

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE



Facultad de Ingeniería en Ciencias Aplicadas Carrera de
Ingeniería en Mantenimiento Eléctrico

**ESTUDIO DE TECNOLOGÍAS DE RECUPERACIÓN DE LA ENERGÍA
CONTENIDA EN LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (W2E).
CASO DE ESTUDIO: ECUADOR**

Trabajo de grado previo a la obtención del título de Ingeniero en
Mantenimiento Eléctrico

Autor:

Pillajo Fiallos Cristian Andrés

Director:

Ing. Gerardo Isaías Collaguazo Galeano PhD

Ibarra – Ecuador

2022



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

BIBLIOTECA UNIVERSITARIA

AUTORIZACIÓN DE USO Y PUBLICACIÓN A FAVOR DE LA UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

IDENTIFICACIÓN DE LA OBRA

En cumplimiento del Art. 144 de la Ley de Educación Superior, hago la entrega del presente trabajo a la Universidad Técnica del Norte para que sea publicado en el Repositorio Digital Institucional, para lo cual pongo a disposición la siguiente información:

DATOS DE CONTACTO			
CÉDULA DE IDENTIDAD:	1725228108		
APELLIDOS Y NOMBRES:	Pillajo Fiallos Cristian Andrés		
DIRECCIÓN:	Ibarra/Imbabura		
EMAIL:	capilljof@utn.edu.ec		
TELÉFONO FIJO:	X XXX XXX	TELÉFONO MÓVIL:	0994093566

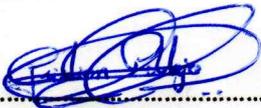
DATOS DE LA OBRA	
TÍTULO:	Estudio de tecnologías de recuperación de energía contenida en los residuos sólidos urbanos (W2E). Caso de estudio: Ecuador
AUTOR (ES):	Pillajo Fiallos Cristian Andrés
FECHA: DD/MM/AAAA	16/01/2023
SOLO PARA TRABAJOS DE GRADO	
PROGRAMA:	<input checked="" type="checkbox"/> PREGRADO <input type="checkbox"/> POSGRADO
TÍTULO POR EL QUE OPTA:	Ingeniero en Mantenimiento Eléctrico
ASESOR /DIRECTOR:	Ing. Gerardo Isaias Collaguazo Galeano PhD.

CONSTANCIAS

El autor manifiesta que la obra objeto de la presente autorización es original y se la desarrolló, sin violar derechos de autor de terceros, por lo tanto, la obra es original y que es el titular de los derechos patrimoniales, por lo que asume la responsabilidad sobre el contenido de la misma y saldrá en defensa de la Universidad en caso de reclamación por parte de terceros.

Ibarra, a los 16 días del mes de enero de 2023

EL AUTOR:



.....
Pillajo Fiallos Cristian Andrés



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

BIBLIOTECA UNIVERSITARIA
UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

CERTIFICACIÓN

En calidad de Director del Trabajo de Grado titulado "ESTUDIO DE TECNOLOGÍAS DE RECUPERACION DE LA ENERGÍA CONTENIDA EN LOS RESIDUOS SOLIDOS URBANOS (W2E) CASO DE ESTUDIO: ECUADOR", certifico que ha sido desarrollada en su totalidad y bajo mi supervisión, por el señor CRISTIAN ANDRÉS PILLAJO FIALLOS, con cédula de ciudadanía 172522810-8, para optar por el título de Ingeniero en Mantenimiento Eléctrico.

Ibarra, 15 de diciembre del 2022

ATENTAMENTE

Ing. Gerardo Collaguazo PhD.

Director de Trabajo de Grado

Dedicatoria

Le dedico el trabajo realizado a toda mi familia. Principalmente, a mis padres que me apoyaron y colaboraron en los momentos difíciles. Gracias por enseñarme a afrontar las dificultades sin perder nunca la razón ni el verdadero motivo de la vida y siempre encaminándome por el buen camino.

Me han enseñado a ser la persona que soy, mis creencias, mis actitudes, mis aptitudes, mi perseverancia y mi empeño. Todo esto y siempre con el cariño que me supieron dar, además de su comprensión y justas palabras en el momento exacto que las necesitaba.

También quiero dedicarle este trabajo a mi hermana. Sin su llegada a la familia no hubiéramos sido la gran familia que hoy somos, gracias por tu comprensión, por tu empeño, por tu fuerza, por tu cariño. Debo pedirle perdón porque ha sufrido el impacto directo de las consecuencias del trabajo realizado.

Agradecimientos

Realmente agradecer a las personas que estuvieron a mi lado, que jamás dejaron de confiar en mí y aun lo siguen haciendo nunca dejaré de estar agradecido por esto. En primer lugar, les agradezco a mis padres que siempre me han brindado su apoyo incondicional para poder cumplir todos mis objetivos personales y académicos.

Le agradezco muy profundamente a mi tutor por su dedicación y paciencia, sin sus correcciones precisas no hubiese podido lograr llegar a esta instancia. Son muchos los docentes que han sido parte de mi camino universitario, y a todos ellos les quiero agradecer por transmitirme los conocimientos necesarios.

Agradecerles a todos mis compañeros los cuales muchos de ellos se han convertido en mis amigos, cómplices y hermanos. Gracias por las horas compartidas, los trabajos realizados en conjunto y las historias vividas. Por último, agradecer a la universidad que me ha exigido tanto, pero al mismo tiempo me ha permitido obtener mi tan ansiado título.

Agradecer es una palabra que me queda corta por todas las acciones que ha hecho por mí, puesto que todo se los debo a ustedes, de mi corazón eternamente les daré gracias

Tabla de Contenido

IDENTIFICACIÓN DE LA OBRA	II
CONSTANCIAS.....	III
CERTIFICACIÓN	IV
Dedicatoria.....	V
Agradecimientos	VI
Tabla de Contenido.....	VII
Índice de Figuras.....	X
Índice de Tablas	XII
Resumen.....	XIII
Abstract.....	XIV
INTRODUCCIÓN	XV
Contextualización	XV
El Problema.....	XV
Objetivo General.....	XV
Objetivos Específicos.....	XV
Alcance de la investigación	XVI
Justificación del trabajo	XVI

Capítulo 1

1. Tecnologías de tratamiento y regeneración de energía en los RSU	1
1.1. Residuos Sólidos Urbanos.....	1
1.1.1. Características de los Residuos Sólidos Urbanos	1
1.1.2. Características físicas.....	2
1.1.3. Características químicas.....	2
1.2. Manejo de desechos sólidos municipales en el Mundo (GIRSU).....	3
1.2.1. Gestión de los Residuos Sólidos Municipales en Ecuador	5

1.3. Potencial bioenergético en Ecuador	7
1.4. Técnicas de procesamiento y recuperación de energía de los residuos sólidos municipales (WTE)	7
1.4.1. Tecnologías termoquímicas	8
1.4.2. Incineración.....	8
1.4.3. Pirólisis	13
1.4.4. Gasificación	14
1.4.5. Tecnologías bioquímicas	15
1.4.6. Digestión anaerobia	15
1.4.7. Fermentación.....	17
1.4.8. Tecnologías fisicoquímicas.....	20
1.5. Procesos fisicoquímicos de tecnologías WTE.....	21
1.5.1. Incineración.....	21
1.5.2. Pirólisis	24
1.5.3. Gasificación	27
1.5.4. Digestión anaerobia	29
1.5.5. Proceso de digestión anaeróbica	30
1.5.6. Parámetros del proceso que afectan la digestión anaeróbica	35

Capítulo 2

2. Tecnologías de conversión de residuos en energía	48
2.1. Conceptos básicos de una planta de energía WTE.....	48
2.1.1. Sección de Entrega y Almacenamiento de Residuos	50
2.1.2. La sección de combustión.....	50
2.1.3. La Sección de Recuperación de Energía.....	57
2.1.4. Protección contra la corrosión.....	59
2.2. Ciclo de vapor de conversión de residuos en energía.....	61
2.3. Integración WTE–GT Steam/Waterside	67

2.4. Integración de caja de viento WTE–GT	70
2.5. Incineración.....	73
2.6. Digestión anaerobia.....	73

Capítulo 3

3. Potencial energético de los RSU a nivel nacional	74
3.1. Producción total de residuos sólidos en el Ecuador	74
3.2. Generación de RSU en los GAD	76
3.3. Residuos sólidos inorgánicos aprovechables	78
3.4. Evaluación del potencial de generación de energía.....	79
Conclusiones	82
Recomendaciones	84
Referencias.....	85
Anexos	95

Índice de Figuras

Figura 1 Composición de los RSU a nivel mundial	5
Figura 2 Modelo de gestión de los RSU	6
Figura 3 Comparación de servicio de barrido y separación en la fuente	6
Figura 4 Clasificación de las tecnologías W2E con respecto a las vías de conversión	8
Figura 5 Diagrama de una planta de energía a partir de residuos	10
Figura 6 Sistema de combustión Martin Grate – Mass Burn.....	11
Figura 7 Producto de pirólisis a partir de biomasa	25
Figura 8 Proceso de digestión anaeróbica	31
Figura 9 Efecto de la temperatura sobre la actividad anaeróbica.....	37
Figura 10 Actividad relativa de los metanógenos al pH	38
Figura 11 Actividad relativa de los metanógenos al pH	49
Figura 12 Diagrama de capacidad de horno típico de una planta de incineración de desechos	52
Figura 13 Esquema del alimentador de desechos, dispositivo de rejilla y sistema de aire de combustión.....	54
Figura 14 Rejilla recíproca de movimiento hacia adelante	55
Figura 15 Rejilla recíproca de movimiento hacia adelante.....	56
Figura 16 Áreas típicas de superficie de calor en un generador de vapor.....	58
Figura 17 Diagrama típico de corrosión.....	59
Figura 18 Producción de energía eléctrica bruta WTE, (a)capacidad térmica de entrada y (b) parámetros del ciclo de vapor (b)	64
Figura 19 Diseño esquemático de una central eléctrica WTE de referencia de tamaño mediano.....	65

