30)$$

$$H(@35^{\circ}C) = 2,103atm$$

$$x_{CO_2} = \frac{1atm}{2103atm} * 0.43$$

$$x_{CO_2} = 2.04 * 10^{-4}$$

4. Con la Ecuación 7 se despeja y calcula la concentración de CO₂ y ácido carbónico disueltos, [H₂CO₃].

$$x_{CO_2} \approx x_{H_2CO_3} \approx \frac{[H_2CO_3]}{[55.6 \text{ mol/L}]} \dots (7)$$

$$[H_2CO_3] = x_{CO_2}(55.6 \text{ mol/L})$$

$$[H_2CO_3] = 0.01134$$

5. Con base en la Ecuación 8, utilizando un valor de la constante Ka₁ a la temperatura del sistema y considerando su neutralidad ([H⁺=10⁻⁷]) y sustituyendo con los datos de la Tabla 24.

$$[HCO_3] = \frac{Ka_1[H_2CO_3]}{[H^+]} \dots (8)$$

Tabla 24. Constantes de equilibrio del sistema de carbonatos

Temperatura (°C)	Ka ₁ * 10 ⁷ (mol/L)	Ka ₂ * 10 ¹¹ (mol/L)
20	4.169	4.169
25	4.467	4.477
30	4.677	5.129
40	5.012	6.026

Fuente: (Durán *et al.*, 2018a)

Primero se realiza una interpolación para obtener la constante de acidez a 35°C con la Ecuación 6.



$$Ka_1 35^\circ C = 4.677 + \frac{5.012 - 4.677}{40 - 30} (35 - 30)$$

$$Ka_1 35^\circ C = 4.84 * 10^{-7} \therefore [HCO_3] = 0.0548 \frac{mol}{L}$$

6. Se calcula la alcalinidad requerida en el sistema para mantener el pH neutro, tal como se indica en la Ecuación 9.

$$ALC_{req} \left(\frac{mgCaCO_3}{L} \right) = [HCO_3] \frac{mol}{L} \left(\frac{1eq}{1mol} \right) \left(\frac{50g_{CaCO_2}}{1eq} \right) \left(\frac{10^3 mg}{g} \right) \dots (9)$$

*se cambia el número de equivalentes para obtener el resultado en base a NaHCO₃

$$ALC_{req} \left(\frac{mg}{L} \right) = 0.0548 \frac{mol_{HCO_3}}{L} \left(\frac{1eq}{1mol} \right) \left(\frac{84.007g_{NaHCO_3}}{1eq} \right) \left(\frac{10^3 mg}{g} \right)$$

$$ALC_{req} = 4603.58 \frac{mg NaHCO_3}{L}$$

7. A partir de un valor medido de alcalinidad en el sistema ALC_{med} (mgCaCO₃/L), y si se tiene que ALC_{req} > ALC_{med}, se calcula la cantidad de sustancia alcalina que se necesita adicionar para mantener la neutralidad, mediante la Ecuación 10 (Durán, *et al.*, 2018a)

$$\frac{mg CaCO_3}{L} = ALC_{req} - ALC_{med} \dots (10)$$

Mercados:	4,500	mgCaCO ₃
Domiciliarios:	3,700	mgCaCO ₃
PROMEDIO:	4100 CaCO ₃	

$$\frac{mg CaCO_3}{L} = 4603.58 - 4100$$

$$\frac{mg CaCO_3}{L} = 503.58 mg \left(\frac{1g}{1000mg} \right) \left(\frac{1kg}{1000g} \right) = 5.04 \times 10^{-4} \frac{kg NaHCO_3}{L_{forsu}}$$



$$\therefore 5.04 \times 10^{-4} \frac{\text{kgNaHCO}_3}{L_{\text{agua}}} (116,986.87L) = 59 \frac{\text{kg}}{d}$$

Para 300 toneladas de FORSU y 84 m³ de agua por día se deberán agregar 148 kg de NaHCO₃ para controlar la alcalinidad dentro del digestor y evitar que exista alguna inhibición por exceso de acidez, hasta aquí se concluye la primera etapa del proceso convencional.

La corriente de biogás que sale del digestor contendrá dentro de su composición de acuerdo con la ecuación 5, los 0.06 moles de H₂S que corresponde a 152 kg/d, si bien la cantidad que se obtiene de ácido sulfhídrico es menor en comparación con el CH₄, es necesario disminuir su concentración presente en el biogás ya que se trata de un gas corrosivo que puede dañar las tuberías y equipos, por ello se incorpora la etapa de limpieza en donde el biogás se hace reaccionar con óxido de hierro en un reactor PFR. La Ecuación 11 muestra la reacción que se lleva a cabo dentro del reactor, en la cual el óxido de hierro reacciona con el H₂S en el biogás para formar sulfuro férrico (Wang *et al.*, 2011; López *et al.*, 2019). La cantidad que se adicionó de óxido de hierro se basó en la composición del flujo que se obtuvo del simulador a la salida del digestor anaerobio.



Posterior a la etapa de limpieza, el biogás resultante se incorpora a la etapa de mejora la cual tiene como objetivo incrementar el valor calorífico del biogás (Sun *et al.*, 2015), esto se logra eliminando principalmente el CO₂. El método más popular y sistemático es el lavado con agua (Angelidaki *et al.*, 2018; Kapoor *et al.*, 2020; Shah *et al.*, 2020 Nguyen *et al.*, 2021), el cual consiste en absorber físicamente los gases que se encuentran en el agua. De acuerdo con la Ley de Henry el CO₂ es 26 veces más soluble que el CH₄ a 25°C en agua. En la Tabla 25 se muestran las condiciones de operación que se debieron cumplir en la simulación para lograr una



remoción eficaz del dióxido de carbono. Con ello, se obtiene un rendimiento de metano alrededor del 96 y 98%, lo que lo convierte en biometano. Cabe mencionar que durante el proceso se obtiene una pérdida de metano menor o igual al 2%, por ello es que es un método eficaz y de un fácil manejo, además remueve el NH_3 y el H_2S remanente del proceso de desulfuración, por lo que se obtiene a la salida del absorbedor un flujo enriquecido de biometano.

Tabla 25. Ventajas y condiciones de operación del lavado con agua

Presión (bar)	Perdida de metano (%)	Pureza del metano (%)	Remoción previa de H_2S	Ventajas
6 - 10	< 1	96 – 98	Recomendada	Fácil de manejar y simple operación. Procesa grandes volúmenes de gas Solubiliza el CO_2 Alta pureza de CH_4 con menos pérdida Remueve simultáneamente H_2S y NH_3

Fuente: (Angelidaki *et al.*, 2018; Shah *et al.*, 2020)

La segunda corriente del digestor que contiene el digestato (subproducto de la reacción que se lleva a cabo) pasa a la última etapa que es la de tratamiento de lodos que consta de un secador de lodos, en el cual se obtiene una corriente con el digestato y otra corriente de gas principalmente vapor que alimentará la turbina para la generación de energía. La calidad del digestato va a depender directamente de las características del sustrato que se emplea en la digestión y de las condiciones de operación. En la Tabla 26 se observan las características del digestato usando como sustrato la FORSU en un proceso de DA de una etapa y temperatura mesofílica, para este proyecto se consideró un promedio de 40% de materia seca (MS) en el secador de lodos.

Tabla 26. Características de la composición del digestato

Proceso de DA				Características del digestato					Referencia
Sustrato	Etapas	Temperatura	Escala	% MS	% SV	P (kg _{MS})	S (kg _{MS})	Rel C/N	
FORSU	1	Mesofílica	Piloto	34	50.1	5.1	5.3	18.9	(Grigatti <i>et al.</i> , 2020) (Massaccesi <i>et al.</i> , 2013)
FORSU	1	Mesofílica	Piloto	44.9	66.8	12.7	15.0	8.3	
FORSU	1	Mesofílica	Piloto	43.7	73.6	31.4	2.9	29.8	
FORSU	1	Mesofílica	Piloto	50.2	75.5	54.0	3.4	37.5	
FORSU	1	Mesofílica	Piloto	37.3	76.7	45.2	9.2	28	

6.3. Escenario 2. Digestión anaerobia bioestimulada con biocarbón

6.3.1. Descripción del proceso

En este escenario, la alimentación de FORSU y agua será en las mismas cantidades que para el escenario 1, asimismo los parámetros de operación del digestor, la variante para este proceso es la adición del material conductor como bioestimulante. El biocarbón modificó notablemente el diseño del proceso ya que este escenario consta de tres etapas, las cuales son: pretratamiento, digestión anaerobia y tratamiento de lodos tal como se muestra en la Figura 21.

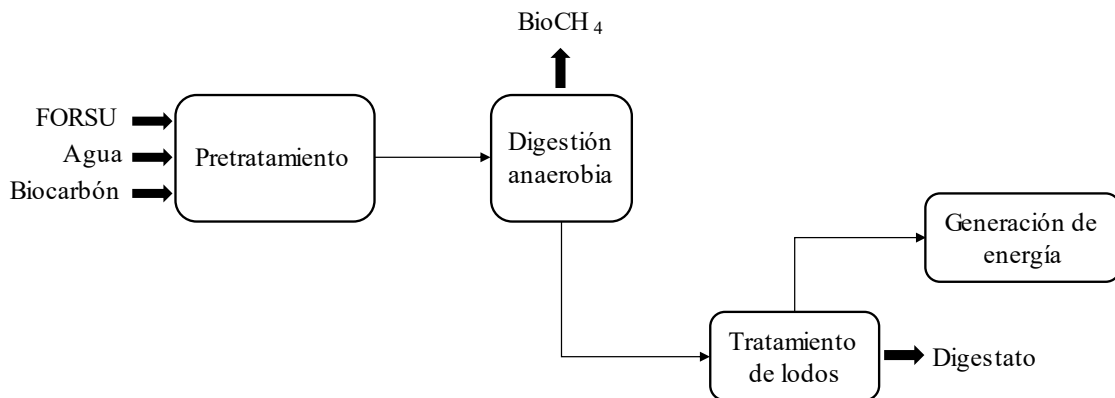


Figura 21. Diagrama de Flujo del Proceso bioestimulado con biocarbón



La razón por la que se prescindió de la etapa de limpieza y mejora de biogás es debido a las propiedades fisicoquímicas del biocarbón las cuales se mencionaron en la sección 1.3, tales como su capacidad amortiguadora, característica que en el proceso convencional realiza el NaHCO_3 y que hace no se considere para este escenario, ya que el biocarbón tiene un efecto amortiguador que controla la acidez dentro del digestor, además purifica el biogás al actuar de manera *in situ* en la absorción principalmente de CO_2 y se ha demostrado que también de otros gases como el NH_3 y H_2S por lo que no es necesario incluir la etapa de limpieza; con esto a la salida del digestor se obtiene un biogás rico en biometano con un porcentaje mayor del 90% de CH_4 (Masebinu *et al.*, 2019; Zhao *et al.*, 2021; Cai *et al.*, 2022; Sun *et al.*, 2022).

El tratamiento de lodos se realizó como en el proceso convencional ya que no habrá una variación notable en el subproducto formado que implique realizar un cambio en esta etapa.

6.3.2. Diseño y selección de equipo

En la Tabla 6 se mostraron datos sobre experimentos realizados a escala laboratorio pero solamente con un sustrato como materia prima y se sabe que la cantidad de BC necesaria va a depender no solo de la materia prima de origen y las condiciones de operación de la pirólisis o gasificación, sino también del sustrato que se utilice para el proceso de DA, para ello se muestra la Tabla 27 con resultados de experimentos realizados con FORSU como materia prima, así como la cantidad de BC que fue adicionada para cada caso y los resultados que se observaron principalmente en el rendimiento de metano.



Tabla 27. Resultados en el rendimiento de metano con la adición de biocarbón en DA de FORSU a escala laboratorio y piloto

Materia prima	Biocarbón		Resultados	Referencia
	Método	Dosis empleadas		
Madera	Gasificación	6, 12, 18, 24 y 30 g por cada 0.8 L	Se obtuvieron mejores resultados con 6 g de BC, obteniendo un aumento en el rendimiento de CH ₄ del 37%	(Zhang <i>et al.</i> , 2020)
Lodos de depuradora	Pirólisis	0.5, 1, 1.5 y 2 g por cada 0.4 L	Con las dosis de 1 y 1.5 g de BC se obtuvo un aumento de 30 – 40 % de CH ₄ .	(Ambaye <i>et al.</i> , 2020)
Aserrín	Pirólisis	2, 6, 10, 15 g por 1 L	Se obtuvo un aumento del 40.3% de metano con la dosis de 6 g de BC.	(Wang <i>et al.</i> , 2018)
Madera	Gasificación	5 y 10 g por cada litro	El mejor resultado fue empleando 5 g de BC obteniendo un aumento del 18% de metano.	(Lim <i>et al.</i> , 2020)

En cada uno de los experimentos mostrados en la Tabla 27 se obtiene un mayor aumento en el rendimiento de metano a partir de las dosis de BC menores, para este proyecto se considera una dosis óptima de 1g/L de BC de acuerdo con los resultados de experimentos realizados en el grupo de investigación; por lo tanto, la cantidad de BC fue de 116.99 kg/d. En cuanto al porcentaje esperado de metano se consideró un aumento del 40% en comparación con los resultados obtenidos del proceso convencional.

La disminución del CO₂ de acuerdo con Shen *et al.* (2016) en condiciones mesofílicas es de un 66.2%, además encontró que el amoníaco disminuye un 10.5%. Aunado a la información del NH₃ Sarkhot *et al.* (2013) reportó una remoción de amoníaco del 18% utilizando 5g/L de BC. En cuanto al ácido sulfhídrico Oliveira. (2020) encontró una disminución cerca del 98%, y la estabilidad del reactor fue



mejorada con la adición del biocarbón. Por lo tanto, los datos teóricos para el flujo que se obtiene del digestor en el proceso bioestimulado fueron los siguientes: El CO_2 presenta una disminución del 60%, el NH_3 del 20% y el H_2S una remoción del 30%.

En este escenario la etapa de tratamiento de lodos no presenta alguna diferencia con el proceso convencional ya que la adición de BC no muestra un cambio significativo para realizar esta etapa de una manera diferente. En los digestores mejorados con BC el digestato resultante solamente muestra concentraciones de Al, Ca, Fe, Mg y Mn más altas que en un digestor sin BC independientemente de la dosis que se implemente (Shen *et al.*, 2015). Del mismo modo, Shen *et al.* (2017) encontró que el BC no modificó la concentración de N presente en el digestato pudiéndose deber a que la mayoría de los compuestos de N retenidos en el biocarbón tienen una estructura aromática y/o heterocíclica compleja y, por lo tanto, son difíciles de liberar en el ambiente acuoso (Jassal *et al.*, 2015; Yao *et al.*, 2010). El P aumento en el digestato en comparación con el control 1.9 veces. La mayor parte del P en el BC con alto contenido de cenizas suele estar en forma de minerales de fosfato insolubles (Yao *et al.*, 2010), el digestato con BC podría usarse potencialmente como un fertilizante de P de liberación lenta para la aplicación al suelo. La concentración de K aumenta entre 6.8 y 33.6 veces en comparación con el control. En cuanto a la concentración de los macronutrientes Ca, Mg y Fe incrementa proporcionalmente con la cantidad de biocarbón retenido en el digestato.

6.4. Simulación en Superpro Designer

El proceso convencional fue el único escenario que se trabajó con el simulador debido a que hasta el momento no hay suficientes datos estequiométricos o cinéticos que describan la reacción que se lleva a cabo durante la digestión bioestimulada con biocarbón (Uddin & Wright, 2022; Masebinu *et al.*, 2019; Oni *et al.*, 2019) y este es un dato necesario para programar el digestor, ya que sin la



reacción química o cinética con el BC no hay forma de obtener un flujo de biogás, por lo que los resultados que se obtuvieron de los flujos del escenario 1 se tomaron como referencia para obtener la composición del biogás con base en la información encontrada en la literatura.

Primero se ingresaron los componentes que interfieren durante todo el proceso, desde la entrada hasta la salida del sistema (Tabla 28). El programa cuenta con una base de datos de diferentes componentes y mezclas, solamente fue necesario ingresar manualmente la fórmula y peso molecular de la FORSU con base en el resultado de la ecuación obtenida en la sección 3.2.2.

Tabla 28. Lista de componentes y mezclas

Nombre	Tipo	Fórmula
Dióxido de carbono	Pure component	CO ₂
Óxido de hierro (III)	Pure component	Fe ₂ SO ₃
Sulfuro de hierro (III)	Pure component	Fe ₂ S ₃
FORSU	Mixture	C _{18.8} H _{34.74} O _{10.38} NS _{0.06}
Ácido sulfhídrico	Pure component	H ₂ S
Metano	Pure component	CH ₄
Nitrógeno	Pure component	N ₂
Bicarbonato de sodio	Pure component	NaHCO ₃
Amoniaco	Pure component	NH ₃
Oxígeno	Pure component	O ₂
Agua	Pure component	H ₂ O
Aire	Mixture	N ₂ , O ₂

Una vez establecidos los componentes se realizó el Diagrama de Flujo de Proceso (DFP) que se muestra en la Figura 22, seleccionando las operaciones unitarias de acuerdo con la información de la sección 6.2.2. Para las corrientes de alimentación se presenta la Tabla 29, cabe mencionar que la corriente de agua que alimenta el absorbedor, la de aire que entra al secador de lodos, así como la cantidad de óxido de hierro necesarios para operar fueron autoajustadas por el simulador de acuerdo con el tamaño y capacidad de los equipos y flujos de las corrientes correspondientes. Para la cantidad que se ingresa de FORSU en el simulador se



considera solamente el 11.60% del total, correspondiente al porcentaje de SV de la FORSU (Durán *et al.*, 2018b) como resultado 34.8 t/d.

Tabla 29. Corrientes de alimentación del proceso convencional

Componente	Cantidad
FORSU	34.8 t/d
Agua (Digestor anaerobio)	83.8 m ³ /d
NaHCO ₃	0.14 t/d
Fe ₂ O ₃	0.010 t/d
Agua (Absorbedor)	32,452 m ³ /d
Aire	152,739 m ³ /d

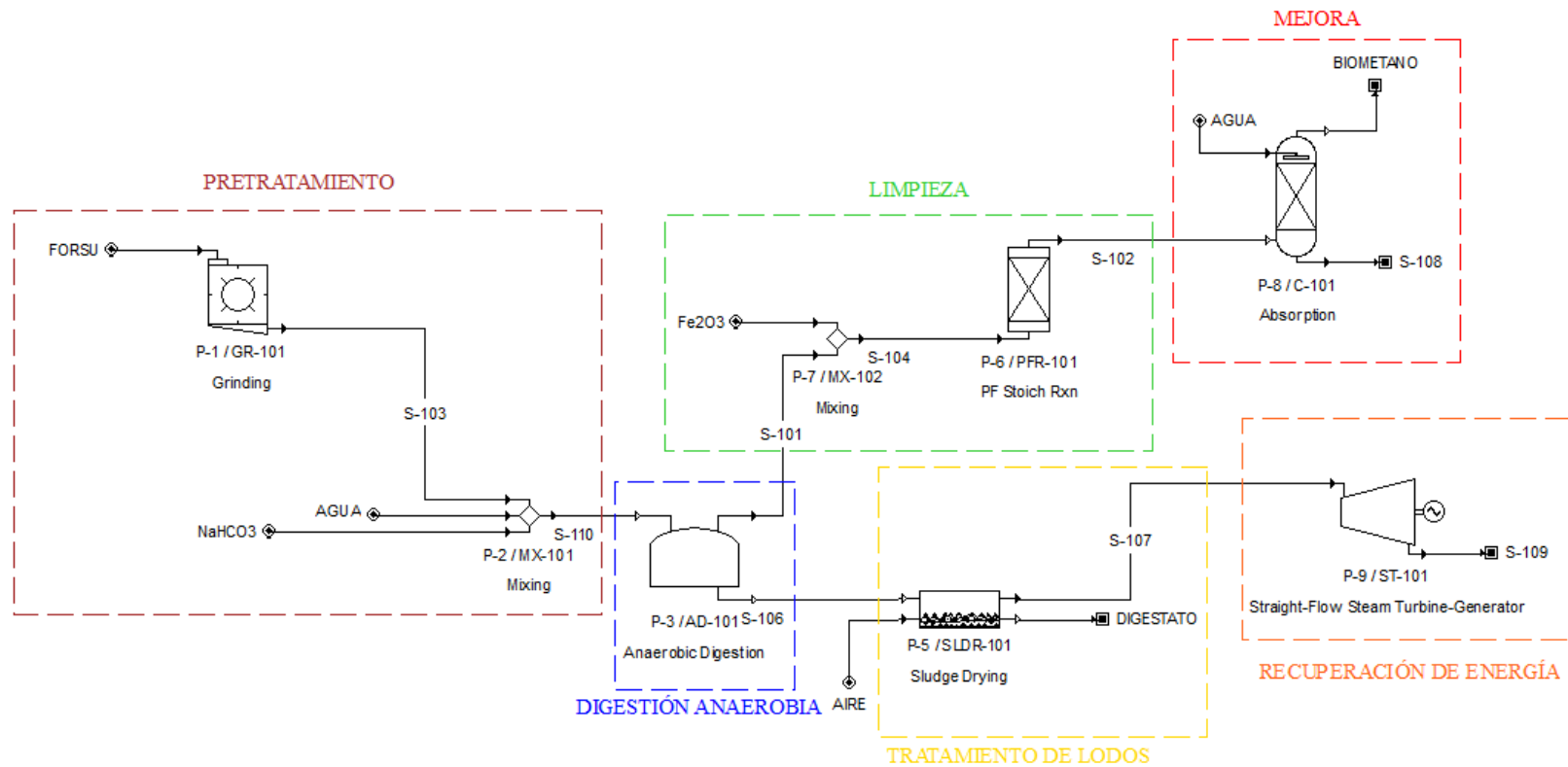


Figura 22. Diagrama de Flujo del Proceso convencional en Superpro Designer



En la Tabla 30 se muestran los datos que fueron necesarios ingresar en los equipos en cada una de las etapas del proceso, de acuerdo con las funciones de cada operación unitaria serán los datos que se deberán ingresar. La temperatura del digestor se colocó en 35°C para hacer el proceso mesofílico con un TRH de 21 días y un volumen de trabajo del 70%. Al ser un digestor tipo CSTR cuenta con un agitador en la parte interna y la reacción que se ingresó fue la que se obtuvo en la sección 6.2.2 de acuerdo con la ecuación de Buswell y Mueller de 1954, con un rendimiento de reacción del 95%. Para el reactor PFR también fue indispensable ingresar la reacción correctamente ya que como se mencionó anteriormente, el programa realiza el balance con base en la ecuación que se ingrese para determinar la cantidad de óxido de hierro que debe alimentarse al reactor tomando como base el reactivo limitante que es el H₂S.

En el absorbedor se destaca la importancia de colocar al CO₂ como el componente de referencia ya que es el principal componente que absorbido, para ello se ingresaron los datos de difusividad los cuales se presentan en la Tabla 30. Para el secador de lodos solo fue necesario ingresar el dato de temperatura con la que operó, que fue de 60°C y la concentración de sólidos que se determinó previamente en la sección 6.2.2. Esta información es la necesaria para que el programa determine la cantidad de aire que se debe alimentar al secador.



Tabla 30. Parámetros de operación del proceso convencional

Etapa del proceso	Equipo	Parámetros de operación
Pretratamiento	GR – 101 Molienda	Rendimiento 66.14 t/h
Digestión anaerobia	AD – 101 Digestor anaerobio	TRH 21 días
		Temperatura 35°C
		Volumen de trabajo 70%
		Rendimiento de la reacción 95%
		Agitación 0.01 kW/m ³
		Transferencia de Vapor (152°C) calor
		Reacción que se lleva a cabo Ecuación 5
Rendimiento de la reacción 100%		
Limpieza	PFR – 101 Reactor	Modo térmico Adiabático
		Tiempo de residencia 21 horas
		Volumen de trabajo 90%
		Reacción que se lleva a cabo Ecuación 11
Mejora	C – 101 Absorbedor	Componente diseño CO ₂
		Difusividad del CO ₂ ^a Fase gaseosa: 0.0160 m ² /s Fase líquida: 0.087 m ² /s
		Especificaciones de absorción CO ₂ 99% NH ₃ 99% Agua 99%
		Temperatura de Equilibrio térmico corrientes a la salida
		Temperatura 60°C
Tratamiento de lodos	SLDR – 101 de Secador de lodos	Concentración de sólidos 40%
		Tipo de turbina Condensación
Recuperación de energía	ST – 101 de Turbina de vapor	Presión de escape 0.1 bar
		Temperatura 44°C
		Eficiencia 90%

^a Wylock, C. & Budzianowski, W. M. (2017)



6.5. Balance de materia y de energía

6.5.1. Escenario 1. Proceso convencional

Una vez establecidas las condiciones de operación de todo el proceso y las corrientes de alimentación se obtuvo la composición de cada una de las corrientes intermedias y de las de salida, de estas últimas además de la corriente de biometano y digestato se obtuvo la corriente de la turbina de vapor que se genera en la corriente previa (S – 107) que se convierte en energía eléctrica, esta información se muestra más detallada en el estudio económico, debido a que la energía que se produce será la necesaria para consumirse dentro del proceso y el resto será considerada como ingreso, ya que se podrá comercializar.

En la corriente del digestato se obtuvieron 72.50 kg/h de FORSU y 146.11 kg/h de agua, con lo que se deduce que el digestato que resultante es más líquido que sólido, lo cual es aceptable al tratarse de una digestión anaerobia húmeda (Ambaye *et al.*, 2020). La corriente S – 101 que es la que se encuentra a la salida del digestor será el punto de partida para la determinación de la composición del biogás en el proceso bioestimulado, en esta corriente se aprecia que el metano es el gas predominante con una producción de 538.18 kg/h y el ácido sulfhídrico el gas con menor presencia con 6.33 kg/h; para fines de este proyecto los resultados principalmente de esta corriente se presentaron en unidades de kmol/d ya que la ecuación que se ingresó al simulador está en molaridad y no en masa. En la Tabla 30 se puede apreciar el porcentaje de composición de cada componente del biogás, esta composición se encuentra dentro de los parámetros que plantea Ghosh *et al.* (2020) y que se mostraron en la Tabla 9. Además de los datos de composición también es necesario mencionar el flujo total de la corriente S - 101 fue de 37,613.74 m³/d lo que da como resultado una producción de 125.38 m³ de biogás por tonelada de FORSU.



6.5.1. Escenario 2. Proceso bioestimulado con BC

Para fines de visualizar mejor este escenario se realizó el DFP en el simulador el cual se muestra en la Figura 23, en este proceso la corriente S – 101 del escenario anterior es ahora la corriente de biometano ya que como se mencionó antes, con la adición de BC se obtiene un biogás con un rendimiento mayor de metano. La Tabla 31 además de mostrar la corriente de biogás del proceso convencional muestra la corriente del biometano que se obtiene del absorbedor en donde el metano logra alcanzar una composición del 98.62%, en cuanto al flujo que se obtiene es casi el 50% del biogás que se obtiene a la salida del digestor, lo cual se debe a las etapas de limpieza y mejora en donde fue necesaria la eliminación de CO₂, NH₃ y H₂S.