Figura 20 Esquema de la integración de agua/vapor entre una conversión de residuos en energía (WTE) y una turbina de gas (GT)	68
Figura 21 Esquema de integración de caja de viento caliente entre una conversión de residuos en energía (WTE) y una turbina de gas (GT)	70
Figura 22 Esquema de integración de caja de viento fría entre una conversión de residuos en energía (WTE) y una turbina de gas (GT)	71
Figura 23 Generación de RSU en el Ecuador	75
Figura 24 Caracterización de RSU	75
Figura 25 RSU orgánicos e inorgánicos	76
Figura 26 Aprovechamiento de RSU orgánicos en el período 2010-2021	77
Figura 27 Aprovechamiento de RSU inorgánicos en el período 2010-2021	78
Figura 28 Estimación de recuperación energía con RSU orgánicos en el período 2010-2021	80
Figura 29 Estimación de recuperación energía con RSU inorgánicos en el período 2010-2021	80
Figura 30 Estimación de recuperación energía mediante DA en el período 2010-2021	81

Índice de Tablas

Tabla 1	Resumen de la tecnología de fermentación	19
Tabla 2	Composición y contenido energético de los RSU.....	21
Tabla 3	Elementos y compuestos presentes en el proceso de combustión.....	22
Tabla 4	Reacciones químicas del proceso de combustión.....	22
Tabla 5	Parámetros operativos típicos y productos de tres reacciones de pirólisis ..	25
Tabla 6	Resumen de la tecnología pirólisis.....	26
Tabla 7	Principales reacciones químicas de la gasificación	28
Tabla 8	Resumen de la tecnología de gasificación	29
Tabla 9	Resumen de la tecnología de digestión anaeróbica	30
Tabla 10	Pasos implicados en la oxidación anaeróbica de residuos complejos	32
Tabla 11	Ventajas del proceso termofílico	37
Tabla 12	Desventajas del proceso termofílico.....	37
Tabla 13	Tabla comparativa de tecnologías de tratamiento	47
Tabla 14	Tabla comparativa de tecnologías de tratamiento	49
Tabla 15	Estimación del poblado y generación de RSU.....	74
Tabla 16	Aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos período 2010-2021	77
Tabla 17	Regeneración de desechos inorgánicos	78
Tabla 18	Recuperación de residuos inorgánicos	79
Tabla 19	Estimación de recuperación de energía para RSU con DA	81

Resumen

En esta investigación se presenta un estudio de las tecnologías que se emplean para la conversión de energía contenida en los desechos sólidos municipales (RSU) en energía eléctrica, mediante el análisis de las tecnologías WTE para la determinación del potencial energético de los RSU a nivel nacional y su factibilidad de implementación. En primera instancia, se analizan las tecnologías termoquímicas (Incineración, Pirólisis, Gasificación) y bioquímicas (Digestión anaeróbica) de forma conceptual, para luego, examinar los procesos fisicoquímicos que se involucran en cada tecnología en mención. Consecuentemente, se prosigue con la descripción de las tecnologías de conversión de residuos en energía, donde, se analiza el ciclo de vapor, ciclo combinado y ciclo de vapor con caja de viento, con el fin de determinar los aspectos que repercuten en el proceso de conversión de energía y conocer su eficiencia. Posterior a la comparación de tecnologías se selecciona la combustión y digestión anaerobia, para el cálculo de la estimación del potencial energético. De tal manera que, se analiza la generación de RSU a nivel del Ecuador y se emplean modelos matemáticos que corresponden a las tecnologías seleccionadas. Es así como, se constató que la composición de los RSU en el Ecuador es de 61.41% orgánicos y 25.58% inorgánicos. Lo que corresponde a una estimación de energía 138 MWh empleando incineración y 1.1404 MWh con digestión anaeróbica.

Palabras clave: Conversión de residuos en energía; Residuos sólidos urbanos; Tecnologías de tratamiento y recuperación de energía; Tecnologías bioquímicas; Tecnologías termoquímicas

Abstract

This research concerns the technologies used for the conversion of energy contained in municipal solid waste (MSW) into electrical energy, through the analysis of WTE technologies for the determination of the energy potential of MSW at the national level and its feasibility of implementation. In the first instance, the thermochemical (Incineration, Pyrolysis, Gasification) and biochemical (Anaerobic Digestion) technologies are conceptually analyzed, and then, the physicochemical processes involved in each technology in question are examined. Consequently, the description of waste-to-energy conversion technologies continues, where the steam cycle, combined cycle, and steam cycle with windbox are analyzed, to determine the aspects that affect the process of energy conversion and know its efficiency. After the comparison of technologies, combustion and anaerobic digestion are selected for the calculation of the energy potential estimate. The generation of MSW at the level of Ecuador is analyzed and mathematical models that correspond to the selected technologies are used. It was discovered that the composition of MSW in Ecuador is 61.41% organic and 25.58% inorganic. This corresponds to an energy estimate of 138 MWh using incineration and 1.1404 MWh with anaerobic digestion.

Keywords: Waste to energy conversion; Urban solid waste; Energy treatment and recovery technologies; biochemical technologies; Thermochemical technologies.

INTRODUCCIÓN

Contextualización

La generación de residuos sólidos urbanos (RSU) aumenta de forma continua a escala mundial. Según el Banco Mundial, la generación anual mundial de RSU fue de 2010 millones de toneladas (tn) en 2018, a comparación de los 1300 en 2012. En contraste, se prevé que la tasa global de generación anual aumente a 2590 tn para 2030; y 3400 para 2050 (Kaza et al., 2018) (Mayer et al., 2019).

El sector eléctrico y de movilidad son los que más consumen energía a nivel mundial. La mayoría de las necesidades energéticas en estos sectores se satisfacen con combustibles fósiles, que tienen un costo elevado (Farooq et al., 2020). Los cuales implican una influencia negativa directa sobre el medio ambiente, porque, causan daños al ecosistema (Nieuwlaar, 2013). Además, estos recursos energéticos convencionales se están agotando de forma rápida, lo que amenaza la seguridad energética a escala global (Gumisiriza et al., 2017).

El Problema

Planteamiento del Problema:

¿Cuáles son las tecnologías y los factores que inciden en la conversión de la energía contenida en los desechos sólidos municipales en energía eléctrica y su aplicabilidad en Ecuador?

Objetivo General

Estudiar las tecnologías que se emplean para la conversión de energía contenida en los desechos sólidos municipales en energía eléctrica, mediante el análisis de las tecnologías W2E para la determinación del potencial energético de los RSU a nivel nacional y su factibilidad de implementación.

Objetivos Específicos

- Analizar las tecnologías de tratamiento y recuperación de energía de los desechos sólidos municipales.
- Describir las tecnologías utilizadas para la conversión de la energía contenida en los desechos sólidos municipales en energía eléctrica.
- Determinar el potencial energético de los RSU a nivel nacional y la factibilidad de implementación de una tecnología para transformar la energía contenida en los desechos sólidos en energía eléctrica.

Alcance de la investigación

El estudio analiza las tecnologías para transformar la energía contenida en los desechos sólidos municipales en energía eléctrica, para lo cual, se considera las tres vías principales de WTE, termoquímica, bioquímica y fisicoquímica, junto con las tecnologías existentes en cada proceso, entre las que se incluyen, incineración, gasificación, pirólisis, digestión anaeróbica, fermentación y transesterificación.

Una vez conocidas las tecnologías de tratamiento de los desechos sólidos municipales, se detallan las tecnologías que se emplea para transformar la energía contenida en los desechos sólidos municipales en energía eléctrica, debido a que, el resultado de las técnicas de tratamiento es una forma de energía calorífica, gaseosa o líquida, por lo que, para generar electricidad se necesita un proceso que aproveche el potencial energético de estas formas de energía y lo convierta en energía eléctrica. Asimismo, se describen los componentes que repercuten en la eficiencia de la transformación energética de los RSU, puesto que cada tecnología de tratamiento posee méritos y desventajas, que son esenciales para la selección de la tecnología.

Por otro lado, para determinar la capacidad energética de los RSU a nivel nacional se elabora fichas de la proporción de los RSU a nivel nacional, donde se describen las técnicas de tratamiento que se pueden emplear para tratar los desechos y las tecnologías aplicables a nivel nacional, de esta forma se obtendrá el potencial energético de los residuos por tecnología.

Por último, se realiza una comparación de las tecnologías que se aplican para sintetizar la energía contenida en los residuos sólidos municipales en energía eléctrica, con el fin de determinar su factibilidad de implementación, además, se considera las normativas vigentes a nivel nacional que regulen las tecnologías de tratamiento, así como, las técnicas de conversión del potencial integrado en los desechos sólidos municipales en energía eléctrica.

Justificación del trabajo

El aumento de los RSU tiene varias repercusiones, entre las que se incluyen, el crecimiento económico, el desarrollo industrial, el desplazamiento de personas desde zonas rurales hacia la ciudad y la urbanización (Moya, Aldás, López, et al., 2017). Además, con el aumento de los volúmenes de residuos, la composición de los RSU se está volviendo más compleja, debido al desarrollo de las economías modernas que se enfocan en el modo de vida del consumidor (Yadav & Samadder, 2017) (Tsui & Wong, 2019).

La complejidad y heterogeneidad de la composición de los RSU dificulta la eliminación sostenible de la gran cantidad de desechos, además, esto provoca impactos importantes a nivel de la salud, ecosistema y pérdidas económicas (Menikpura et al., 2012) (Noya et al., 2018)(D'Adamo et al., 2020). Asimismo, existen diferentes grupos de niveles de ingreso que generan diferentes cantidades y composiciones de residuos, es así como la tasa de crecimiento anual para los países de ingresos bajos es de 2-3 %, mientras que, la tasa de crecimiento para los países con ingresos altos es de 3.2-4.5 %.

Por otro lado, con respecto a la composición de los RSU, los países que poseen altos ingresos generan una mayor cantidad de residuos secos como, cartón, papel, vidrio, metal y plástico, los cuales, son mucho más fáciles de reciclar, a comparación de los desechos que generan los países con bajos ingresos, pues en su mayor porcentaje se trata de materia orgánica. Además, al problema proliferado de la generación de los RSU y su gestión sostenible, se integra la ampliación de la demanda de energía mundial (Kaza et al., 2018).