Tomando como referencia la información recabada en la sección 6.3.2 en el proceso bioestimulado con BC, el dióxido de carbono presentó una disminución del 60%, el ácido sulfhídrico del 30% y el amoníaco del 20%, en cuanto al metano aumentó un 40% todo con base en el flujo molar. Pan *et al.* (2019) reportó un biogás con un 95% de CH₄ con la adición de BC, del mismo modo, Shen *et al.* (2015) y Zhao *et al.* (2015) obtuvieron un rendimiento de metano de 96.7 y 93%, sin embargo, los resultados arrojan un rendimiento de metano del 90.23% y en segundo lugar se encuentra el dióxido de carbono con una composición final del 5.91%

Tabla 31. Composición del flujo de biometano

Componente	CONVENCIONAL S - 101				BIOESTIMULADO Biometano			
	kg/d	kmol/d	m ³ /d	%mol	kg/d	kmol/d	m ³ /d	%mol
CO ₂	26,566.26	603.64	15,094.47	40.58	3,480.45	79.08	1,977.53	5.91
H ₂ S	152.01	4.46	132.18	0.30	3.04	0.09	2.64	0.01
CH ₄	12,916.26	805.10	19,570.09	54.12	19,374.26	1,207.65	29,354.94	90.23
NH ₃	1,266.01	74.34	2,110.02	5.00	878.62	51.59	1,464.37	3.85
TOTAL	40,900.54	1,487.54	36,906.76	100.00	23,736.37	1,338.41	32,799.48	100.00



De acuerdo con la Tabla 11, con la composición que se obtiene de biogás en el proceso bioestimulado es posible su uso para inyectar a la red de gas natural puesto que la composición de CH_4 oscila entre 70 y 98% y para el CO_2 la composición máxima permitida es del 8%, en cuanto a su aplicación para turbinas y motores cumple de igual forma con la composición esperada.

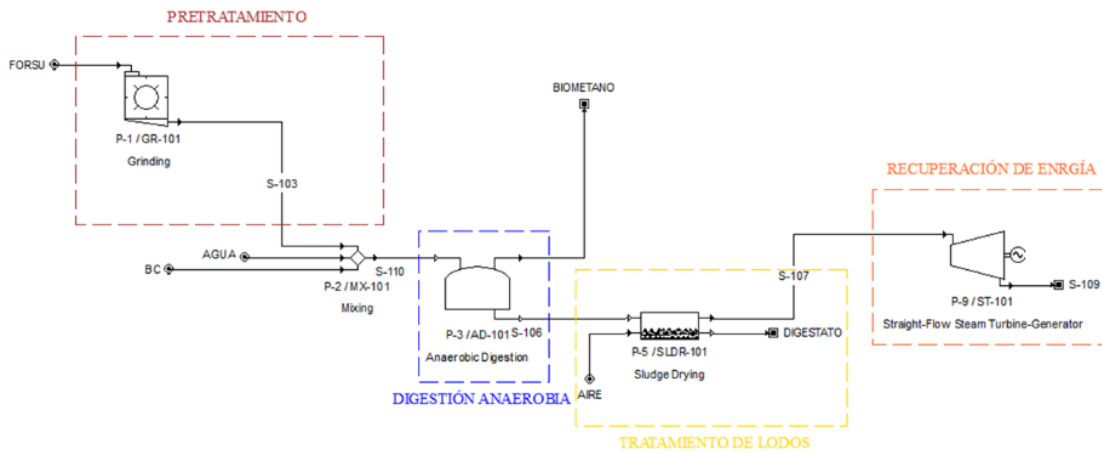


Figura 23. Diagrama de flujo del proceso bioestimulado con Superpro Designer

**Tabla 32.** Balance de materia y energía para el proceso convencional

Corriente	FORSU	S-103	S-105	NaHCO ₃	S-110	S-101	S-106	AIRE	S-107
Fuente	Entrada	P-1	P-1	Entrada	P-2	P-3	P-3	Entrada	P-5
Destino	P-1	P-2	P-2	P-2	P-3	P-7	P-5	P-5	P-9
<i>Propiedades de la corriente</i>									
Temperatura (°C)	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	35.00	35.00	25.00	115.00
Presión (bar)	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01
Densidad (g/L)	1,050.00	1,050.00	994.70	2,217.00	1,011.06	1.09	993.36	1.18	0.77
Entalpía total (kW-h)	15.10	5.10	101.41	0.05	116.56	21.59	129.55	52.77	2,510.73
Entalpía específica (kcal/kg)	8.96	8.96	25.11	6.40	20.34	10.90	34.54	6.05	205.61
Capacidad calorífica (kcal/kg-°C)	0.36	0.36	1.00	0.26	0.81	0.32	0.98	0.24	0.30
<i>Flujo de componentes (kg/h)</i>									
FORSU	1,450.00	1,450.00	0.00	0.00	1,450.00	0.00	72.50	0.00	0.00
NaHCO ₃	0.00	0.00	0.00	6.17	6.17	0.00	6.17	0.00	0.00
Agua	0.00	0.00	3,475.00	0.00	3,475.00	0.00	3,148.00	0.00	3,001.89
CO ₂	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1,106.93	0.00	0.00	0.00
H ₂ S	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.33	0.00	0.00	0.00
Metano	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	538.18	0.00	0.00	0.00
N ₂	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5,757.02	5,757.02
NH ₃	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	52.75	0.00	0.00	0.00
O ₂	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1,747.72	1,747.72
TOTAL (kg/h)	1,450.00	1,450.00	3,475.00	6.17	4,931.17	1,704.22	3,226.67	7,504.74	10,506.63
TOTAL (L/h)	1,380.95	1,380.95	3,493.50	2.78	4,877.24	1,567,239.41	3,248.23	6,364,142.85	13,592,548.66



Tabla 32. Balance de materia y energía para el proceso convencional (continuación)

Corriente	DIGESTATO	S-109	Fe ₂ O ₃	S-104	S-102	AGUA	BIOMETANO	S-108
Fuente	P-5	P-9	Entrada	P-7	P-6	Entrada	P-8	P-8
Destino	SALIDA	SALIDA	P-7	P-6	P-8	P-8	Salida	Salida
<i>Propiedades de la corriente</i>								
Temperatura (°C)	100.00	45.81	25.00	34.97	34.88	25.00	25.00	25.00
Presión (bar)	1.01	0.10	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01
Densidad (g/L)	1,008.58	996.29	5,240.00	1.09	1.10	994.70	0.67	661.05
Entalpía total (kW-h)	20.22	884.52	0.04	21.64	21.64	39,250.48	8.29	39,263.82
Entalpía específica (kcal/kg)	77.39	72.44	3.68	10.86	10.86	25.11	12.89	25.10
Capacidad calorífica (kcal/kg-°C)	0.78	0.82	0.15	0.32	0.32	1.00	0.53	1.00
<i>Flujo de componentes (kg/h)</i>								
FORSU	72.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
NaHCO ₃	6.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Agua	146.11	3,001.89	0.00	0.00	3.35	1,345,018.10	3.35	1,345,018.10
CO ₂	0.00	0.00	0.00	1,106.93	1,106.93	0.00	11.07	1,095.86
H ₂ S	0.00	0.00	0.00	6.33	0.00	0.00	0.00	0.00
CH ₄	0.00	0.00	0.00	538.18	538.18	0.00	538.18	0.00
N ₂	0.00	5,757.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
NH ₃	0.00	0.00	0.00	52.75	52.75	0.00	0.53	52.22
O ₂	0.00	1,747.72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Fe ₂ O ₃	0.00	0.00	10.00	10.00	0.00	0.00	0.00	0.11
Fe ₂ S ₃	0.00	0.00	0.00	0.00	12.88	0.00	0.13	12.75
TOTAL (kg/h)	224.78	10,506.63	10.00	1,714.19	1,714.09	1,345,018.10	553.26	1,346,179.04
TOTAL (L/h)	222.87	10,545.80	1.91	1,567,098.79	1,561,934.07	1,352,178.79	827,635.10	2,036,415.14



7. ESTUDIO ECONÓMICO

Esta sección parte de las decisiones que se tomaron en el estudio técnico y de la información que se obtuvo en el estudio de mercado, aquí se abordó todo lo establecido en términos monetarios, es decir, el costo por inversión inicial considerando la maquinaria necesaria, el costo de la materia prima y se evaluaron los ingresos, esto con la finalidad de generar un estado de resultados robusto y detallado para analizar la viabilidad que tiene la bioestimulación de la DA desde una perspectiva costo beneficio ya que se trata de un proyecto social. Tal como se estructuró en el estudio técnico, en el estudio económico se evaluaron los dos escenarios que se plantearon para poder realizar una comparación entre cada uno.

Previo a comenzar con el estudio económico se establecieron las bases sobre las cuales se hicieron los cálculos correspondientes.

1. Tiempo de vida útil: El proyecto considera una vida útil de 15 años que es el tiempo que debe considerarse como mínimo para proyectos del sector público (SHCP, 2015).
2. Operación de la planta: En operación 360 días al año.
3. Moneda y tipo de cambio: La moneda que se maneja serán dólares y el tipo de cambio a moneda nacional mexicana fue de 20.54 pesos.
4. Tasa de descuento (interés): Para proyectos de sector público $i=10\%$ (SHCP, 2015).
5. Impuestos: Los impuestos sobre la renta (ISR) de acuerdo con Lechuga (2020) es del 35% sobre la utilidad gravable.
6. Inversión inicial: Los costos por la maquinaria activos fijos y activos diferidos se toman del simulador Superpro Designer.
7. Ingresos: Los flujos que se obtienen por cada producto y subproducto, se extrajeron del simulador y se estableció el precio de venta de acuerdo con los datos encontrados en la literatura.



8. Egresos: Los costos por reactivos e insumos fueron tomados de la literatura, lo costos directos e indirectos con excepción del mantenimiento se tomaron del simulador.

7.1. Determinación de los costos

Se define como costo a todo aquel capital que se desembolsa en efectivo o en especie para adquirir bienes que harán posible la realización del proyecto desde la etapa inicial (costos de inversión) y posteriormente para el arranque y puesta en marcha del proyecto (costos de producción y costos de administración) y así obtener el producto principal.

7.1.1. Inversión

La determinación del monto total de inversión se obtuvo mediante la suma de los activos fijos (AF) también llamados activos tangibles que son los bienes o propiedad de la empresa, como edificios, maquinaria, equipo, mobiliario, vehículos de transporte, entre otros; los activos diferidos (AD) o activos intangibles los cuales son todos aquellos bienes necesarios para el funcionamiento de la empresa como la asistencia técnica, diseños industriales, instalación, puesta en marcha, contrato de servicios, etc. y por último el capital de trabajo (CT).

De los activos fijos, el factor principal fue el costo de la maquinaria, en la Tabla 33 se muestran los costos de los equipos que se utilizaron en cada proceso, el simulador obtiene el monto total de acuerdo con la capacidad de cada equipo tomando como base la cantidad en flujo de las corrientes de alimentación. Dado que en ambos escenarios la alimentación de FORSU y agua fue la misma, la única diferencia radicó en que para este escenario no se evaluó el costo por el reactor y absorbedor, los cuales corresponden a la etapa de limpieza y mejora, por lo tanto, el costo por maquinaria principal fue mayor para el proceso convencional. El programa toma como material adicional el 20% del total de la maquinaria principal considerando equipo de repuesto.



Tabla 33. Maquinaria principal

Nombre	Proceso convencional		Proceso bioestimulado	
	Capacidad	Costo (\$)	Capacidad	Costo (\$)
Digestor anaerobio	3511.61 m ³	3,176,000.00	3511.61 m ³	3,176,000.00
Molino	1.6 ton/h	82,000.00	1.6 ton/h	82,000.00
Turbina	715.16 kW	81,000.00	715.16 kW	81,000.00
Reactor	6.36 L	71,000.00	N/A	0.00
Absorbedor	45.88 m ³	60,000.00	N/A	0.00
Secador de lodos	3001.89 kg/h	33,000.00	3001.89 kg/h	33,000.00
Equipo adicional		876,000.00		843,000.00
TOTAL		4,379,000.00		4,215,000.00

En la Tabla 34 se engloba el total de AF, de los cuales Superpro Designer cuenta por defecto con el porcentaje que destina a cada uno tomando como referencia el costo de la maquinaria principal. La maquinaria, tubería, instrumentación, aislamiento, obra civil, mejoramiento de piso e instalación de servicios auxiliares son los activos fijos que se consideran para este proyecto. Es importante mencionar que el transporte no se considera por la cercanía que hay entre el relleno sanitario seleccionado y la planta de DA y no conlleva la contratación de un servicio de transporte independiente de la FORSU hacia la planta.

Tabla 34. Activos fijos

Concepto	% del costo de la maquinaria principal	Proceso convencional Costo (\$)	Proceso bioestimulado Costo (\$)
Maquinaria principal	-	4,379,000	4,215,000
Tubería	0.35	1,532,650	1,475,250
Instrumentación	0.40	1,751,600	1,686,000
Aislamiento	0.03	131,370	126,450
Obra civil	0.45	1,970,550	1,896,750
Mejoramiento del piso	0.15	656,850	632,250
Instalación de servicios auxiliares	0.40	1,751,600	1,686,000
Instalaciones eléctricas	0.10	437,900	421,500
Mobiliario y equipo de computo	-	2,358,946	1,986,534
TOTAL		14,970,466	14,125,734



Por otro lado, los AD son los bienes intangibles de las empresas pagados por anticipado, abarcan varios periodos contables que tienen la característica de ser amortizables (Álvarez *et al.*, 2015). La Tabla 35 detalla los componentes que se consideraron como activos diferidos para ambos escenarios, los costos de ingeniería mismos que conllevan la construcción, los de puesta en marcha que son los gastos previos al arranque, también se consideran los costos por contratistas y por contingencia. La instalación de la maquinaria se basó en el costo total de la maquinaria principal para la ingeniería y construcción tomando como referencia los AF + la instalación de maquinaria y los costos por contingencia y contratista toma la suma de los AF + la instalación de maquinaria + la construcción + la ingeniería.