1. Tecnologías de tratamiento y regeneración de energía en los RSU

En este capítulo se describen las tecnologías de procesamiento y regeneración de energía en los RSU. Para lo cual, se empieza con las definiciones y propiedades de los RSU, asimismo, se hace un recuento del manejo de residuos sólidos municipales (GIRSU) en el mundo, a nivel nacional (Ecuador) y local (Ibarra). Luego, se expone las tecnologías de tratamiento de RSU más relevantes, así como, sus procesos físicos químicos.

1.1. Residuos Sólidos Urbanos

Estos se entienden como todos los desechos sustanciales generados por los sectores, doméstico, comercial e industrial de una comunidad y que son gestionados por el municipio. La generación de los RSU y sus problemas de gestión se ven intensificados por el veloz aumento de la gente, el desarrollo económico y el desarrollo urbano. La última estimación del Banco Mundial revela que la tasa anual a nivel mundial de generación de los RSU ha alcanzado alrededor 2.010 tn, y la previsión es que aumente hasta unos 3.400 tn en 2050 (Kaza et al., 2018).

La composición y la tasa de generación de los RSU se ven influenciados de forma directa por el estatus socioeconómico de un país. Los países que poseen altos ingresos son generalmente los mayores productores de RSU, con una mayor proporción de papel, plástico y otros materiales no orgánicos, mientras que, los estados que poseen ingresos medios y bajos poseen una mayor fracción orgánica en la secuencia de residuos (Das et al., 2019; Slorach et al., 2019)

El tratamiento adecuado de los RSU se lleva a cabo en los países desarrollados, debido a que estos poseen tecnologías de alto nivel, como los rellenos sanitarios, el tratamiento térmico (incineración, pirólisis y gasificación) y los métodos de tratamiento biológico (digestión anaeróbica (DA) y compostaje), para tratamiento específico de residuos. Estas tecnologías, al ser avanzadas, requieren una gran inversión y personal cualificado para su funcionamiento, no obstante, están lejos de neutralizar los impactos negativos de los RSU. Además, una gran proporción de los RSU se sigue quemando directamente o se vierte al aire libre o en vertederos, con o sin sistemas de tratamiento posterior de gases y lixiviados, sobre todo en los países no desarrollados.

1.1.1. Características de los Residuos Sólidos Urbanos

Al elaborar e idear esquemas integrados de manejo de residuos sólidos, se deben tener en cuenta las características biológicas físicas y químicas, del mismo modo, los cambios

que puedan afectar su forma y composición, ya que estas constituyen el criterio para la adopción de decisiones a nivel de gestión.

1.1.2. Características físicas

Las propiedades físicas más relevantes de los RSU son: el peso específico, el contenido de humedad, distribución y tamaño de las partículas, así como, la porosidad y capacidad de almacenamiento de los desperdicios comprimidos (González, 2017). Por consiguiente, el peso específico se corresponde a la cantidad volumétrica que describe la masa de un material. Este se emplea para describir el peso de los residuos sueltos compactados o no compactados, por lo que, la base empleada durante la toma de mediciones de peso siempre debe ser citada. Asimismo, el peso específico permite determinar el volumen y la masa de los RSU a ser gestionados (Ozores-Hampton et al., 2015).

En contraste, los pesos específicos de los RSU varían de forma notable, debido a que, estos dependen del tiempo de almacenamiento, localización geográfica y la estación del año. Por lo tanto, al seleccionar los valores típicos de los pesos específicos se debe tener cuidado, pues se debe considerar los aspectos antes descritos (González, 2017).

Por otro lado, la humedad se puede expresar de dos maneras, la medición del peso húmedo y el peso seco. Sobre esto, el primero corresponde a la materia fresca, en la cual, la proporción de humedad se representa en porcentaje, mientras que, el segundo es el peso seco del material que se expresa en porcentaje. Asimismo, el tamaño de las partículas y su distribución son esenciales en los procesos de recuperación de materiales como los medios mecánicos (González, 2017).

En el campo de los RSU hace referencia al volumen total de humedad que conserva una muestra de residuos. Además, este campo es esencial para determinar los lixiviados en los vertederos. Un lixiviado se genera al disponer de un excedente de líquido sobre la capacidad de superficie, por consiguiente, el nivel de degradación de los residuos y la magnitud de coerción empleada afecta de forma directa a la capacidad del campo, y por consecuencia al lixiviado. Por último, la conductividad hidrográfica de los desechos sólidos es una característica física esencial que determina, en su mayor parte, la secuencia de fluidos y emisiones en los vertederos (González, 2017).

1.1.3. Características químicas

La estructura química de los aspectos presentes en los RSU es fundamental para determinar el potencial de eliminación y reciclaje. A modo de ejemplo, se puede mencionar que la factibilidad de la técnica de incineración este sujeto a la distribución química de los desechos. En contraste, los desechos se componen de combustibles semihúmedos y no

combustibles. En este sentido, cuando los RSU se van a emplear para generar combustibles es importante considerar algunas características importantes, como el diagnóstico físico, la zona de fusión de las cenizas, el balance principal y la composición energética, las cuales se detallan a continuación (González, 2017).

El análisis físico consiste en la ejecución de ensayos de humedad, material volátil, carbono fijo y ceniza, para determinar los componentes combustibles que contienen los RSU. Los cuales se determinan en base a tablas referenciales que contienen el análisis próximo y contenido energético. En este contexto, es importante señalar que la prueba utilizada, para precisar los combustibles volubles en el balance físico, es distinto al ensayo de sólidos volátiles que se emplea en la prueba biológica (González, 2017). La zona de consolidación de la ceniza se precisa como el calor necesario para que esta se convierta en una forma sólida por fundición y agrupación. Además, la temperatura suele variar entre 1100°C y 1200°C (Kleinhans et al., 2018).

La valoración elemental de los desechos consiste en la determinación de los porcentajes de S (azufre), C (carbono), O (oxígeno), H (hidrógeno), cenizas y N (nitrógeno). Debido a la creciente preocupación por la liberación de cloruro de los métodos de combustión, la cuantificación de halógenos a menudo se incluye en el diagnóstico elemental. De lo cual, los valores resultantes se emplean para especificar la formación química de los compuestos orgánicos y, de esta forma, se determina la combinación correcta de materiales residuales necesarios con el fin de lograr la relación C/N adecuada para la biotransformación (González, 2017).

La cantidad de energía de los RSU se precisan de tres formas, 1) mediante un calorímetro de caldera grande, 2) con una bomba calorimétrica y 3) por medio de cálculos, si se conoce la composición del elemento. La mayoría de los datos sobre la cantidad de energía de los RSU se basan en estudios que utilizan el calorímetro, lo cual, se debe a la dificultad de instrumentación de las calderas a gran escala, (González, 2017).

1.2. Manejo de desechos sólidos municipales en el Mundo (GIRSU)

Se prevé una generación de desechos en el mundo de 27 000 millones de toneladas anuales para 2050 (Kaza et al., 2018). Asia genera un tercio de los desechos totales de China (0,44–4,3 kg/cápita/día) e India (0,50–0,9) kg/cápita/día (Kaza et al., 2018). Por otro lado, los países del Consejo de Cooperación del Golfo (CCG) como, Arabia Saudita, Bahrein, Emiratos Árabes Unidos, Qatar, Omán y Kuwait, superan el promedio mundial (1,2 kg/cápita/día) de generación de desechos. En este sentido se espera que la producción de desechos para el continente indio sea de (334–661) TM/día, en comparación con China Asia Oriental y el Pacífico (468–714) TM/día según las cifras actuales del Banco mundial (Kaza et al., 2018). El

aumento mundial previsto de los RSU, incluidos los de construcción, demolición y residuos industriales, es de 7-10 mil millones de toneladas/año (Kaza et al., 2018).

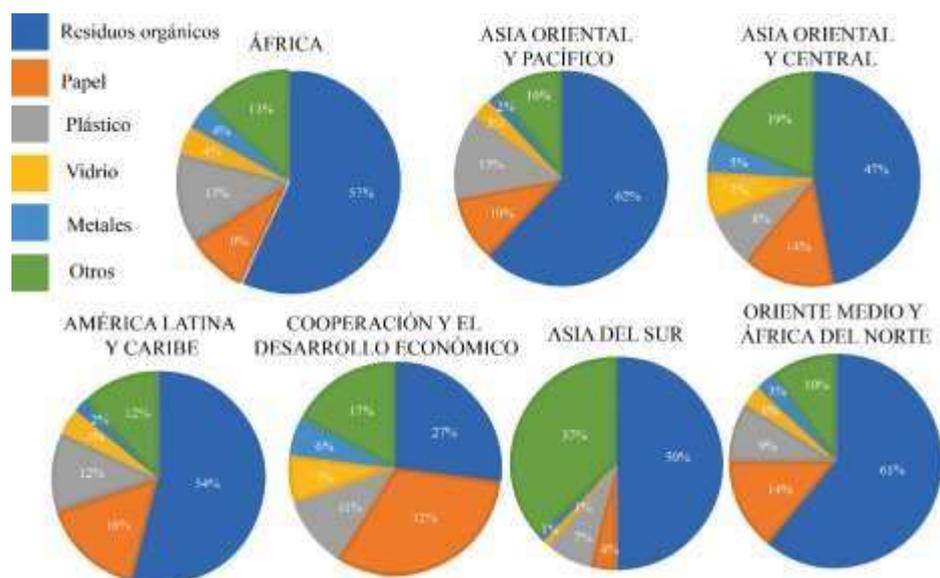
Por otro lado, la composición de los RSU varía de países en desarrollo a países desarrollados, e incluso varía con municipios locales dentro de un mismo país. Por ejemplo, se encuentra un mayor contenido de desechos orgánicos en los RSU en el este de Asia y el Pacífico (62 %), seguidos por África del Norte y países de Medio Oriente (61 %) como se presenta en la Figura 1. Alrededor del 65% al 80% de la energía se almacena en materiales orgánicos que se pueden recuperar en forma de calor y que podría respaldar a las instalaciones eléctricas (Chakraborty et al., 2013).