Tabla 35. Activos diferidos

Concepto	%	Proceso convencional	Proceso bioestimulado
Instalación de maquinaria	0.50	2,189,500	2,107,500
Ingeniería	0.25	3,742,617	3,531,434
Construcción	0.35	1,532,650	1,475,250
Contratista	0.05	1,121,762	1,061,996
Contingencia	0.10	2,243,523	2,123,992
Arranque		1,175,000	1,165,000
TOTAL		12,005,051	11,465,171

Por último, el CT son todos los recursos con los que cuenta una empresa para llevar a cabo su funcionamiento inicial como la materia prima, servicios auxiliares y mano de obra el cual se toma como el 25% de la suma total del costo de producción, administración y ventas. En la Tabla 36 se muestra el monto total de la inversión inicial que engloba los AF, AD y el CT para ambos escenarios.

Tabla 36. Inversión inicial

	Convencional	Bioestimulado
Activos fijos	14,970,466	14,125,734
Activos diferidos	12,005,051	11,465,171
Capital de trabajo	1,274,994	1,124,359
TOTAL	28,250,511	26,715,264



7.2. Presupuesto de egresos

Los presupuestos de egresos se dividieron en dos partes, la primera correspondió a los costos de producción que son los elementos necesarios para que el proceso se lleve a cabo y se obtengan los productos tales como la materia prima, el mantenimiento que se le da a los equipos y que es fundamental para cualquier proceso que implique maquinaria y equipo y por último la depreciación y amortización que están directamente relacionados con los activos fijos y diferidos que corresponden a los bienes de la empresa.

7.2.1. Costos de producción

7.2.1.1. Materia prima

En el estudio de mercado se realizó la investigación del precio del BC para corroborar con la literatura en que su precio es menor que el del CAG, en la Tabla 36 se muestra el precio por cada materia prima e insumo que se utiliza para ambos escenarios, como el bicarbonato de sodio y el óxido de hierro para el cual se tomó a la magnetita como referencia económica. Por último, para fines de este proyecto no se consideró costo por el agua que se consume. La cantidad de cada reactivo se determinó previamente en el estudio técnico.

Tabla 37. Costo por reactivos e insumos

Concepto	Costo por kg	Proceso convencional		Proceso bioestimulado	
		Cantidad anual (kg)	Costo anual	Cantidad anual	Costo anual
NaHCO ₃	0.07 ^a	53,345	3,627	0	0
Fe ₂ O ₃	0.37 ^b	86,400	31,536	0	0
BC	0.34 ^c	0	0	42,116	14,320
Agua	0.11 ^d	30,240	3,326	30,240	3,326
TOTAL			38,490		17,646

^a Anaya *et al.*, 2021

^b QR Minerales®

^c Carbotecnia®

^d Gobierno de Chalco



7.2.1.2. *Mantenimiento*

El mantenimiento es fundamental ya que con este se prevén daños en los equipos que pudieran causar un paro en la producción o un riesgo dentro de la misma planta, por ello debe estar incluido en los costos directos de la empresa. Para este proyecto el costo por mantenimiento se tomó como el 3% de la inversión inicial de acuerdo con Martínez. (2005). Para el proceso convencional se destinaron \$847,089 anuales y para el proceso bioestimulado \$801,458.

7.2.1.3. *Cargos de depreciación y amortización*

La depreciación se refiere a la pérdida de valor que tiene un determinado producto debido al uso, deterioro, desgaste u obsolescencia y la amortización tiene la misma connotación, la diferencia radica que el primero solo es aplicable para activos fijos y el segundo para los activos diferidos. El valor de depreciación esta impuesto por el gobierno con base en el promedio de vida útil de los bienes; para el proyecto se tomó como referencia la depreciación impuesta por la Ley de Impuestos Sobre la Renta 2023, los valores se muestran en la Tabla 38 para cada activo, paralelo a ello, se genera el valor de salvamento el cual se calcula como el valor residual de las depreciaciones hacia el final del tiempo de vida útil del proyecto.

Tabla 38. Porcentaje de depreciación y valor de salvamento

Activo	% de depreciación anual	Valor de salvamento	
		Proceso convencional	Proceso bioestimulado
Digestor anaerobio	9		
Molino	9	98,528	94,838
Turbina	9		
Reactor	9		
Absorbedor	9		
Secador de lodos	9		
Equipo adicional	9		
Ingeniería	10		
Obra civil	5		
Mobiliario y equipo de oficina	10		



7.2.1.4. Costos administrativos

La mano de obra se dividió en directa e indirecta, la primera corresponde a todas aquellas personas que intervienen personalmente en el proceso de producción, mientras que la mano de obra indirecta se refiere a supervisores, jefes de turno, etc. De acuerdo con Baca. (2015) se debe agregar al menos 35% de prestaciones sociales lo cual significa que sobre el sueldo base anual hay que agregar fondo para la vivienda, seguridad social, vacaciones, días festivos, aguinaldo, y otros.

Dentro de la planta de digestión anaerobia la mayor parte de la mano de obra es directa puesto que se trata de un proceso operativo, en cada equipo hay un encargado para monitorear y asegurarse de que el proceso se está desarrollando de forma correcta, además de dos personas más que intervendrán en la primer etapa. Al tratarse de un proceso continuo se llevará a cabo un rol de 3 turnos, en la Tabla 39 se muestra el monto por hora el cual se obtuvo con el simulador y al monto anual se le agrego el 35% adicional correspondiente a prestaciones. Comparando ambos escenarios el proceso bioestimulado al no contar con dos etapas tendrá un monto menor.

Tabla 39. Costo por mano de obra

Tipo de mano de obra	Cargo	Número de personas	Monto por hora (\$)	Monto mensual (\$)	Convencional Monto anual (\$)	Bioestimulado Monto anual (\$)
Directa	Operador (obrero)	6	33	7,920	570,240	570,240
	Operador digestor	3	36	8,640	311,040	311,040
	Operador reactor	3	36	8,640	311,040	0
	Operador absorbedor	3	36	8,640	311,040	0
	Operador secador	3	36	8,640	311,040	311,040
Indirecta	Supervisor	1	55	13,200	158,400	158,400
TOTAL		19	232	55,680	1,972,800	1,350,720
TOTAL + 35%					2,663,280	1,823,472



En la Tabla 40 se muestra la cantidad de egresos totales, el monto por energía eléctrica no se mencionó como parte de los costos de producción, sin embargo, es importante recalcar que se prescinde de este gasto puesto que en la parte final del proceso se está considerando un sistema de cogeneración para aprovechar el biogás como combustible al generar vapor necesario para implementar una turbina y convertirlo a energía eléctrica dentro del mismo proceso, por ello es que en la sección de ingresos se considera la energía porque se comercializa para generar mayores ganancias. Los costos de venta se toman como el 10% de las ventas que se pronostican anualmente, por ello, el costo para el proceso bioestimulado es mayor.

Tabla 40. Egresos totales

Concepto	Convencional (\$)	Bioestimulado (\$)
<i>Costos de producción</i>		
Materia prima	38,490	17,646
Mantenimiento	847,089	801,458
Energía eléctrica	0.00	0.00
Análisis de laboratorio (calidad)	923,433	895,004
<i>Costos de administración</i>		
Nómina	2,663,280	1,823,472
<i>Costos de venta</i>		
Marketing	564,388	902,830

7.3. Ingresos

El producto principal para este proyecto es el biometano, sin embargo, no es el único ingreso que se tiene, ya que de igual forma se puede comercializar el digestato; en cuanto a la FORSU que se procesa se tiene un ingreso extra porque se cobra por cada tonelada que se procesa. En la Tabla 41 se puede ver los ingresos para cada escenario, para el caso del proceso bioestimulado será mayor la cantidad del biometano generado debido a que el flujo directo que se obtiene del digestor, para el proceso convencional este flujo va disminuyendo a lo largo del proceso de limpieza y mejora lo cual se debe a las pérdidas entre cada equipo que se consideran mínimas, sin embargo, sí tienen un impacto en el resultado final.



Previamente dentro del estudio de mercado en la Tabla 16 se mostró la tarifa para el biogás a partir principalmente del sector pecuario como materia prima en donde el rango de venta oscila entre 4.21 y 4.42 \$_{MX}/m³ que equivale a 0.22 dólares, sin embargo para este proyecto se consideró un precio de venta de 0.72 dólares por metro cúbico puesto que el producto que se comercializa es biometano, se tomó como referencia los precios de venta que presenta *European Biomass Association* (EBA, 2020) correspondientes específicamente para biometano, se toma como referencia considerando que Europa es el continente en donde se concentra la mayor cantidad de plantas de DA para la generación tanto de biogás como de biometano. Además, cabe mencionar que para el estudio económico se toma un incremento en el precio de biometano del 1.5% anual.

Tabla 41. Ingresos

Concepto	Precio (\$/m ³)	Proceso convencional		Proceso bioestimulado	
		Flujo (m ³ /año)	Ingreso anual (\$)	Flujo (m ³ /año)	Ingreso anual (\$)
Biometano	0.72	7,107,241	5,117,214	11,807,814	8,501,626
DIGESTATO	40	1,942	77,680	1,942	77,680
FORSU	15	12,528	187,920	12,528	187,920
TOTAL			5,382,814		8,767,226

7.4. Estado de resultados pro forma

El estado de pro forma o de pérdidas y ganancias expone el aumento o disminución del capital, en él se plasman los ingresos y gastos que tiene la empresa por cada año durante el periodo de operación, así como los impuestos correspondientes al caso. Para su obtención, se siguió el algoritmo de cálculo que se presenta en la Tabla 42, en el estado de resultados se toma un ISR del 35% sobre la utilidad gravable.



Tabla 42. Algoritmo de cálculo para el estudio pro forma

Flujo	Concepto
+	Ingresos
-	Costo de producción
=	Utilidad marginal
-	Costos de administración
=	Utilidad bruta
-	Depreciación
=	Utilidad gravable
-	ISR (35%)
=	Utilidad neta
+	Depreciación y amortización
-	Pago a capital
=	VPN

Con el balance general de pérdidas y ganancias se conoce el VPN por cada periodo de año, sin embargo, es importante realizar el cálculo del VPN de todo el tiempo de vida útil que se le está dando al proyecto, para ello fue necesario definir y fijar la tasa mínima aceptable de rendimiento (TMAR).

7.4.1. Tasa mínima aceptable de rendimiento (TMAR)

La TMAR es la tasa de inflación anual que se solicita para llevar a cabo la instalación y operación de la empresa, es decir, es la tasa de crecimiento real de la empresa por arriba de la inflación. Para determinar su valor se consideran tres factores (Baca, 2015):

1. Estabilidad de la venta de productos similares
2. Estabilidad o inestabilidad de las condiciones macroeconómicas del país
3. Condiciones de competencia en el mercado

Para la TMAR se hace referencia a la Ec 13:

$$TMAR=i +f+if \dots (13)$$

donde,

i = premio al riesgo

f = inflación



Como inflación se toma la última registrada en Banxico, (2022) la cual fue de 8.15% para el premio al riesgo se hizo referencia al estudio de mercado, en el que fue posible conocer las condiciones reales del mercado y del riesgo que tiene introducirse en él. A mayor riesgo mayor será la tasa de rendimiento. Las tasas de ganancias recomendadas son: bajo riesgo 1 a 10%; riesgo medio 11 a 20%; riesgo alto, TMAR mayor a 20 % sin límite superior (Baca, 2015).

Con base en los resultados obtenidos del estudio de mercado, se clasificó para el proyecto un riesgo de grado mayor, puesto que México es un país en donde predominan los derivados de petróleo como principal fuente de energía y las energías renovables quedan en segundo plano. A pesar de que la implementación de biogás en actividades cotidianas como la cocina se ha ido implementando en los últimos años, es un sector mínimo el que lo utiliza y lo mismo sucede con el digestato. En cuanto al digestato, México es un país en donde la agricultura es una actividad primaria y su empleo en los campos resultaría factible. Por lo anterior, se plantea una TMAR cercana al 20% tomando como premio al riesgo un 15% dando como resultado una TMAR de 24% con base en la Ecuación 13.

7.4.2. Valor presente neto (VPN)

El VPN considera el valor del dinero en el tiempo y representa la utilidad que obtiene el inversionista después de haber recuperado la inversión obteniendo la rentabilidad exigida; mide los resultados obtenidos por el proyecto a valor presente del periodo en que se hace la evaluación. La Ecuación 14 es la fórmula para obtener el VPN la cual implica el número de periodos, es decir, el tiempo de vida que se tomará para el proyecto, el tiempo de evaluación año con año, la inversión inicial y el flujo neto de efectivo y en la Tabla 41 y 42 se pueden observar los resultados obtenidos para cada escenario.

$$VPN = 0 = -I_0 + \sum_{t=0}^n \frac{C_t}{(1+i)^t} \dots (14)$$



n : Número de periodos (tiempo de vida)

t : Tiempo de evaluación

I_0 : Inversión inicial

C_t : Flujo neto de efectivo

i : TMAR

Para la interpretación de VPN se tienen tres posibles resultados:

- Si $VPN > 0$, el proyecto es rentable
- Si $VPN = 0$, el proyecto no genera pérdidas ni ganancias
- Si $VPN < 0$, el proyecto no es factible

Para ambos casos se obtuvo un resultado de VPN negativo (Tabla 43 y 44), con un valor de $-\$23,078,888$ para el proceso convencional y $-\$13,368,955$ para el bioestimulado. A pesar de que en el segundo escenario no se obtienen flujos netos de efectivo negativos la inversión inicial es lo bastante alta para que el VPN sea negativo, dado esto el anteproyecto será evaluado desde una perspectiva Costo – Beneficio por tratarse de un proyecto social al contribuir con la remoción de residuos urbanos y que sea aprovechado como energía amigable con el ambiente para ser inyectado en la red de gas natural.

Además para el análisis proforma se contempló un financiamiento de $\$4,000,000$ avalado por la inversión del equipo con una tasa del 20% anual y que para el proceso convencional se podrá comenzar a pagar en el año 8, contrario al segundo escenario que se podrá comenzar a pagar desde el primer año y acabar de pagar en un periodo de 5 años.



Tabla 43. Estado de resultado pro forma para el proceso convencional

n	INGRESOS	OTROS INGRESOS	COSTOS DE PRODUCCIÓN	UTILIDAD MARGINAL	COSTOS DE ADMINISTRACIÓN	COSTOS DE VENTA	COSTOS FINANCIEROS	UTILIDAD BRUTA	DEPRECIACIÓN Y AMORTIZACIÓN	Utilidad gravable	ISR (35%)	UTILIDAD NETA	CAJA	PAGO A CAPITAL	FLUJO NETO DE EFECTIVO	VPN
0				0											28,236,293	
1	5,382,814		1,809,012	3,573,802	2,663,280	538,281	800,000	-427,759	1,102,794	-1,530,553	0	1,530,553	-427,759	0	-427,759	
2	5,459,572		1,809,012	3,650,560	2,663,280	538,281	800,000	-351,001	1,102,794	-1,453,795	0	1,453,795	-351,001	0	-351,001	
3	5,537,481		1,809,012	3,728,470	2,663,280	538,281	800,000	-273,092	1,102,794	-1,375,885	0	1,375,885	-273,092	0	-273,092	
4	5,616,560		1,809,012	3,807,548	2,663,280		800,000	344,268	1,102,794	-758,526	0	-758,526	344,268	0	344,268	
5	5,696,824		1,809,012	3,887,812	2,663,280	538,281	800,000	-113,749	1,102,794	-1,216,543	0	1,216,543	-113,749	0	-113,749	
6	5,778,292		1,809,012	3,969,281	2,663,280	538,281	800,000	-32,281	1,102,794	-1,135,074	0	1,135,074	-32,281	0	-32,281	-\$23,186,683
7	5,860,983		1,809,012	4,051,971	2,663,280	538,281	800,000	50,410	1,102,794	-1,052,384	0	1,052,384	50,410	0	50,410	
8	5,944,913		1,809,012	4,135,902	2,663,280	538,281	800,000	134,340	1,102,794	-968,453	0	-968,453	134,340	0	134,340	
9	6,030,103		1,809,012	4,221,092	2,663,280	538,281	800,000	219,530	1,102,794	-883,264	0	-883,264	219,530	100,000	119,530	
10	6,116,571		1,809,012	4,307,559	2,663,280	538,281	780,000	325,998	492,638	-166,640	0	-166,640	325,998	200,000	125,998	
11	6,204,335		1,809,012	4,395,324	2,663,280	538,281	740,000	453,762	142,318	311,445	109,006	202,439	344,757	240,000	104,757	
12	6,293,416		1,809,012	4,484,405	2,663,280	538,281	692,000	590,843	98,528	492,316	172,311	320,005	418,533	300,000	118,533	
13	6,383,834		1,809,012	4,574,822	2,663,280	538,281	632,000	741,261	98,528	642,733	224,957	417,776	516,304	400,000	116,304	
14	6,475,607		1,809,012	4,666,595	2,663,280	538,281	552,000	913,034	98,528	814,507	285,077	529,429	627,957	520,000	107,957	
15	6,568,757	492,638	1,809,012	5,252,383	2,663,280	538,281	448,000	1,602,822	98,528	1,504,294	526,503	977,791	1,076,319	950,000	126,319	



Tabla 44. Estado de resultado pro forma para el proceso bioestimulado

n	INGRESOS	OTROS INGRESOS	COSTOS DE PRODUCCIÓN	UTILIDAD MARGINAL	COSTOS DE ADMINISTRACIÓN	COSTOS DE VENTA	COSTOS FINANCIEROS	UTILIDAD BRUTA	DEPRECIACIÓN	Utilidad gravable	ISR (35%)	UTILIDAD NETA	CAJA	PAGO A CAPITAL	FLUJO	VPN
									Y AMORTIZACIÓN						NETO DE EFECTIVO	
0				0				0				0			26,715,264	
1	8,767,226		1,714,108	7,053,118	1,823,472	876,723	800,000	3,552,923	1,005,430	2,547,494	891,623	1,655,871	2,661,301	800,000	1,861,301	
2	9,164,334		1,714,108	7,450,226	1,823,472	876,723	800,000	3,950,032	1,005,430	2,944,602	1,030,611	1,913,991	2,919,421	800,000	2,119,421	
3	9,297,815		1,714,108	7,583,707	1,823,472	876,723	800,000	4,083,513	1,005,430	3,078,083	1,077,329	2,000,754	3,006,184	800,000	2,206,184	
4	9,433,299		1,714,108	7,719,191	1,823,472	876,723	800,000	4,218,996	1,005,430	3,213,566	1,124,748	2,088,818	3,094,248	800,000	2,294,248	
5	9,570,814		1,714,108	7,856,706	1,823,472	876,723	800,000	4,356,512	1,005,430	3,351,082	1,172,879	2,178,203	3,183,633	800,000	2,383,633	
6	9,710,392		1,714,108	7,996,284	1,823,472	876,723	800,000	4,496,090	1,005,430	3,490,660	1,221,731	2,268,929	3,274,359	0	3,274,359	
7	9,852,064		1,714,108	8,137,956	1,823,472	876,723	800,000	4,637,762	1,005,430	3,632,332	1,271,316	2,361,016	3,366,446	0	3,366,446	-13,368,955
8	9,995,861		1,714,108	8,281,753	1,823,472	876,723	800,000	4,781,559	1,005,430	3,776,129	1,321,645	2,454,484	3,459,914	0	3,459,914	
9	10,141,815		1,714,108	8,427,707	1,823,472	876,723	800,000	4,927,513	1,005,430	3,922,083	1,372,729	2,549,354	3,554,784	0	3,554,784	
10	10,289,958		1,714,108	8,575,850	1,823,472	876,723	800,000	5,075,656	1,005,430	4,070,226	1,424,579	2,645,647	3,651,077	0	3,651,077	
11	10,440,324		1,714,108	8,726,216	1,823,472	876,723	800,000	5,226,021	488,948	4,737,074	1,657,976	3,079,098	3,568,045	0	3,568,045	
12	10,592,945		1,714,108	8,878,837	1,823,472	876,723	800,000	5,378,642	138,628	5,240,015	1,834,005	3,406,009	3,544,637	0	3,544,637	
13	10,747,855		1,714,108	9,033,747	1,823,472	876,723	800,000	5,533,552	94,838	5,438,715	1,903,550	3,535,165	3,630,002	0	3,630,002	
14	10,905,089		1,714,108	9,190,981	1,823,472	876,723	800,000	5,690,786	94,838	5,595,949	1,958,582	3,637,367	3,732,204	0	3,732,204	
15	11,064,681	474,188	1,714,108	9,824,760	1,823,472	876,723	800,000	6,324,566	94,838	6,229,728	2,180,405	4,049,323	4,144,161	0	4,144,161	



7.4.3. Análisis costo - beneficio

Este análisis es una herramienta económica cuyo objetivo es ayudara en la selección de los mejores proyectos en beneficio de la sociedad. El ahorro de tiempo, de energía y la mano de obra utilizada se miden en diferentes unidades, y necesitamos una unidad de medida común para expresar todos estos elementos heterogéneos en un flujo homogéneo comparable. Este es el papel del dinero en el análisis costo – beneficio, un instrumento para resolver el problema de convertir algo inobservable (bienestar) en algo medible (disposición a pagar). El costo – beneficio para este proyecto se realizó con base en la relación m^3 de biometano / \$ gastado, es decir, para cada escenario se obtuvo la cantidad en m^3 que se generó a lo largo del tiempo de vida útil que se planteó y se dividió entre el flujo neto de efectivo total.

Tabla 45. Evaluación costo - beneficio

Periodo	CONVENCIONAL		BIOESTIMULADO	
	m^3 CH4	FNE	m^3 CH4	FNE
0		-28,236,293		-26,715,264
1	7,107,241	-427,759	11,807,814	1,861,301
2	7,107,241	-351,001	11,807,814	2,119,421
3	7,107,241	-273,092	11,807,814	2,206,184
4	7,107,241	344,268	11,807,814	2,294,248
5	7,107,241	-113,749	11,807,814	2,383,633
6	7,107,241	-32,281	11,807,814	3,274,359
7	7,107,241	50,410	11,807,814	3,366,446
8	7,107,241	134,340	11,807,814	3,459,914
9	7,107,241	119,530	11,807,814	3,554,784
10	7,107,241	125,998	11,807,814	3,651,077
11	7,107,241	104,757	11,807,814	3,568,045
12	7,107,241	118,533	11,807,814	3,544,637
13	7,107,241	116,304	11,807,814	3,630,002
14	7,107,241	107,957	11,807,814	3,732,204
15	7,107,241	126,319	11,807,814	4,144,161
Valores acumulados en la vida útil	106,608,616	28,085,761	177,117,208	20,075,150
C/B		3.79		8.82



En la Tabla 45 se puede notar que el beneficio es mayor para el proceso bioestimulado, esto es porque durante el tiempo de vida útil se tiene un flujo de biometano mayor que en el proceso convencional al igual que la cantidad invertida durante 15 años considerando de igual forma que en los primeros 6 años del proyecto se obtienen flujos negativos. Con esto se denota que el proceso bioestimulado es 2.3 veces más efectivo para la producción de biometano puesto que para ambos escenarios se incorpora la misma cantidad de FORSU.



8. CONCLUSIONES

Este trabajo ofrece un análisis totalmente teórico sobre la implementación de BC como material conductor al proceso de DA de FORSU a escala industrial con una capacidad de alimentación de 300 t/d de residuos orgánicos. La mayoría de la información con la que se efectuó la evaluación técnica y económica se obtuvo de trabajos a escala laboratorio y en menor medida de resultados a escala piloto.

El proceso convencional consta de 5 etapas: Pretratamiento, digestión anaerobia, limpieza, mejora y recuperación de lodos; por las características ya mencionadas en este trabajo con la adición del BC se puede fácilmente prescindir de la etapa de limpieza y mejora con lo que se disminuyen notablemente los costos de producción en el proceso bioestimulado lo cual es una gran ventaja sobre el proceso convencional. Del mismo modo, se obtiene una ventaja más al aumentar el flujo de biometano que se comercializa, si bien en el proceso convencional se obtuvo un flujo final de 19,742.34 m³/d cuya composición de CH₄ es del 99.16% y para el proceso bioestimulado se obtiene un flujo de 32.799.48 pero con un 90.23% de CH₄, el biogás del proceso bioestimulado cumple con las características necesarias para su implementación a la red de gas natural cuya composición de metano tiene que estar dentro de un rango de 70 y 98%. Al realizar el estudio económico estos dos factores fueron claves para que la bioestimulación de BC fuese la mejor alternativa para un proceso de DA a escala industrial.

Estableciendo un tiempo de 15 años para el proyecto se obtuvo un VPN negativo para ambos escenarios, con un valor de -\$ 23,186,683 para el proceso convencional y -\$ 13,368,955 para el proceso bioestimulado, a pesar de que el resultado depende de la TMAR que se otorgue al proyecto la diferencia de resultados era esperados puesto que el proceso convencional conlleva una inversión mayor por la maquinaria, equipo e insumos que son necesarios para la obtención de biometano y los ingresos que se obtienen son menores por la composición del biogás que se tiene a la salida del digestor la cual contiene 54.12% de CH₄ y 40.58% de CO₂ como componentes



mayoritarios. Las etapas de limpieza y mejora disminuyen la cantidad de CO₂ principalmente, pero también de los demás componentes del biogás, por ello, el flujo que se logra obtener para comercializar es menor en comparación con el que se obtiene para el proceso bioestimulado, y con esto las ganancias que se obtienen son mayores, lo que a su vez se ve reflejado en el valor del análisis costo – beneficio siendo 2.3 veces mejor al generar mayor cantidad de gas enriquecido de metano con la misma cantidad de materia prima (FORSU) adicionada, esto favorece el beneficio social al implementar biocarbón como bioestimulante en el sistema de DA.