Una cantidad importante de desechos recolectados (>90%) se dirige a vertederos abiertos o rellenos sanitarios sin revestimiento. Además, existen problemas asociados con los vertederos a cielo abierto o vertederos sin revestimiento, entre los cuales se identifican, polución del agua, aire e impacto negativo sobre los suelos. En contraste, estos procedimientos generan impactos directos en la salud, como infecciones de la piel y los ojos, problemas respiratorios, niveles elevados de plomo en la sangre causados por la quema al aire libre en el vertedero, disentería, fiebre amarilla, fiebre tifoidea, hepatitis, diarrea, paludismo y cólera, que se asocia a la polución del agua y suelo (A. H. Khan et al., 2022).

La situación actual y la predicción futura en comparación con otras ubicaciones globales también han sido identificadas por el Banco Mundial (Kaza et al., 2018), esto muestra que la producción promedio de residuos por persona por día para 2016 oscila entre (0,09–0,60) kg para el área de menores ingresos, mientras que, para el grupo de ingresos medios varía entre (0,16–0,79) kg a (0,1–0,12) kg . Con la predicción de 2016-2050, este patrón regional de generación de desechos en todo el mundo se duplicaría aún más según lo esperado para 2050 (Kaza et al., 2018).

Por otro lado, en algunos países de bajos ingresos, los desechos hospitalarios no sépticos se mezclan con los desechos domésticos y se tratan al mismo tiempo. Este tipo de residuos debe tratarse con especial cuidado teniendo en cuenta la gran cantidad de su producción (Ansari et al., 2019). En el caso del reciclaje de metales pesados de pilas en residuos sólidos, como las baterías de níquel-cadmio dañadas o destruidas, los acumuladores quedan en los desechos residuales y se depositan en vertederos o se incineran (Friege et al., 2018).

Figura 1 Composición de los RSU a nivel mundial



Fuente:(A. H. Khan et al., 2022)

En Europa, la mayor parte de los RSU se incineran para la recuperación de energía, mientras que, los metales se eliminan sin ningún tratamiento (A. H. Khan et al., 2022). Por otro lado, la cultura de separación de residuos y reciclaje es baja en países con gran cantidad de residuos en vertederos, por ejemplo, las baterías acaban en vertederos desperdiciando su potencial de recuperación de energía (Bartl, 2015). Desde que Hawkins, Matthews y Hendrickson informaron en 2006 que los Estados Unidos desechan el 83 % del cadmio proveniente de las baterías desechadas, se han realizado más esfuerzos para reciclar estos metales (A. H. Khan et al., 2022).

1.2.1. Gestión de los Residuos Sólidos Municipales en Ecuador

En abril del 2010 se constituye el Plan nacional para el manejo pleno de residuos sólidos (MAE-PNGIDS), entre cuyos objetivos se encuentran el de coadyuvar en el fortalecimiento de las acciones que desde los municipios se generan, para lograr la disminución de factores que contaminan al entorno, lo cual, potencia la condición de vida de la ciudadanía (MAATE, 2017).

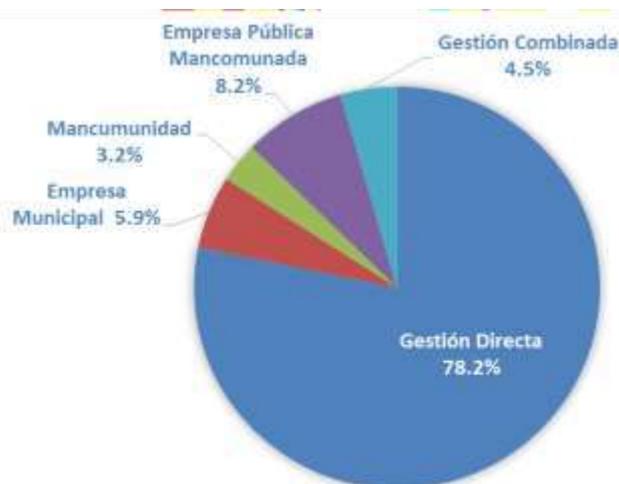
El MAE-PNGIDS involucra a actores públicos y privados relacionados al manejo integro de los RSU y enfocados en el concepto de economía circular, para promover la participación conjunta de las municipalidades, las corporaciones privadas y la ciudadanía. El costo del proyecto ha sido de US\$ \$27.542.353,81 para un periodo de 12 años comprendidos entre los años 2010 y 2021 (MAATE, 2017).

En el año 2019 se recolectaron 12.671,18 toneladas periódicas de desechos sólidos, donde, el 78,2% fueron recolectadas por unidades, departamentos o direcciones propias de

los GADM, y el 11,4% a través de algún tipo de asociación o agrupación de actores involucrados, como se aprecia en la Figura 2 (INEC, 2020).

En el informe se aprecia la evolución histórica entre 2017 y 2019 respecto a la cobertura en el servicio de colección de desechos de las calles o barrido de calles. Así como, se puede observar el proceso asociado a la división de los desechos en el origen. La disociación de desechos en la fuente hace referencia a los procesos de separación propia realizada en los domicilios o sitios públicos y privados que permiten la recolección y clasificación a través de los ciudadanos y que no tienen intervención de un agente de limpieza municipal sea este por recolección en camiones de basura, personas de limpieza y/o personal sanitario (INEC, 2020). Estos datos se exponen en la Figura 3.

Figura 2 Modelo de gestión de los RSU



Fuente: (INEC, 2020)

Figura 3 Comparación de servicio de barrido y separación en la fuente



Fuente: (INEC, 2020)

1.3. Potencial bioenergético en Ecuador

La producción potencial de energía de biomasa en Ecuador ha sido evaluada en varios estudios, centrándose en la biomasa residual (Posso et al., 2019). El Atlas Bioenergético del Ecuador representa la fuente de información más extensa disponible sobre el tema, y contiene una amplia variedad de datos sobre residuos de biomasa de origen agrícola, ganadero y forestal (MEER, 2014). El atlas está organizado en mapas de potencial energético y densidad de potencial energético, delimitados por provincia y cantón. Sin embargo, no menciona el potencial ni la disponibilidad de los RSU (MEER, 2014).

Existe un estudio sobre el potencial de RSU en Ecuador que se realizó con base en "información oficial del año 2013", y encontró que las tres provincias con las tasas de generación de RSU más significativas son Guayas, Pichincha y Azuay, entre ellas comprenden el 57% de la producción total de RSU a escala nacional (Narváez et al., 2013). Es relevante agregar que en estas jurisdicciones se encuentran los tres centros urbanos más grandes del país, lo que indica una clara relación entre población y generación de RSU. Los mismos autores comparan varias tecnologías de cogeneración que pueden aplicarse a los RSU, destacando la gasificación como la más prometedora en términos de generación potencial de energía (18.467 MWh/año) (Narváez et al., 2013).

Otras fuentes informan del manejo de desechos en jurisdicciones más pequeñas. Por ejemplo, en Quito se ha evaluado los residuos y la valorización de la biomasa mediante el análisis de varias vías y tecnologías de conversión energética (Moya, Aldás, Jaramillo, et al., 2017). Cabe mencionar que la conversión de WTE puede no ser siempre la mejor solución en todos los casos. El problema de la manejo de desechos del distrito Chimborazo, por ejemplo, fue objeto de un estudio que finalmente recomendó el compostaje en lugar de los métodos de eliminación de residuos relacionados con la energía (Jara-Samaniego et al., 2017).

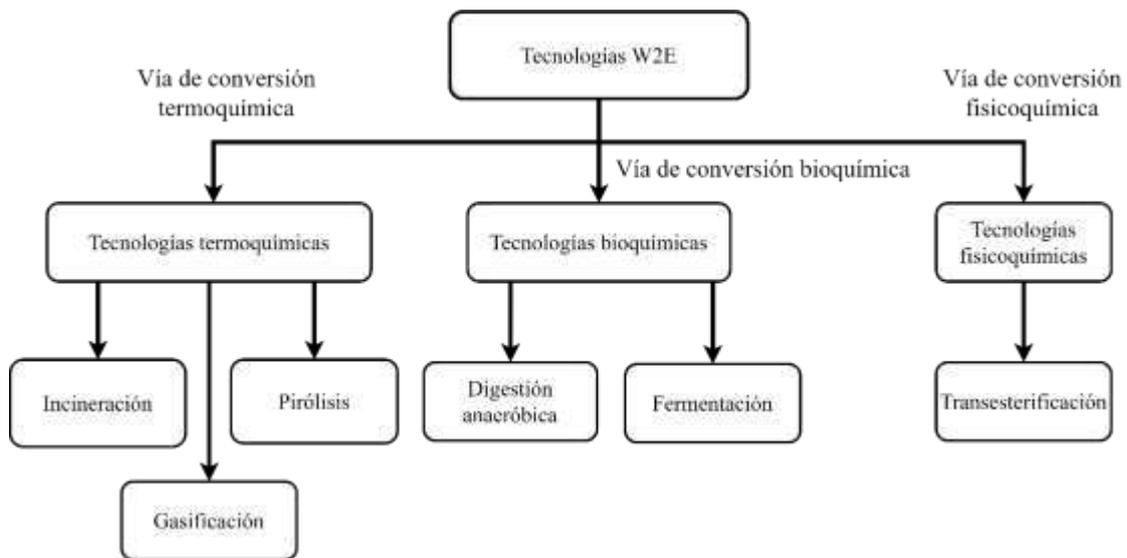
Una designación minuciosa de la composición global de los RSU en Ecuador aún no ha sido realizada por los actores locales de la gestión de residuos, sin embargo, varias fuentes reportan resultados de caracterización para zonas específicas como la Provincia de Chimborazo (Jara, 2014), cuyo contenido de "biomasa residual" es de 64,78%.