9. REFERENCIAS

- Abbas, Y., Yun, S., Wang, Z., Zhang, Y., Zhang, X., & Wang, K. (2021). Recent advances in bio-based carbon materials for anaerobic digestion: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 135(July 2019), 110378. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110378>
- Abramov, A. v, Tikhonov, A. N., & Orlov, N. L. (2016). Effects of adsorbents on anaerobic digestion of water hyacinth - cattle dung. *Bioresource Technology*, 15(2), 171–174.
- 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.reffit.2016.08.001>
- Ali, G., Bashir, M. K., Ali, H., & Bashir, M. H. (2016). Utilization of rice husk and poultry wastes for renewable energy potential in Pakistan: An economic perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 61, 25–29. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.03.014>
- Ali, J., Rasheed, T., Afreen, M., Tauqeer, M., Nawaz, Z., Anwar, H., & Rizwan, K. (2020). Modalities for conversion of waste to energy — Challenges and perspectives. *Science of the Total Environment*, 727, 138610. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138610>
- Ali, S., Rizwan, M., Qayyum, M. F., Ok, Y. S., Ibrahim, M., Riaz, M., ... & Shahzad, A. N. (2017). Biochar soil amendment on alleviation of drought and salt stress in plants: a critical review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(14), 12700–12712
- Alvarado, V. (2014). *Ingeniería Económica. Nuevo enfoque*.
- Ambaye, T. G., Rene, E. R., Dupont, C., Wongrod, S., & van Hullebusch, E. D. (2020). Anaerobic Digestion of Fruit Waste Mixed With Sewage Sludge Digestate Biochar: Influence on Biomethane Production. *Frontiers in Energy Research*, 8(March), 1–14. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00031>
- Anaya, O., Altamirano, M. F., Castelán, G., García, S. A., & Durán, A. (2022). Techno-Economic and Environmental Assessment for Biomethane Production and Cogeneration Scenarios from OFMSW in Mexico. *Waste and Biomass Valorization*, 13(2), 1059–1075. <https://doi.org/10.1007/s12649-021-01592-x>
- Angelidaki, I., Treu, L., Tsapekos, P., Luo, G., Campanaro, S., Wenzel, H., & Kougias, P. G. (2018). Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives. *Biotechnology Advances*, 36(2), 452–466. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.01.011>
- Anyaku, C. C., & Baroutian, S. (2018). Decentralized anaerobic digestion systems for increased utilization of biogas from municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90(October 2017), 982–991. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.009>
- Appels, L., Lauwers, J., Degreve, J., Helsen, L., Lievens, B., Willems, K., van Impe, J., & Dewil, R. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(9), 4295–4301. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.121>



- Arelli, V., Begum, S., Anupoju, G. R., Kuruti, K., & Shailaja, S. (2018). Dry anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure: Impact of total solids, substrate ratio and thermal pre treatment on methane yield and quality of biomanure. *Bioresource Technology*, 253, 273–280. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.050>
- Arhoun, B. (2017). Digestión y codigestión anaerobia de residuos agrícolas, ganaderos y lodos de depuradora. *Tesis Doctoral*, 191.
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F., Lens, P.N.L., 2014. Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Appl. Energy* 123, 143–156.
- Ayuntamiento de Ixtapaluca. (2018). *Atlas de Riesgos del Municipio de Ixtapaluca*. 01(55), 1–94. <https://ixtapaluca.gob.mx/wp-content/uploads/2020/07/atlas-riesgos-municipal-de-ixtapaluca.pdf>
- Ayuntamiento de Xonacatlán. (2019). *Atlas de Riesgos del Municipio de Xonacatlán*. https://xonacatlan.gob.mx/contenidos/xonacatlan/docs/Atlas_Xonacatlan_2019_04_2_pdf_2020_2_6_093727_pdf_2020_5_19_114806.pdf
- Baca, G. (2015). Evaluación de proyectos. (Sexta edic). Mc Graw Hill.
- Banco Mundial. (2019). Población total. Noviembre 19, 2020, de Banco Mundial Sitio web: https://datos.bancomundial.org/indicador/SP.POP.TOTL?most_recent_value_desc=true
- Banxico. (2022). Encuestas Sobre las Expectativas de los Especialistas en Economía del Sector Privado Expectativas de Inflación Anual. 04/09/2022, de Banco de México Sitio web: <https://www.banxico.org.mx/SielInternet/consultarDirectorioInternetAction.do?sector=24&accion=consultarCuadroAnalitico&idCuadro=CA224&locale=es>
- Braguglia, C. M., Gallipoli, A., Gianico, A., & Pagliaccia, P. (2018). Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. *Bioresource Technology*, 248, 37–56. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.145>
- Budzianowski, W. M. A review of potential innovations for production, conditioning and utilization of biogas with multiple-criteria assessment, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 54 (2016) 1148e1171
- Cai, Y., Zhu, M., Meng, X., Zhou, J. L., Zhang, H., & Shen, X. (2022). The role of biochar on alleviating ammonia toxicity in anaerobic digestion of nitrogen-rich wastes: A review. *Bioresource Technology*, 351(February), 126924. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126924>
- Capson, G., Moscoviz, R., Ruiz, D., Santa-Catalina, G., Trably, E., Rouez, M., Crest, M., Steyer, J. P., Bernet, N., Delgenès, J. P., & Escudie, R. (2018). Addition of granular activated carbon and trace elements to favor volatile fatty acid consumption during anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology*, 260, 157–168. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.097>
- Chatterjee, B., & Mazumder, D. (2019). Role of stage-separation in the ubiquitous development of Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 104(November 2018), 439–469. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.01.026>



- Chen, S., Rotaru, A. E., Liu, F., Philips, J., Woodard, T. L., Nevin, K. P., & Lovley, D. R. (2014). Carbon cloth stimulates direct interspecies electron transfer in syntrophic co-cultures. *Bioresource Technology*, 173, 82–86. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.009>
- Chiappero, M., Norouzi, O., Hu, M., Demichelis, F., Berruti, F., di Maria, F., Mašek, O., & Fiore, S. (2020). Review of biochar role as additive in anaerobic digestion processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 131(June). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110037>
- Choudhury, A., Lansing, S., 2020. Biochar addition with Fe impregnation to reduce H₂S production from anaerobic digestion. *Bioresource Technol.* 306, 123121.
- 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>
- Creamer, A. E., & Gao, B. (2016). Carbon-based adsorbents for postcombustion CO₂ capture: A critical review. *Environmental Science and Technology*, 50(14), 7276–7289. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00627>
- Cremonez, P. A., Teleken, J. G., Weiser Meier, T. R., & Alves, H. J. (2021). Two-Stage anaerobic digestion in agroindustrial waste treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 281(August 2020). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111854>
- Cristiano, D. M., de A. Mohedano, R., Nadaleti, W. C., de Castilhos Junior, A. B., Lourenço, V. A., Gonçalves, D. F. H., & Filho, P. B. (2020). H₂S adsorption on nanostructured iron oxide at room temperature for biogas purification: Application of renewable energy. *Renewable Energy*, 154, 151–160. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.054>
- Cruz Viggì, C., Rossetti, S., Fazi, S., Paiano, P., Majone, M., & Aulenta, F. (2014). Magnetite particles triggering a faster and more robust syntrophic pathway of methanogenic propionate degradation. *Environmental Science and Technology*, 48(13), 7536–7543. <https://doi.org/10.1021/es5016789>
- Dang, Y., Sun, D., Woodard, T. L., Wang, L.-Y., Nevin, K. P., & Holmes, D. E. (2017). Stimulation of the anaerobic digestion of the dry organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) with carbon-based conductive materials. *Bioresource Technology*, 238, 30–38. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.04.021>
- Demirel, B., & Scherer, P. (2008). The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: A review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 7(2), 173–190. <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9131-1>
- Durán, A., Casas, D. N., & Islas, I. F. (2018a). *Bases de diseño del proceso de digestión anaerobia* (p. 80). <http://www.libros.unam.mx/bases-de-diseno-del-proceso-de-digestion-anaerobia-9786070251047-libro.html>
- Durán, A., González, G., Basurto, G., Castelán, G., Patricio, H., Peralta, S., Aguilar, M., & Sánchez, A. (2018b). Estudio de digestión anaerobia 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. *GIZ México (Deutsche Gesellschaft Für Internationale Zusammenarbeit (GIZ))*, 16–21.



- https://www.giz.de/de/downloads/ENRES_Estudio_determinar_potencial_produccion_biogas_env_2.pdf
- EBA. (2020). Biogas & Biomethane in Europe. *European Biomass Association (AEBIOM)*. https://ec.europa.eu/energy/intelligent/projects/sites/iee-projects/files/projects/documents/agriforenergy_2_international_biogas_and_methane_report_en.pdf
- ENA. (2019). Cultivos anuales historico. *Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI)*, 2019, 13–16. https://www.inegi.org.mx/contenidos/programas/ena/2019/doc/irg_ena2019.pdf
- EnRes. (2018). Proyectos de Aprovechamiento Energético a partir de Residuos Urbanos en México (EnRes). *GIZ México, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Secretaría de Energía (SENER)*, 92. <https://www.giz.de/de/downloads/giz2019-ES-EnRes-Proyectos-de-Aprovechamiento.pdf>
- Escamilla, P. E., Camarillo-López, R. H., Carrasco-Hernández, R., Fernández-Rodríguez, E., & Legal-Hernández, J. M. (2020). Technical and economic analysis of energy generation from waste incineration in Mexico. *Energy Strategy Reviews*, 31. <https://doi.org/10.1016/j.esr.2020.100542>
- Fagbohunbe, M. O., Herbert, B. M. J., Hurst, L., Ibetu, C. N., Li, H., Usmani, S. Q., & Semple, K. T. (2017). The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion. *Waste Management*, 61, 236–249. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2016.11.028>
- Feng, X. M., Karlsson, A., Svensson, B. H., & Bertilsson, S. (2010). Impact of trace element addition on biogas production from food industrial waste - Linking process to microbial communities. *FEMS Microbiology Ecology*, 74(1), 226–240. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.00932.x>
- FIRCO. (2012). Diagnóstico General de la Situación Actual de los Sistemas de Biodigestión en México. SAGARPA. Consultado el 27 de febrero del 2018 en: <http://ecotec.unam.mx/Ecotec/wp-content/uploads/Diagnostico-Nacional-de-los-Sistemas-de-Biodigestion.pdf>
- 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>
- Foster, W., Azimov, U., Gauthier-maradei, P., Castro, L., Combrinck, M., Munoz, J., Jaimes, J., & Patino, L. (2021). Waste-to-energy conversion technologies in the UK: Processes and barriers – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 135(January 2020), 110226. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110226>
- Gaddy, J. L. (1998). *U.S. Patent No. 5,783,081*. Washington, DC: U.S. Patent and Trademark Office
- Gahlot, P., Ahmed, B., Tiwari, S. B., Aryal, N., Khursheed, A., Kazmi, A. A., & Tyagi, V. K. (2020). Conductive material engineered direct interspecies electron transfer (DIET) in anaerobic digestion: Mechanism and application. *Environmental Technology and Innovation*, 20, 101056. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101056>
- Ghosh, P., Kumar, M., Kapoor, R., Kumar, S. S., Singh, L., Vijay, V., Vijay, V. K., Kumar, V., & Thakur, I. S. (2020). Enhanced biogas production from municipal solid waste



- via co-digestion with sewage sludge and metabolic pathway analysis. *Bioresource Technology*, 296(October 2019), 122275. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122275>
- Gikas P, Zhu B, Batistatos NI, Zhang R. Evaluation of the rotary drum reactor process as pretreatment technology of municipal solid waste for thermophilic anaerobic digestion and biogas production. *J Environ Manag* 2018;216:96–104.
- Gobierno de Chalco. (2018). Plan municipal de desarrollo urbano del Estado de Chalco. *Estado de México (EdoMex)*, 1(1), 1–8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cirp.2016.06.001><http://dx.doi.org/10.1016/j.powtec.2016.12.055><https://doi.org/10.1016/j.ijfatigue.2019.02.006><https://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.04.024><https://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.127252><http://dx.doi.org>
- Gobierno de Lerma. (2019). Plan de desarrollo municipal de Lerma 2019-2021. *Gaceta Municipal, Periódico Del Ayuntamiento de Lerma*, 1, 1. https://lerma.gob.mx/wp-content/uploads/docs-pages/PLAN_DE_DESARROLLO_MUNICIPAL_DE_LERMA_2019-2021.pdf
- Grigatti, M., Barbanti, L., Hassan, M.U., Ciavatta, C., 2020. Fertilizing potential and CO₂ emissions following the utilization of fresh and composted food-waste anaerobic digestates. *Sci. Total Environ.* 698, 134198. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134198>.
- Guo, B., Zhang, Y., Yu, N., & Liu, Y. (2020). Impacts of conductive materials on microbial community during syntrophic propionate oxidization for biomethane recovery. *Water Environment Research*, 0–1. <https://doi.org/10.1002/wer.1357>
- Gutierrez, J. P., Quím, I., & Sc, M. (2018). Situación actual y escenarios para el desarrollo del biogás en México hacia 2024 y 2030 Situación actual y escenarios para el desarrollo del biogás en México hacia 2024 y 2030. *Red Tematica De Bioenergia De Conacyt*, 22. <https://rembio.org.mx/wp-content/uploads/2020/11/Situacion-actual-y-escenarios-para-el-desarrollo-del-biogas-en-Mexico.pdf>
- Hervy, M., Pham Minh, D., G´erente, C., Weiss-Hortala, E., Nzihou, A., Villot, A., Le Coq, L., 2018. H₂S removal from syngas using wastes pyrolysis chars. *Chem. Eng. J.* 334, 2179–2189
- Huang, Y., Chiueh, P., Shih, C., Lo, S., Sun, L., Zhong, Y., Qiu, C., 2015. Microwave pyrolysis of rice straw to produce biochar as an adsorbent for CO₂ capture. *Energy* 84, 75–82.
- Igalavithana, A.D., Choi, S.W., Shang, J., Hanif, A., Dissanayake, P.D., Tsang, D.C.W., INEGI. (2015). Número de habitantes. Cuéntame población. Noviembre 19, 2020, Sitio web: <http://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/habitantes.aspx?tema=P>
- INEGI. (2019). Vehículos de motor registrados en circulación. enero 21, 2021, de Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) Sitio web: <https://www.inegi.org.mx/sistemas/olap/proyectos/bd/continuas/transporte/vehiculos.asp?s=est>
- INEGI. (2020). Cuéntame de México - Población. marzo 23, 2021, de Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) Sitio web: <http://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/habitantes.aspx?tema=P>