1.4. Técnicas de procesamiento y recuperación de energía de los residuos sólidos municipales (WTE)

Existen tres vías principales de conversión de WTE, estas son, termoquímica, bioquímica y fisicoquímica (Moya, Aldás, Jaramillo, et al., 2017; Ouda et al., 2016; Tozlu et al., 2016). No obstante, se disponen de otros tipos de tecnologías de proceso WTE, donde

cada una de estas se ajusta a una de las tres vías de conversión antes mencionadas, como se presenta en la Figura 4 (DOE, 2019; Shahnazari et al., 2020). Además, en los siguientes apartados se explica la descripción de cada tecnología, los tipos de productos finales y la aplicación de estos productos en las tres vías de conversión, asimismo, se detallan los ventajas y desventajas de cada tecnología WTE.

Figura 4 Clasificación de las tecnologías WTE con respecto a las vías de conversión



Fuente: (DOE, 2019)

1.4.1. Tecnologías termoquímicas

La conversión termoquímica necesita energía térmica para romper la estructura molecular de los componentes de los RSU y convertir las moléculas grandes en moléculas más pequeñas. Posterior a este procedimiento se proporciona oxígeno adicional que se combina con partículas de hidrógeno y carbono liberados del compuesto molecular de residuos más grandes descompuestas y se produce más energía de la que proporcionó para romper la compleja estructura molecular de los componentes de los RSU (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018).

Las tecnologías que adaptan las vías de conversión termoquímica utilizan una temperatura muy alta para convertir diferentes fracciones de los RSU en calor, electricidad y otros productos de valor añadido (DOE, 2019) (Shahnazari et al., 2020). Estas tecnologías incluyen la incineración, el pirólisis y la gasificación, mismas que se describen a continuación.

1.4.2. Incineración

La incineración es una tecnología bien establecida y la más utilizada a nivel mundial. Esta tecnología es eficiente en la combustión completa de los componentes orgánicos presentes en los RSU para reducir su volumen y convertirlos en calor y energía. Además, en

lo que respecta a los impactos energéticos, económicos y ambientales (3E) de las tecnologías WTE, la incineración es la mejor solución cuando se trata de la producción mixta de temperatura y energía (CHP) (Cucchiella et al., 2017).

Una planta incineradora funciona a una temperatura muy alta, de unos 850 - 1.100 °C. Los principales componentes de una planta de incineración son el sistema de alimentación, el incinerador (caja de incineración), el sistema de emisión de escape y la estructura de eliminación de residuos. Las plantas de incineración más conocidas son las incineradoras industriales y la quema masiva (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018) (Shahnazari et al., 2020).

Productos resultantes: las principales salidas de una planta de incineración de RSU son el calor y los gases de combustión caliente, los cuales, están conformados por nitrógeno, dióxido de carbono, vapor de agua y oxígeno (Cucchiella et al., 2017). Asimismo, las cenizas de fondo y las volátiles se consideran un producto final significativo, porque la ceniza total pesa alrededor del 20-25% de la materia prima total (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018)

Problemas ambientales: Por otro lado, el calor y las emisiones de ignición calientes generado en el proceso de incineración se utilizan para inducir condensación a alta presión, la cual, se emplea como entrada para la turbina de vapor para generar electricidad (Tan et al., 2015). Posterior a este proceso, los gases de combustión se tratan en una factoría de tratamiento para emisiones de combustión, con la finalidad de reducir la toxicidad y controlar la contaminación ambiental (Jurczyk et al., 2016). La ceniza producida durante el proceso de incineración puede acabar de dos formas, se puede utilizar como producto base de segundo orden en el sector cementero o se puede desechar en vertederos (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018).

Tipos de sistemas de incineración: las tecnologías de incineración más utilizadas y técnicamente probadas son: la incineración de combustión masiva (MBT) y la incineración de combustibles derivados de desechos. Por el contrario, la incineración modular y la incineración en lecho fluidizado se emplean en menor medida, pero se están expandiendo rápidamente (Patra & Duary, 2020). Por otro lado, algunas instalaciones también han experimentado con pirólisis, gasificación y otros procesos relacionados, que convierten los desechos sólidos en combustible gaseoso, líquido o sólido a través del procesamiento térmico.

Tecnología de quemado masivo: los sistemas de quema masiva son el tipo predominante de incineración en los RSU. Los residuos sin procesar o mínimamente procesados se queman en un sistema de incineración en masa. Esta característica hace que la instalación de quemado masivo sea conveniente y flexible, no obstante, no separa los

desechos domésticos peligrosos como limpiadores, pesticidas y chatarras de hierro, con el fin de asegurar que la incineración sea ambientalmente racional (Mukherjee et al., 2020).

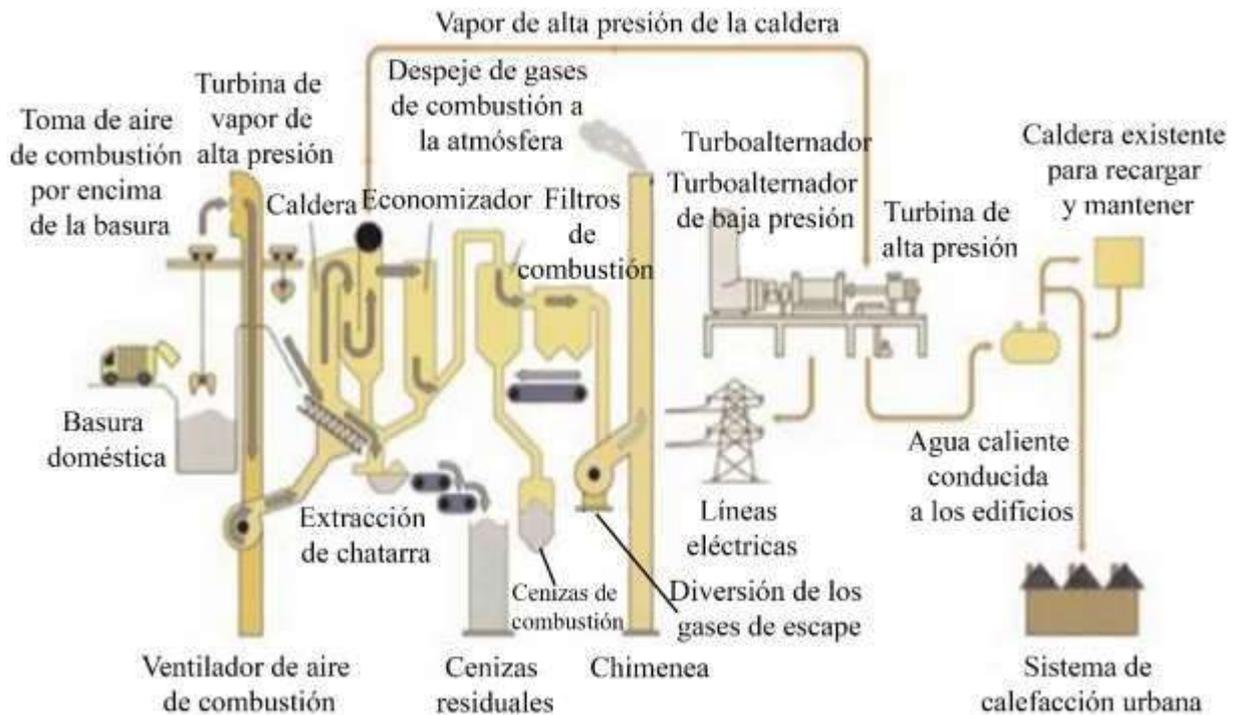
Los componentes principales de una instalación de quema masiva (Figura 5) son: (a) estructura de recepción, tratamiento y almacenamiento de residuos; (b) instrumento de combustión y generación de vapor (caldera); c) esquema limpiador de emisiones de incineración; (d) el equipo de generación de energía; (e) sistema de líquido para enfriamiento del condensador; y (f) proceso de tratamiento y almacenamiento de residuos. La estructura de combustión de quemado masivo incluye un horno de pared de agua o un horno de combustión rotatorio enfriado por agua o un horno de aire controlado (Mukherjee et al., 2020).

La parrilla de combustión y el horno es la parte crítica de una planta WTE. La primera tarea del sistema de combustión es asegurar la destrucción de todos los elementos orgánicos y contaminantes contenidos en los desechos, proporcionando los perfiles necesarios de alta temperatura a través del sistema, así como, los tiempos de residencia de quemado requeridos. Asimismo, este tiene que minimizar las cenizas volantes arrastradas con el fin de prevenir la generación de contaminantes como furanos y dioxinas. De manera que, la planta logre los niveles requeridos de rendimiento, la integración completamente diseñada de la parrilla, el horno y la caldera es fundamental (Jouhara et al., 2017).

El objetivo de una parrilla mecánica en un horno de combustión masiva es transportar los desechos desde el punto de alimentación, a través de la zona de combustión, hasta el punto de descarga de residuos con una profundidad adecuada de combustible, y un tiempo de retención suficiente para lograr una combustión completa. El lecho de desechos debe agitarse para mejorar la combustión, no obstante, la agitación no debe ser tan marcada porque las emisiones de partículas pueden incrementarse de forma masiva. Asimismo, la velocidad de movimiento de la parrilla o sus partes deben ser ajustables para cumplir con las diferentes condiciones o necesidades del horno (Jouhara et al., 2017)

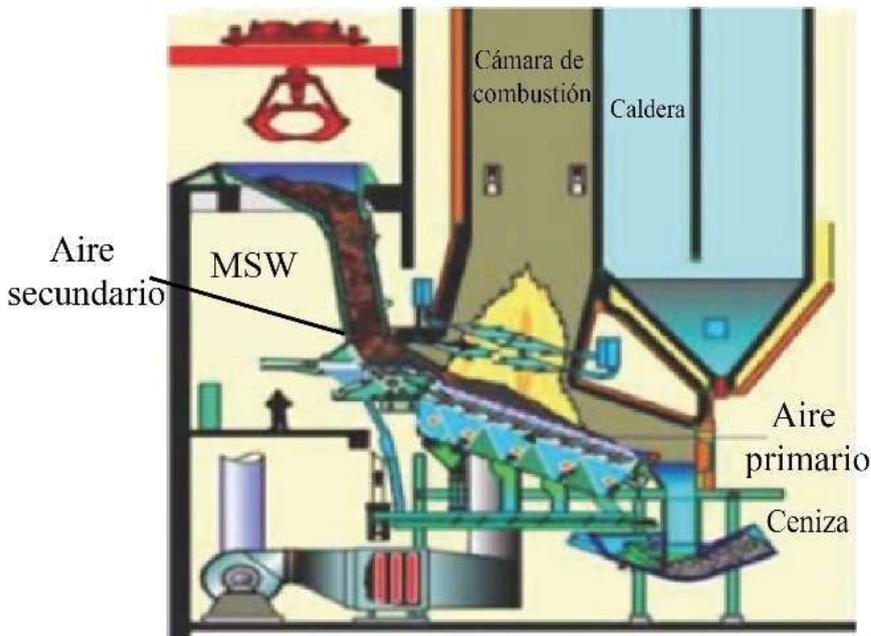
La tecnología de rejilla más común desarrollada por el Alemán Martin GmbH (Figura 6) tiene una capacidad instalada anual de alrededor de 59 millones de toneladas métricas (IRENA, 2022). Por otro lado, Von Roll Inova proporciona una segunda tecnología de combustión en masa muy popular con potencial mundial instaurado de 32 millones de tn (Sala & Bieda, 2020). En este sentido, tanto las rejillas Von Roll como las Martin utilizan un movimiento alternativo para empujar el material de desecho a través del horno.

Figura 5 Diagrama de una planta de energía a partir de residuos



Fuente: (Mukherjee et al., 2020)

Figura 6 Sistema de combustión Martin Grate – Mass Burn



Fuente: (Giraud et al., 2021)

El funcionamiento del sistema es el siguiente, los camiones traen y depositan los residuos en fosas, mientras que, las grúas mezclan los residuos para recuperan materiales incombustibles voluminosos y de gran tamaño. El área de almacenamiento de basura se conserva a una coacción inferior a la atmosférica con el objeto de prevenir que se escapen los olores. Las grúas trasladan los residuos a la tolva de carga de la cámara de combustión

para alimentar la caldera. El calor del proceso de combustión se usa para transformar el agua en vapor, mismos que se usan para la puesta en marcha de un generador de turbina de vapor para generar energía. Luego, el vapor se condensa a través de torres de enfriamiento húmedo y se envía de regreso a la caldera. Los residuos producidos son, cenizas de fondo, que caen al fondo de la cámara de combustión, y cenizas volantes que salen de la caja de incineración con los gases resultantes del proceso. El residuo combinado de cenizas y control de la contaminación del aire es alrededor del 20 al 25% en peso de los residuos procesados. En este sentido, la composición de los RSU decide si la ceniza es peligrosa o no (Giraud et al., 2021).

En contraste, el residuo entrante se puede controlar o la ceniza se puede tratar para evitar la naturaleza peligrosa de la ceniza. Las cenizas no peligrosas se mezclan con la tierra y se usan para cubrir vertederos y otras aplicaciones (I. Khan et al., 2022).

Existen problemas importantes asociados con las instalaciones de quema masiva. Por ejemplo, la capacidad para dar cumplimiento a las condiciones de calidad del aire; posible clasificación de las cenizas como material peligroso; eliminación de cenizas y otros subproductos; alteración de recursos biológicos; requisito de grandes cantidades de agua para enfriamiento; impactos del transporte de numerosos viajes en camión desde la fuente de desechos hasta la instalación de quema masiva, y probable oposición pública debido a los temores sobre la salud, la seguridad, los olores y los impactos en el tráfico. Muchos de estos problemas se abordan con éxito al instalar instalaciones modernas de quema masiva (I. Khan et al., 2022).

Incineradores modulares: Las unidades modulares de incineración suelen estar prefabricadas con capacidades relativamente pequeñas de alrededor de 5 a 120 toneladas de desechos sólidos por día. Las instalaciones típicas tienen de una a cuatro unidades para una capacidad total de planta de alrededor de 15 a 400 toneladas por día. La mayoría de las unidades modulares generan vapor como producto energético. Asimismo, debido a su pequeña capacidad, los incineradores modulares se eligen y se utilizan en comunidades pequeñas, operaciones comerciales e industriales. Las instalaciones modulares se pueden construir en tiempos cortos debido a su diseño prefabricado. En promedio, los costos de capital por tonelada de capacidad son menores para las unidades modulares en comparación con otras opciones de incineración (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018).

Por otro lado, los incineradores modulares utilizan un proceso ligeramente diferente al de los incineradores de quema masiva, que involucra dos cámaras de combustión. Los gases generados en la cámara primaria fluyen hacia un postquemador, lo que asegura una combustión más completa, por lo que, este es el medio más importante de control de la

contaminación. Las plantas de menor escala con una capacidad de menos de 50 toneladas por día a operan en un proceso por lotes, es decir, operan de 8 a 16 horas por día en lugar de hacerlo de manera continua. Sin embargo, la opción de incineración modular no es muy común, debido a las preocupaciones sobre la confiabilidad y la inadecuación de los controles de contaminación del aire (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018).

Incineradores de superficies de fluidos: este consta de un conjunto de partículas sólidas con un gas que fluye a través del acumulador, para formar una masa suspendida expandida que se comporta como un líquido. El incinerador presenta un ángulo de reposo cero, de tal forma que, este busca su propio nivel y asume la forma de la vasija contenedora (Bartl, 2015).

En un incinerador de fluidos, la parrilla del alimentador se reemplaza por una superficie de piedra caliza o arena, la cual puede soportar altas temperaturas y es alimentado por un sistema de distribución de aire. Cuando la superficie se calienta y las velocidades del aire aumentan, la capa empieza a burbujear, es decir, funcionan dos superficies de fluidos, una superficie burbujeante y una superficie circulante. Las diferencias se reflejan en la relación entre el flujo de aire y el material de la superficie, además, tienen implicaciones para el tipo de desechos que se pueden quemar, así como, la transmisión de temperatura al módulo de regeneración de energía. Las partes principales de un sistema de superficie de fluido son: recipiente de fluidización, alimentador de combustible y descarga de sólidos, las cuales se detallan a continuación (Moya, Aldás, López, et al., 2017).

El recipiente de fluidización se compone de un distribuidor de gas (placa o boquillas) debajo de la superficie, una sección de la superficie fluidizado y una sección de francobordo sobre la superficie para separar las partículas del lecho de los gases de combustión.

El alimentador de combustible se carga de combustible de los RSU en la parte superior de la superficie. Asimismo, este se puede usar para alimentar aditivos en la superficie, como arena nueva y piedra caliza (Moya, Aldás, López, et al., 2017).

La descarga de sólidos se encarga de extraer material sólido de debajo de la superficie. El material se extrae constantemente desde el fondo y se clasifica para recuperar la arena. Las partículas más pequeñas se devuelven a la superficie con los artículos más grandes, incluidos vidrio, cerámica y metales rechazados como cenizas de fondo (Moya, Aldás, López, et al., 2017).

1.4.3. Pirólisis

El pirólisis es una operación térmica que se realiza con la inexistencia de oxígeno. Este puede recuperar hasta el 80% de la energía de la fracción carbonosa de los RSU (Ouda

et al., 2016). Existen tres tipos diferentes de reacciones de pirólisis según el calor, la rapidez de calentamiento, tamaño de la partícula y tiempo de residencia. Estas reacciones son pirólisis lenta, rápida y flash (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018). En este sentido, los parámetros operativos para las tres reacciones de pirólisis son diferentes. Estos son, temperatura 500–950; 850–1250; 1050–1300 °C; tiempo de residencia 450 a 550 s; 0,5 a 10 s; < 0,5 s; tamaño de partícula 5 a 50 mm; < 1 mm; < 0,2 mm; y velocidad de calentamiento 0,1 a 1; 10 a 200; 200 a 1000 °C/s; respectivamente (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018).

La tecnología más utilizada para la reacción de pirólisis son los reactores de lecho fluidizado (Shahnazari et al., 2020). Esta tecnología convierte las fracciones carbonosas de los RSU en combustibles gaseosos, líquidos y sólidos. El rendimiento de cada tipo de combustible es diferente para las tres reacciones de pirólisis (lenta, rápida y flash), debido a los diferentes parámetros operativos. La participación porcentual de la producción de combustibles líquidos, sólidos y gaseosos para la pirólisis lenta es del 30, 35, 35%; para pirólisis rápida es 50, 20, 30%; y para la pirólisis flash es 75, 12, 13%, respectivamente (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018).

1.4.4. Gasificación

Este es un proceso de pirólisis modificado en el que la reacción ocurre en presencia de una cantidad limitada de oxígeno o vapor (Shahnazari et al., 2020). En otras palabras, es una combustión indirecta, ya que durante el proceso de gasificación ocurre una reacción exotérmica y se produce energía térmica como resultado de la reacción del carbono y el oxígeno (Ouda et al., 2016) (Tozlu et al., 2016). Todo el procedimiento se ejecuta a una temperatura muy alta de alrededor de 800 °C y el rendimiento de los productos de gasificación es muy alto (hasta el 85%). Sin embargo, varios parámetros están involucrados en la determinación de la eficiencia de la gasificación, entre los que se encuentran, la temperatura, el volumen de las partículas, el porcentaje de humedad y el agente gasificado (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018).

La temperatura en el gasificador debe estar entre 500 y 1000 °C, las partículas de materia prima deben ser muy pequeñas y de tamaño uniforme, mientras que, el contenido de humedad debe ser inferior al 15. En este sentido, existe ocho tipos de reactores diferentes disponibles que pueden usarse para reacciones de gasificación, estos son, el horno rotatorio, el reactor de lecho fijo de tiro ascendente, el reactor de lecho fijo de tiro descendente, el reactor de lecho fluidizado burbujeante, el reactor de lecho de flujo arrastrado, el reactor de plasma, el eje vertical y el horno de parrilla móvil (Arena, 2012).