- Jain, S., Jain, S., Wolf, I. T., Lee, J., & Tong, Y. W. (2015). A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 142–154. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091>
- Jang, H. M., Choi, Y. K., & Kan, E. (2018). Effects of dairy manure-derived biochar on psychrophilic, mesophilic and thermophilic anaerobic digestions of dairy manure. *Bioresource Technology*, 250(October), 927–931. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.074>
- Jassal, R.S., Johnson, M.S., Molodovskaya, M., Black, T.A., Jollymore, A., Sveinson, K., 2015. Nitrogen enrichment potential of biochar in relation to pyrolysis temperature and feedstock quality. *J. Environ. Manage.* 152, 140–144.
- Jing, Y., Wan, J., Angelidaki, I., Zhang, S., & Luo, G. (2017). iTRAQ quantitative proteomic analysis reveals the pathways for methanation of propionate facilitated by magnetite. *Water Research*, 108, 212–221. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.10.077>
- Kanjjanarong, J., Giri, B. S., Jaisi, D. P., Oliveira, F. R., Boonsawang, P., Chaiprapat, S., Singh, R. S., Balakrishna, A., & Khanal, S. K. (2017). Removal of hydrogen sulfide generated during anaerobic treatment of sulfate-laden wastewater using biochar: Evaluation of efficiency and mechanisms. *Bioresource Technology*, 234, 115–121. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.03.009>
- Kapoor, R., Ghosh, P., Tyagi, B., Vijay, V. K., Vijay, V., Thakur, I. S., Kamyab, H., Nguyen, D. D., & Kumar, A. (2020). Advances in biogas valorization and utilization systems: A comprehensive review. *Journal of Cleaner Production*, 273, 123052. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123052>
- Kato, S., Hashimoto, K., & Watanabe, K. (2012). Methanogenesis facilitated by electric syntrophy via (semi)conductive iron-oxide minerals. *Environmental Microbiology*, 14(7), 1646–1654. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2011.02611.x>
- Kesharwani, N., & Bajpai, S. (2021). Pilot scale anaerobic co-digestion at tropical ambient temperature of India: Digester performance and techno-economic assessment. *Bioresource Technology Reports*, 15(February), 100715. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100715>
- Kumar, A., & Samadder, S. R. (2017). A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. *Waste Management*, 69, 407–422. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.046>
- Kwon, J., Lee, K.B., Ok, Y.S., 2020. Carbon dioxide capture in biochar produced from pine sawdust and paper mill sludge: Effect of porous structure and surface chemistry. *Sci. Total Environ.* 739, 139845.
- Lahijani, P., Mohammadi, M., Mohamed, A.R., 2018. Metal incorporated biochar as a potential adsorbent for high capacity CO₂ capture at ambient condition. *Journal of CO₂ Utilization* 26, 281–293.
- Lechuga E, (2020). Fisco agenda. Ediciones fiscales ISEF, S.A., México.
- Lee, J.-Y., Park, J.-H., & Park, H.-D. (2017). Effects of an applied voltage on direct interspecies electron transfer via conductive materials for methane production. *Waste Management*, 68, 165–172. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.07.025>



- Lehmann J, Joseph S. Biochar for environmental management: science, technology and implementation. Taylor & Francis; 2015.
- Lei, Y., Sun, D., Dang, Y., Chen, H., Zhao, Z., Zhang, Y., & Holmes, D. E. (2016). Stimulation of methanogenesis in anaerobic digesters treating leachate from a municipal solid waste incineration plant with carbon cloth. *Bioresource Technology*, 222, 270–276. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.007>
- Lei, Y., Sun, D., Dang, Y., Feng, X., Huo, D., Liu, C., Zheng, K., & Holmes, D. E. (2019). Metagenomic analysis reveals that activated carbon aids anaerobic digestion of raw incineration leachate by promoting direct interspecies electron transfer. *Water Research*, 161(2019), 570–580. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.038>
- Li, D., Liu, S., Mi, L., Li, Z., Yuan, Y., Yan, Z., & Liu, X. (2015). Effects of feedstock ratio and organic loading rate on the anaerobic mesophilic co-digestion of rice straw and cow manure. *Bioresource Technology*, 189, 319–326. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.033>
- Li, Y., Chen, Y., & Wu, J. (2019). Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. *Applied Energy*, 240(June 2018), 120–137. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.243>
- Li, Y., Jin, Y., Li, H., Borrion, A., Yu, Z., & Li, J. (2018). Kinetic studies on organic degradation and its impacts on improving methane production during anaerobic digestion of food waste. *Applied Energy*, 213(December 2017), 136–147. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.01.033>
- Lim, E.Y., Tian, H., Chen, Y., Ni, K., Zhang, J., Tong, Y.W., 2020. Methanogenic pathway and microbial succession during start-up and stabilization of thermophilic food waste anaerobic digestion with biochar. *Bioresource Technol.* 314, 123751. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123751>
- Lin, Q., de Vrieze, J., He, G., Li, X., & Li, J. (2016). Temperature regulates methane production through the function centralization of microbial community in anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 216, 150–158. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.046>
- Lin, R., Cheng, J., Zhang, J., Zhou, J., Cen, K., & Murphy, J. D. (2017). Boosting biomethane yield and production rate with graphene: The potential of direct interspecies electron transfer in anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 239, 345–352. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.05.017>
- Linville, J. L., Shen, Y., Ignacio-de Leon, P. A., Schoene, R. P., & Urgun-Demirtas, M. (2017). In-situ biogas upgrading during anaerobic digestion of food waste amended with walnut shell biochar at bench scale. *Waste Management and Research*, 35(6), 669–679. <https://doi.org/10.1177/0734242X17704716>
- Liu, F., Rotaru, A. E., Shrestha, P. M., Malvankar, N. S., Nevin, K. P., & Lovley, D. R. (2012). Promoting direct interspecies electron transfer with activated carbon. *Energy and Environmental Science*, 5(10), 8982–8989. <https://doi.org/10.1039/c2ee22459c>
- Liu, W., Zheng, H., Wu, Z., & Wang, Y. (2010). Effects of pH profiles on nisin fermentation coupling with foam separation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85(5), 1401–1407. <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2217-z>
- Liu, F., Rotaru, A. E., Shrestha, P. M., Malvankar, N. S., Nevin, K. P., & Lovley, D. R. (2015). Magnetite compensates for the lack of a pilin-associated c-type cytochrome



- in extracellular electron exchange. *Environmental Microbiology*, 17(3), 648–655. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12485>
- Lopez, E., Bayer, C., Morgan, M., dos Santos, E., Platzer, C., Linneberg, C., & Liliana, R. (2019). *Guía práctica de desulfuración biológica de biogás*.
- Lovley, D. R. (2017). Syntrophy Goes Electric: Direct Interspecies Electron Transfer. *Annual Review of Microbiology*, 71(1), 643–664. <https://doi.org/10.1146/annurev-micro-030117-020420>
- Lü, F., Hua, Z., Shao, L., & He, P. (2018). Loop bioenergy production and carbon sequestration of polymeric waste by integrating biochemical and thermochemical conversion processes: A conceptual framework and recent advances. *Renewable Energy*, 124, 202–211. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.10.084>
- Madigan, M. T., Martinko, J., Kelly, S. B., Buckley, D. H., & Stahl, D. A. (2015). Brock. *Biología de los microorganismos*.
- Madzaki, H., KarimGhani, W.A.W.A., NurZalikhRebitanim, AzilBahariAlias, 2016. Carbon Dioxide Adsorption on Sawdust Biochar. *Procedia Engineering* 148, 718–725.
- Martins, G., Salvador, A. F., Pereira, L., & Alves, M. M. (2018). Methane Production and Conductive Materials: A Critical Review. *Environmental Science and Technology*, 52(18), 10241–10253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01913>
- Martínez, E. (2005). Metodología integral para la formulación y evaluación de proyectos de la industria química y de proceso en el marco de la sustentabilidad
- Masebinu, S. O., Akinlabi, E. T., Muzenda, E., & Aboyade, A. O. (2019). A review of biochar properties and their roles in mitigating challenges with anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 103, 291–307. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2018.12.048>
- Massaccesi, L., Sordi, A., Micale, C., Cucina, M., Zadra, C., Di Maria, F., Gigliotti, G., 2013. Chemical characterisation of percolate and digestate during the hydrib solid anaerobic batch process. *Process Biochem.* 48, 1361–1367.
- Maucieri, C.; Nicoletto, C.; Caruso, C.; Sambo, P.; Borin, M. Effects of digestate solid fraction fertilization on yield and soil carbon dioxide emission in a horticulture succession. *Ital. J. Agron.* 2017, 12, 1116–1123.
- Mei, R., Nobu, M. K., Narihiro, T., Yu, J., Sathyagal, A., Willman, E., & Liu, W. T. (2018). Novel Geobacter species and diverse methanogens contribute to enhanced methane production in media-added methanogenic reactors. *Water Research*, 147, 403–412. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.026>
- Metcalfe, L., Eddy, H. P., & Tchobanoglous, G. (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse* (Vol. 4). New York: McGraw-Hill.
- Milán, Z., Montalvo, S., Ilangovan, K., Monroy, O., Chamy, R., Weiland, P., Sánchez, E., & Borja, R. (2010). The impact of ammonia nitrogen concentration and zeolite addition on the specific methanogenic activity of granular and flocculent anaerobic sludges. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 45(7), 883–889. <https://doi.org/10.1080/10934521003709099>
- Milán, Z., Montalvo, S., Ilangovan, K., Monroy, O., Chamy, R., Weiland, P., Sánchez, E., & Borja, R. (2010). The impact of ammonia nitrogen concentration and zeolite



- addition on the specific methanogenic activity of granular and flocculent anaerobic sludges. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 45(7), 883–889. <https://doi.org/10.1080/10934521003709099>
- Morales, A. (2017). Finanzas corporativas. 24/07/2022, de Universidad Nacional Autónoma de México Sitio web: http://fcasua.contad.unam.mx/apuntes/interiores/docs/20192/informatica/5/LI_1625_061118_A_Finanzas_Corporativas_Plan2016.pdf
- Mumme, J., Eckervogt, L., Pielert, J., Diakité, M., Rupp, F., Kern, J., 2011. Hydrothermal carbonization of anaerobically digested maize silage. *Bioresour. Technol.* 102, 9255–9260.
- Murphy, J. D., & Thamsiroj, T. (2013). Fundamental science and engineering of the anaerobic digestion process for biogas production. *The Biogas Handbook: Science, Production and Applications*, 104–130. <https://doi.org/10.1533/9780857097415.1.104>
- 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>
- Nicoletto, C.; Dalla Costa, L.; Sambo, P.; Zanin, G. Distillery anaerobic digestion residues as fertilizers for field vegetable crops: Performance and efficiency in md-term successions. *Agronomy* 2019, 9, 463
- Nsamba, H. K., Hale, S. E., Cornelissen, G., & Bachmann, R. T. (2015). *Sustainable Technologies for Small-Scale Biochar Production — A Review*. March, 10–31.
- Oliveira, F.R., Surendra, K.C., Jaisi, D.P., Lu, H., Unal-Tosun, G., Sung, S., Khanal, S.K., 2020. Alleviating sulfide toxicity using biochar during anaerobic treatment of sulfate-laden wastewater. *Bioresour. Technol.* 301, 122711.
- 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>
- Onwosi, C. O., Igbokwe, V. C., Odimba, J. N., Eke, I. E., Nwankwoala, M. O., Iroh, I. N., & Ezeogu, L. I. (2017). Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *Journal of Environmental Management*, 190, 140–157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>
- Ossa Arias, M. del M. (2019). EFECTO DE LA CARGA ORGÁNICA SOBRE LA PRODUCCIÓN DE METANO Y CARACTERÍSTICAS DE DIGESTATOS DURANTE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE FORSU TESIS.
- Pan, J., Ma, J., Zhai, L., Luo, T., Mei, Z., & Liu, H. (2019). Achievements of biochar application for enhanced anaerobic digestion: A review. *Bioresource Technology*, 292(June), 122058. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122058>
- Panigrahi, S., & Dubey, B. K. (2019). A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of



- municipal solid waste. *Renewable Energy*, 143, 779–797. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.040>
- Paritosh, K., Mathur, S., Pareek, N., & Vivekanand, V. (2021). Enhancing hydrolysis and syntrophy simultaneously in solid state anaerobic digestion: Digester performance and techno-economic evaluation. *Bioresource Technology*, 338(July), 125538. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125538>
- Paritosh, K., Yadav, M., Chawade, A., Sahoo, D., Kesharwani, N., Pareek, N., & Vivekanand, V. (2020). Additives as a Support Structure for Specific Biochemical Activity Boosts in Anaerobic Digestion: A Review. *Frontiers in Energy Research*, 8(June), 1–17. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00088>
- Park, J. H., Kang, H. J., Park, K. H., & Park, H. D. (2018). Direct interspecies electron transfer via conductive materials: A perspective for anaerobic digestion applications. *Bioresource Technology*, 254, 300–311. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.095>
- Qambrani, N. A., Rahman, M. M., Won, S., Shim, S., & Ra, C. (2017). Biochar properties and eco-friendly applications for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79(May), 255–273. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.057>
- Qiu, L., Deng, Y. F., Wang, F., Davaritouchee, M., & Yao, Y. Q. (2019). A review on biochar-mediated anaerobic digestion with enhanced methane recovery. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 115(April), 109373. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109373>
- Rafiee, A., Khalilpour, K. R., Prest, J., & Skryabin, I. (2021). Biogas as an energy vector. *Biomass and Bioenergy*, 144(December 2020), 105935. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105935>
- Rajendran, K., Mahapatra, D., Venkatraman, A. V., Muthuswamy, S., & Pugazhendhi, A. (2020). Advancing anaerobic digestion through two-stage processes: Current developments and future trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 123(February), 109746. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109746>
- Ren, Y., Yu, M., Wu, C., Wang, Q., Gao, M., Huang, Q., & Liu, Y. (2018). A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresource Technology*, 247(September), 1069–1076. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.109>
- Rotaru, A. E., Shrestha, P. M., Liu, F., Markovaite, B., Chen, S., Nevin, K. P., & Lovley, D. R. (2014). Direct interspecies electron transfer between *Geobacter metallireducens* and *Methanosarcina barkeri*. *Applied and Environmental Microbiology*, 80(15), 4599–4605. <https://doi.org/10.1128/AEM.00895-14>
- SAT. (2020). Artículo 34 Porcentajes de deducción de activos fijos. 04/09/2022, de Servicio de Atención Tributaria Sitio web: <https://www.sat.gob.mx/articulo/61054/articulo-34>
- Sawatdeenarunat, C., Surendra, K. C., Takara, D., Oechsner, H., & Khanal, S. K. (2015). Anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Challenges and opportunities. In *Bioresource Technology* (Vol. 178). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.103>