Productos resultantes: los reactores convierten los plásticos y las fracciones orgánicas, producto de los RSU, en gas de síntesis o gas de síntesis limpio. Los principales

componentes del gas de síntesis son el monóxido de carbono (CO) y el hidrógeno (H₂), junto con el CO y el H₂, también se encuentran cantidades más pequeñas de dióxido de carbono (CO₂), vapor de agua (H₂O), nitrógeno (N₂) y metano (CH₄) (Lombardi et al., 2012) (Ouda et al., 2016) (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018). El gas de síntesis limpio, producido en el proceso de gasificación, se puede usar directamente en una turbina de gas para producir calor y energía combinados (CHP) o se puede usar como combustibles valiosos para el transporte. Asimismo, este se puede utilizar como materia prima secundaria en fertilizantes e industrias químicas (Ouda et al., 2016) (Moya, Aldás, Jaramillo, et al., 2017) (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018).

1.4.5. Tecnologías bioquímicas

La conversión bioquímica de los RSU en energía involucra agentes biológicos o microorganismos como la levadura, para convertir la fracción orgánica de los residuos en biocombustibles gaseosos o líquidos. La digestión anaeróbica y la fermentación son las tecnologías WTE que siguen la ruta de conversión bioquímica (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018).

1.4.6. Digestión anaerobia

Este es un proceso que descompone la fracción orgánica de los RSU con la ayuda de microorganismos en ausencia de oxígeno libre. Los microbios involucrados en diferentes etapas (acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) del proceso de digestión anaeróbica son muy sensibles al nivel de pH y necesitan condiciones específicas para crecer y aumentar el rendimiento de los productos finales. Por lo tanto, este proceso tiene lugar en reactores especiales que operan en condiciones específicas que incluyen temperatura y nivel de pH bien mantenidos (Weedermann et al., 2013) (Chiu et al., 2016) (Bajpai, 2017)

En contraste con lo anterior, el nivel de pH debe mantenerse entre 6,7 y 7 según los microbios utilizados en la etapa correspondiente del proceso, mientras que hay tres rangos diferentes de temperatura, <25 °C (psicrofílica), 35–48 °C (mesófila), y >50°C (termofílicos). En este sentido, se prefieren las condiciones mesófilas o termófilas ya que estas condiciones son económicamente viables (Mutz, Hengevoss, et al., 2017) (Weedermann et al., 2013).

El proceso de digestión anaerobia requiere que la materia prima orgánica se mezcla bien y se debe mantener en el digestor durante 5 a 10 días y, durante este tiempo, el proceso de digestión anaeróbica tiene lugar en cuatro fases diferentes, hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. También se incluye una fase adicional denominada reducción de azufre. Esta se introduce para reducir el contenido de azufre en el producto final con fines

de control de calidad. Sin embargo, este paso también reduce el rendimiento final del producto final (Tan et al., 2015) (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018).

Productos resultantes: Existen diferentes tipos de reactores para los diferentes tipos de materia prima. En este sentido, para los desechos de alimentos, se prefieren los reactores de tanque de agitación continua, mientras que, para otros tipos de desechos orgánicos se utilizan reactores de flujo pistón y por lotes (Mutz, Hengevoss, et al., 2017). Asimismo, existen tres productos finales diferentes generados a partir del proceso de digestión anaeróbica, donde, el principal producto es el biogás, que contiene entre un 50 % y un 80 % de metano (CH₄), entre un 20 % y un 50 % de dióxido de carbono (CO₂) y pequeñas trazas de sulfuro y amoníaco. Los otros dos productos que se generan junto con el biogás son la fibra y el digestato líquido (Mutz, Hengevoss, et al., 2017) (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018) (Chiu et al., 2016).

Por otro lado, el biogás producido en el proceso de digestión anaeróbica se puede utilizar para reemplazar el gas natural en la cogeneración. Sin embargo, la eficiencia de la producción de calor y energía a partir del biogás es de alrededor de 5,5 a 7,5 kWh/m³, que es menor en comparación con el gas natural. Esto se debe a que el valor calórico del biogás es aproximadamente dos tercios del del gas natural (Mutz, Hengevoss, et al., 2017) (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018). El digestato líquido y la fibra, producidos en el proceso de digestión anaeróbica, pueden utilizarse como materia prima secundaria en la industria de fertilizantes (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018).

La digestión anaeróbica se percibía como un proceso de dos fases que involucraba la acción secuencial de microbios formadores de ácido que convierten compuestos orgánicos complejos en ácidos orgánicos simples, y arqueas formadoras de metano que transforman ácidos simples en metano. Ahora, ha surgido como un complejo proceso de fermentación que tiene lugar por la asociación simbiótica de diferentes tipos de bacterias (bacterias hidrolíticas, acidogénicas, acetogénicas y azufradas) y arqueas (metanógeno). Los productos generados por un grupo de bacterias sirven como sustratos para el siguiente grupo (Zupančič et al., 2022). La digestión anaeróbica ocurre en las siguientes fases:

- **Hidrólisis:** es el primer paso en el proceso de digestión, implica la conversión de compuestos orgánicos complejos en moléculas simples (ácidos grasos, aminoácidos y azúcares) debido a las enzimas secretadas por las bacterias de fermentación (Zupančič et al., 2022).
- **Acidogénesis:** es la segunda fase y consiste en la fermentación de los productos de la hidrólisis para formar ácidos grasos volátiles de tres, cuatro y cinco carbonos (ácido valérico, propiónico, butírico, láctico) (Zainal et al., 2022).

- **Acetogénesis:** la tercera fase implica una mayor conversión de productos de la acidogénesis con la ayuda de microbios formadores de ácido (bacterias acetogénicas) en ácidos orgánicos simples (ácido acético), O_2 y CO_2 .
- **Metanogénesis:** esta fase produce metano con la ayuda de arqueas metanógenas. Los metanógenos son de dos tipos: metanógenos acetotróficos que descomponen las moléculas de ácido acético en CO_2 y CH_4 (metanogénesis acetoclástica) y metanógenos hidrogenotróficos que reducen el CO_2 utilizando H_2 como donante de electrones para formar CH_4 (metanogénesis hidrogenotrófica) (Zainal et al., 2022).
- **Reducción de azufre:** las bacterias reductoras de azufre utilizan sulfato y sulfito como aceptores de electrones en el metabolismo del compuesto orgánico para producir H_2S y CO_2 como productos finales. En este sentido, el H_2S producido puede ser tanto corrosivo como tóxico. Las bacterias reductoras de azufre y las arqueas de metano usan el mismo compuesto orgánico y, por lo tanto, compiten por él, lo que da como resultado la reducción del rendimiento de metano por unidad de sustrato eliminado (Zainal et al., 2022).

El proceso de digestión anaeróbica genera tres tipos de productos que incluyen biogás, fibra y digestato líquido. El biogás producido se compone de 20 a 40 % de dióxido de carbono (CO_2) y de 60 a 80 % de metano (CH_4) junto con trazas de amoníaco y sulfuro. El biogás se puede utilizar para producir calor y electricidad por medio de microturbinas, motores de combustión, plantas combinadas de calor y electricidad. Además, la fibra y el digestato líquido pueden mejorar el suelo sirviendo como fertilizantes (Zainal et al., 2022).

1.4.7. Fermentación

Este proceso utiliza microbios para la descomposición de materiales orgánicos en un ambiente libre de oxígeno (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018). En contraste, es un proceso metabólico que se lleva a cabo en condiciones no esterilizadas mediante el uso de levaduras o bacterias para convertir el azúcar en alcohol (Kumar & Samadder, 2017). El proceso de fermentación incluye casi todas las fases similares a la digestión anaeróbica, excepto la etapa de metanogénesis. Por lo tanto, el producto final de la fermentación es biocombustible líquido en lugar de biogás. El proceso de fermentación finaliza en la acetogénesis, donde se forma alcohol diluido que se separa del digestato de fermentación realizando un paso adicional conocido como destilación (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018).

Existen dos formas diferentes de realizar el proceso de fermentación, el proceso continuo o por lotes. En el proceso continuo, la fermentación se lleva a cabo manteniendo un equilibrio entre la carga de materia prima y la tasa de descarga, lo que significa que se carga

en el reactor la misma cantidad de materia prima que la cantidad descargada. Por lo tanto, la inversión inicial y los costos de capital y operación para el proceso de fermentación continua son relativamente más bajos en comparación con el proceso por lotes porque necesita volúmenes de reactor más pequeños para usar mayores cantidades de materia prima (Abreu-Cavalheiro & Monteiro, 2013).

Por otro lado, el proceso por lotes produce una mayor cantidad de producto final en comparación con el proceso continuo. Además, el período de recuperación también es más corto para un reactor de fermentación por lotes (normalmente 1 año) en comparación con la fermentación continua (Lopes et al., 2016). El principal resultado del proceso de fermentación es el etanol, asimismo, después de ejecutar el proceso de destilación mediante el uso de tecnología avanzada, como un tamiz molecular, se puede obtener un biocombustible (etanol) de grado combustible con una pureza del 99,99 % (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018) (Farooq et al., 2020).

Además del etanol, el CO₂, los granos secos destilados (DDG) y las vinazas (aguas residuales) también se obtienen como subproductos del proceso de fermentación (Sorapipatana & Yoosin, 2011). El etanol producido por el proceso de fermentación se puede utilizar para reemplazar la gasolina como combustible de transporte. El CO₂ producido durante el proceso de fermentación se puede licuar y vender como hielo seco a confiterías o industrias de alimentos procesados para generar ingresos adicionales (Farooq et al., 2020). Los DDG se pueden usar como materia prima en la industria de alimentos para ganado, mientras que las vinazas se pueden procesar en una planta de digestión anaeróbica para producir biogás (Sorapipatana & Yoosin, 2011).