- Scarlat, N., Dallemand, J. F., & Fahl, F. (2018). Biogas: Developments and perspectives in Europe. *Renewable Energy*, 129, 457–472. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006>
- SEMARNAT. (2010). *Criterios para la ubicación, operación y cierre de infraestructura ambiental para el acopio, transferencia, separación y tratamiento de residuos sólidos urbanos y de manejo especial*. 012, 1–168.
- SEMARNAT. (2018). Fuentes de contaminación atmosférica. enero 25, 2021, de Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) Sitio web: <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/fuentes-de-contaminacion-atmosferica>
- SEMARNAT. (2020). Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos. *Secretaría Del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)*. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>
- SENER. (2018a). Balance Nacional de Energía 2018. *Secretaría de Energía (SENER)*, 25(8). https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/528054/Balance_Nacional_de_Energ_a_2018.pdf
- SENER. (2018b). *Prospectiva de Energías Renovables 2018 - 2032*.
- SENER. (2018c). *Prospectiva de Petróleo Crudo y Petrolíferos 2018 - 2032*. *Secretaría de Energía (SENER)*. https://base.energia.gob.mx/Prospectivas18-32/PPP_2018_2032_F.pdf
- SEMARNAT. (2018). Proyecciones de población por grupo de edad y sexo, 2015 - 2050. Noviembre 25, 2020, de SEMARNAT Sitio web: http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D1_DEMOGR_AF01_09&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREANIO=*
- Sethupathi, S., Zhang, M., Rajapaksha, A. U., Lee, S. R., Nor, N. M., Mohamed, A. R., Al-Wabel, M., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2017). Biochars as potential adsorbers of CH₄, CO₂ and H₂S. *Sustainability (Switzerland)*, 9(1), 1–10. <https://doi.org/10.3390/su9010121>
- Shah, G., Ahmad, E., Pant, K. K., & Vijay, V. K. (2020). ScienceDirect Comprehending the contemporary state of art in biogas enrichment and CO₂ capture technologies via swing adsorption. *International Journal of Hydrogen Energy*, xxxx. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.11.116>
- Sarkhot, D.V., Ghezzehei, T.A., Berhe, A.A., 2013. Effectiveness of Biochar for Sorption of Ammonium and Phosphate from Dairy Effluent. *J. Environ. Qual.* 42 (5), 1545–1554.
- SHCP. (2015). Lineamientos para elaboración y presentación de los análisis costo y beneficio de los programas y proyectos de inversión. 25/07/2022, de Gobierno de México Sitio web: <https://www.gob.mx/shcp/documentos/lineamientos-para-elaboracion-y-presentacion-de-los-analisis-costoy-beneficio-de-los-programas-y-proyectos-de-inversion>
- Shen, Y., Forrester, S., Koval, J., & Urgun-Demirtas, M. (2017). Yearlong semi-continuous operation of thermophilic two-stage anaerobic digesters amended with biochar for enhanced biomethane production. *Journal of Cleaner Production*, 167, 863–874. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.135>



- Shen, Y., Linville, J. L., Ignacio-de Leon, P. A. A., Schoene, R. P., & Urgun-Demirtas, M. (2016). Towards a sustainable paradigm of waste-to-energy process: Enhanced anaerobic digestion of sludge with woody biochar. *Journal of Cleaner Production*, 135, 1054–1064. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.144>
- Shen, Y., Linville, J. L., Urgun-Demirtas, M., Schoene, R. P., & Snyder, S. W. (2015). Producing pipeline-quality biomethane via anaerobic digestion of sludge amended with corn stover biochar with in-situ CO₂ removal. *Applied Energy*, 158, 300–309. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.08.016>
- Song, Q., He, Y., Wu, Y., Chen, S., Zhang, T., & Chen, H. (2020). Biochar Impacts on Acidic Soil from Camellia Oleifera Plantation: A Short-Term Soil Incubation Study. *Agronomy*, 10(9), 1446.
- Su, C., Zhao, L., Liao, L., Qin, J., Lu, Y., Deng, Q., Chen, M., & Huang, Z. (2019). Application of biochar in a CIC reactor to relieve ammonia nitrogen stress and promote microbial community during food waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, 209, 353–362. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.269>
- Sun, C., Liu, F., Song, Z., Wang, J., Li, Y., Pan, Y., Sheng, T., & Li, L. (2019). Feasibility of dry anaerobic digestion of beer lees for methane production and biochar enhanced performance at mesophilic and thermophilic temperature. *Bioresource Technology*, 276(November 2018), 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.105>
- Sun, Q., Li, H., Yan, J., Liu, L., Yu, Z., Yu, X., 2015. Selection of appropriate biogas upgrading technology-a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 51, 521–532.
- Sun, X., Atiyeh, H. K., Li, M., & Chen, Y. (2020). Biochar facilitated bioprocessing and biorefinery for productions of biofuel and chemicals: A review. *Bioresource Technology*, 295(October). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122252>
- Teglia C, Tremier A, Martel JL. Characterization of solid digestates: part 1, review of existing indicators to assess solid digestates agricultural use. *Waste Biomass-Valoriz* 2011;2(1):43–58.
- Thanh, P. M., Ketheesan, B., Yan, Z., & Stuckey, D. (2016). Trace metal speciation and bioavailability in anaerobic digestion: A review. *Biotechnology Advances*, 34(2), 122–136. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.12.006>
- Tian, T., Qiao, S., Li, X., Zhang, M., & Zhou, J. (2017). Nano-graphene induced positive effects on methanogenesis in anaerobic digestion. In *Bioresource Technology* (Vol. 224). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.058>
- Tremblay, P.-L., Angenent, L. T., & Zhang, T. (2017). Extracellular Electron Uptake: Among Autotrophs and Mediated by Surfaces. *Trends in Biotechnology*, 35(4), 360–371. <https://doi.org/10.1016/J.TIBTECH.2016.10.004>
- Uddin, M. M., & Wright, M. M. (2022). Anaerobic digestion fundamentals, challenges, and technological advances. *Physical Sciences Reviews*, 0(0). <https://doi.org/10.1515/psr-2021-0068>
- Ventorino V, Romano I, Pagliano G, Robertiello A, Pepe O. Pre-treatment and inoculum affect the microbial community structure and enhance the biogas reactor performance in a pilot-scale biodigestion of municipal solid waste. *Waste Manage* 2018;73:69–77.



- Wainaina, S., Awasthi, M. K., Sarsaiya, S., Chen, H., Singh, E., Kumar, A., Ravindran, B., Awasthi, S. K., Liu, T., Duan, Y., Kumar, S., Zhang, Z., & Taherzadeh, M. J. (2020). Resource recovery and circular economy from organic solid waste using aerobic and anaerobic digestion technologies. *Bioresource Technology*, 301(January), 122778. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122778>
- Wang, C., Liu, Y., Jin, S., Chen, H., Xu, X., Wang, Z., Xing, B., & Zhu, L. (2019). Responsiveness extracellular electron transfer (EET) enhancement of anaerobic digestion system during start-up and starvation recovery stages via magnetite addition. *Bioresource Technology*, 272, 162–170. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.10.013>
- 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, D., Ai, J., Shen, F., Yang, G., Zhang, Y., Deng, S., Zhang, J., Zeng, Y., & Song, C. (2017). Improving anaerobic digestion of easy-acidification substrates by promoting buffering capacity using biochar derived from vermicompost. *Bioresource Technology*, 227, 286–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.060>
- Wang, H., Wang, D.M., Chuang, K.T., 2011. A sulfur removal and disposal process through H₂S adsorption and regeneration: breakthrough behaviour investigation. *Proc. Saf. Envir. Prote* 89 (1), 53–60
- Wang, Q., Kuninobu, M., Ogawa, H. I., & Kato, Y. (1999). Degradation of volatile fatty acids in highly efficient anaerobic digestion. *Biomass and Bioenergy*, 16(6), 407–416. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(99\)00016-1](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(99)00016-1)
- Wang, X., Lu, X., Li, F., & Yang, G. (2014). Effects of temperature and Carbon-Nitrogen (C/N) ratio on the performance of anaerobic co-digestion of dairy manure, chicken manure and rice straw: Focusing on ammonia inhibition. *PLoS ONE*, 9(5), 1–7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097265>
- Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J., & Jones, D. L. (2008). Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, 99(17), 7928–7940. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044>
- Wei, W., Guo, W., Ngo, H. H., Mannina, G., Wang, D., Chen, X., Liu, Y., Peng, L., & Ni, B. J. (2020). Enhanced high-quality biomethane production from anaerobic digestion of primary sludge by corn stover biochar. *Bioresource Technology*, 306(January), 123159. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123159>
- Wolin, E. A., & Wohn, M. J. (1967). Methanobacillus omelianskii, a symbiotic Association of Two Species of Bacteria. *Bryant*, 31, 20–31.
- Wu, Y., Wang, S., Liang, D., & Li, N. (2020). Conductive materials in anaerobic digestion: From mechanism to application. *Bioresource Technology*, 298(September 2019). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122403>
- 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>



- Xing, Y., Wang, J., Shaheen, S. M., Feng, X., Chen, Z., Zhang, H., & Rinklebe, J. (2020). Mitigation of mercury accumulation in rice using rice hull-derived biochar as soil amendment: A field investigation. *Journal of hazardous materials*, 388, 121747.
- Xu, X., Kan, Y., Zhao, L., & Cao, X. (2016). Chemical transformation of CO₂ during its capture by waste biomass derived biochars. *Environmental Pollution*, 213, 533–540. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.013>
- Yang, Y., Zhang, Y., Li, Z., Zhao, Z., Quan, X., & Zhao, Z. (2017). Adding granular activated carbon into anaerobic sludge digestion to promote methane production and sludge decomposition. *Journal of Cleaner Production*, 149, 1101–1108. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.02.156>
- Yao Y, Gao B, Inyang M, Zimmerman AR, Cao X, Pullammanappallil P, et al. Biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings: characterization and phosphate removal potential. *Bioresour Technol* 2011;102:6273–8. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.03.006>
- Yun, S. (2016). Use of Transition Metal Compounds in Solar and Biomass Energy. *Nano Energy Systems*, 1–4. <https://doi.org/10.24274/nes.2016.a2>
- Zamri, M. F. M. A., Hasmady, S., Akhlar, A., Ideris, F., Shamsuddin, A. H., Mofijur, M., Fattah, I. M. R., & Mahlia, T. M. I. (2021). A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137(May 2020), 110637. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110637>
- Zhang, J., & Lu, Y. (2016). Conductive Fe₃O₄ nanoparticles accelerate syntrophic methane production from butyrate oxidation in two different lake sediments. *Frontiers in Microbiology*, 7(AUG), 1–9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01316>
- Zhang, J., Zhao, W., Zhang, H., Wang, Z., Fan, C., & Zang, L. (2018b). Recent achievements in enhancing anaerobic digestion with carbon-based functional materials. *Bioresource Technology*, 266, 555–567. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.07.076>
- Zhang, L., Zhang, J., & Loh, K. C. (2018a). Activated carbon enhanced anaerobic digestion of food waste – Laboratory-scale and Pilot-scale operation. *Waste Management*, 75, 270–279. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.020>
- Zhang, L., Lim, E. Y., Loh, K. C., Ok, Y. S., Lee, J. T. E., Shen, Y., Wang, C. H., Dai, Y., & Tong, Y. W. (2020). Biochar enhanced thermophilic anaerobic digestion of food waste: Focusing on biochar particle size, microbial community analysis and pilot-scale application. *Energy Conversion and Management*, 209(January), 112654. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112654>
- Zhao, W., Yang, H., He, S., Zhao, Q., & Wei, L. (2021). A review of biochar in anaerobic digestion to improve biogas production: Performances, mechanisms and economic assessments. *Bioresource Technology*, 341(June), 125797. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125797>
- Zhao, Z., Li, Y., Quan, X., & Zhang, Y. (2017). Towards engineering application: Potential mechanism for enhancing anaerobic digestion of complex organic waste with different types of conductive materials. *Water Research*, 115, 266–277. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2017.02.067>



- Zhao, Z., Li, Y., Zhang, Y., & Lovley, D. R. (2020). Sparking Anaerobic Digestion: Promoting Direct Interspecies Electron Transfer to Enhance Methane Production. *IScience*, 23(12), 101794. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2020.101794>
- Zhao, Z., Zhang, Y., Woodard, T. L., Nevin, K. P., & Lovley, D. R. (2015). Enhancing syntrophic metabolism in up-flow anaerobic sludge blanket reactors with conductive carbon materials. *Bioresource Technology*, 191, 140–145. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.007>
- Zhao, Z., Zhang, Y., Yu, Q., Dang, Y., Li, Y., & Quan, X. (2016). Communities stimulated with ethanol to perform direct interspecies electron transfer for syntrophic metabolism of propionate and butyrate. *Water Research*, 102, 475–484. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.07.005>
- Zhu, X., Liu, R., Liu, C., & Chen, L. (2015). Bioaugmentation with isolated strains for the removal of toxic and refractory organics from coking wastewater in a membrane bioreactor. *Biodegradation*, 26(6), 465–474. <https://doi.org/10.1007/s10532-015-9748-z>
- Zhuang, L., Tang, J., Wang, Y., Hu, M., & Zhou, S. (2015). Conductive iron oxide minerals accelerate syntrophic cooperation in methanogenic benzoate degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 293, 37–45. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2015.03.0>



Facultad de Química

Universidad Nacional Autónoma de México