La fermentación de la materia prima es similar a la digestión anaeróbica, pero la fase final de la metanogénesis en el proceso de digestión anaeróbica no se incluye en la fermentación, debido a que, el producto final formado es etanol (forma de alcohol) en lugar de metano (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018). Por lo tanto, este proceso termina en la fase de acetogénesis dando el producto final de etanol (Tropea, 2022). Posteriormente, se realiza el paso de destilación al final para obtener etanol grado biocombustible (Farooq et al., 2020). En el proceso de fermentación, la producción de etanol implica tres pasos principales:

Hidrólisis: la primera fase implica la conversión de compuestos orgánicos complejos en moléculas simples (ácidos grasos, aminoácidos y azúcares) debido a las enzimas secretadas por bacterias de fermentación (Gautam et al., 2022).

Acidogénesis: la segunda fase consiste en la fermentación de los productos de la hidrólisis para formar ácidos grasos volátiles de tres, cuatro y cinco carbonos (propiónico, butírico, lactato y alcoholes) (Gautam et al., 2022).

Acetogénesis: en esta fase, la conversión adicional de productos de la acidogénesis con la ayuda de microbios formadores de ácido (bacterias acetogénicas) en ácidos orgánicos simples (ácido acético), H_2 y CO_2 (Gautam et al., 2022).

Después del último paso de la fermentación, el etanol diluido producido se destila más para obtener etanol de grado biocombustible (alcohol etílico) (Okedu et al., 2022). Por otro lado, la fermentación prefiere residuos con alto contenido de humedad y alto porcentaje de materia orgánica biodegradable (Okedu et al., 2022). El tipo de residuos que pueden actuar como materia prima para el proceso de fermentación incluye madera, residuos agrícolas, pastos y fracciones orgánicas de RSU (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018).

Antes de introducirse en el sistema de fermentación anaeróbica, es esencial un preprocesamiento de la materia prima. Este consiste en la clasificación, trituración y determinación del contenido de humedad. En este sentido, la clasificación elimina todos los materiales inorgánicos como metales, plásticos, rocas, inertes y vidrio. La trituración tiene como objetivo uniformar el tamaño de la materia prima en el rango de 10, 20 a 30 mm. Posteriormente, el proceso determina si la materia prima tiene el contenido de humedad deseado (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018). En la Tabla 1 se presenta un resumen de los requisitos del proceso de fermentación, los productos y las condiciones de operación.

Tabla 1 Resumen de la tecnología de fermentación

Método	Bioquímica
Principio de proceso	Conversión microbiana en ausencia de oxígeno
Requisitos de materia prima	Residuos biodegradables con fluido
Método de preprocesamiento de la materia prima	Clasificación, trituración y adición de agua
Contenido de humedad permitido de la materia prima	40 - 60%
Tiempo de residencia	2 -7 días
Temperatura (°C)	35 - 40 °C
Productos	Etanol y etanol de grado de biocombustible
Cuestiones medioambientales	Producción de CO_2
Costo (Capital & O&M)	Medio – Alto
Combustible para el transporte	Combustible para el transporte
Potencial futuro	Alto

Fuente: (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018)

1.4.8. Tecnologías fisicoquímicas

La transesterificación es la tecnología WTE más famosa que sigue la ruta de conversión fisicoquímica y convierte los desechos de alimentos, aceites de cocina usados (UCO) y grasas animales en combustibles líquidos (Shahnazari et al., 2020). La transesterificación es el proceso que convierte las fracciones grasas de los residuos de alimentos en el flujo de RSU en biodiésel. Las fracciones de grasa incluyen UCO de restaurantes, hogares, y también las partes no comestibles de los animales (sangre, grasa y órganos internos) de los mataderos (Shahzad et al., 2017).

Para realizar el proceso de transesterificación, el UCO se recolecta y luego se somete a cribado y deshidratación para eliminar las impurezas y la humedad. Por otro lado, los residuos de matadero también se procesan en una instalación de reciclaje donde las partes no comestibles del animal se convierten en grasa con un producto más de valor agregado como la harina de carne y huesos. La grasa procesada luego sufre una reacción de transesterificación con alcoholes monoalquílicos, es decir, alcohol etílico o metílico en presencia de un catalizador ácido o básico para producir biodiesel. El hidróxido de potasio (KOH) o el ácido carbónico (H_2CO_3) son los catalizadores comúnmente utilizados en la reacción de transesterificación (Nizami et al., 2016).

La selección de catalizadores depende de la cantidad de ácidos grasos libres (FFA) en la materia prima. Normalmente, el contenido de FFA en la grasa animal extraída es de hasta un 20 %, mientras que, en la UCO es solo del 15 %. El tiempo de reacción para la reacción catalizada por alciano es más rápido (media hora) en comparación con la catalizada por ácido (1–8 h). Sin embargo, el rendimiento del producto final del proceso de transesterificación catalizado por ácido es mayor en comparación con el proceso de transesterificación catalizado por alciano, pero el reactor debe permanecer en un entorno corrosivo durante un período más prolongado, lo que puede resultar en un mayor costo de mantenimiento (Thamsiroj & Murphy, 2010).

La solución al problema anterior es que el proceso de transesterificación se puede realizar en dos pasos para manejar materia prima con mayor contenido de FFA. En el primer paso, se puede aplicar un catalizador ácido a una reacción de esterificación para convertir los FFA en biodiesel. Después de eso, se puede aplicar un catalizador alciano a través de una reacción de transesterificación para convertir los triglicéridos restantes en biodiesel (Toldra-Reig et al., 2020).

El biodiésel se produce como producto final principal del proceso de transesterificación, mientras que, el glicerol es un subproducto. La calidad y cantidad del biodiesel producido depende de la cantidad de ácidos grasos insaturados presentes en la

materia prima. Cuanto mayor sea la cantidad de ácidos grasos insaturados en la materia prima, mayor será la calidad y cantidad del biodiésel producido. Asimismo, en el caso de una mayor concentración de ácidos grasos saturados en la materia prima, tanto la calidad como el rendimiento del biodiésel serán bajos (Shahzad et al., 2017).

El biodiésel producido a partir de UCO y grasa animal puede reemplazar al diésel petroquímico y puede utilizarse como combustible para vehículos. Además, tanto el biodiésel como el glicerol que se produce como subproducto se pueden utilizar para la producción de electricidad, debido a que, sus poderes caloríficos superiores (HHV) son muy altos, entre 40,17 MJ/kg y 19 MJ/kg, respectivamente. La harina de carne y huesos obtenidos del proceso de renderizado se puede utilizar como materia prima en la industria de alimentos para ganado o también se puede quemar para recuperar energía (Shahzad et al., 2017).

1.5. Procesos fisicoquímicos de tecnologías WTE

Las tecnologías WTE implican procesos físico químicos, los cuales se refieren a los compuestos y reacciones químicas procedentes de cada proceso. En consecuencia, se detallan los procesos fisicoquímicos para cada técnica WTE.

1.5.1. Incineración

La combustión de residuos sólidos urbanos al más alto nivel es posible con las tecnologías actuales de combustión y control de emisiones. Los RSU se pueden considerar como un biocombustible que ayudan a conservar las fuentes de energía y proporcionan calor o energía eléctrica con niveles reducidos de emisiones de CO₂, en comparación con las tecnologías convencionales de combustibles fósiles. En este sentido, los recursos potenciales ahorrados a través de los procesos de combustión de energía a partir de residuos se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2 Composición y contenido energético de los RSU

1 tonelada de RSU equivale a	2.5 toneladas de vapor (400°C, 40 bar)
	30 toneladas de agua caliente (180-130°C)
	200 kg de aceite
	500 kWh de electricidad

Fuente: (Amulen et al., 2022)

La combustión de materiales y sustancias orgánicas es el principio básico involucrado en la tecnología de incineración (Moharir et al., 2019). La combustión es la oxidación rápida de sustancias combustibles con liberación de calor, donde, el oxígeno es el único sostén en el proceso de combustión. Asimismo, el carbono y el hidrógeno son las sustancias combustibles más importantes. Estos dos elementos se encuentran en estado libre o

combinado en todos los combustibles, ya sean sólidos, líquidos o gaseosos, además, el azufre es el único elemento que se considera combustible. En la combustión de los RSU, el azufre es un constituyente menor con respecto al poder calorífico, sin embargo, su presencia es preocupante y debe tenerse en cuenta en el diseño del equipo de control de la contaminación del aire. Por último, la única fuente de oxígeno considerada en el proceso de combustión es el oxígeno presente en el aire del medio ambiente. En la Tabla 3 se presentan los elementos y compuestos que participan en el proceso de combustión. El agua se presenta como vapor en el aire atmosférico, en los productos de la combustión, y como líquido o vapor constituyente del combustible de los RSU.

Tabla 3 Elementos y compuestos presentes en el proceso de combustión

Substancia	Símbolo Molecular	Peso molecular	Estado	Densidad (1b/ft³)
Carbón	<i>C</i>	12.0	Sólido	-----
Hidrógeno	<i>H₂</i>	2.0	Gaseoso	0.0053
Sulfuro	<i>S</i>	32.1	Sólido	-----
Monóxido de carbono	<i>CO</i>	28.0	Gaseoso	0.0780
Oxígeno	<i>O₂</i>	32.0	Gaseoso	0.0846
Nitrógeno	<i>N₂</i>	28.0	Gaseoso	0.0744
Nitrógeno atmosférico	<i>N_{2 atm}</i>	28.2	Gaseoso	0.0748
Aire seco		29.0	Gaseoso	0.0766
Dióxido de carbono	<i>CO₂</i>	44.0	Gaseoso	0.1170
Agua	<i>H₂O</i>	18.0	Gas/liquido	0.0476
Dióxido de azufre	<i>SO₂</i>	64.1	Gaseoso	0.1733
Óxido de nitrógeno	<i>NO_x</i>	-----	Gaseoso	-----
Cloruro de hidrogeno	<i>HCl</i>	36.5	Gaseoso	0.1016

Fuente: (DOE, 2019)

Por otro lado, las reacciones químicas de la combustión se muestran en la Tabla 4. Estas reacciones dan como resultado una combustión completa, es decir, los elementos y compuestos que son capaces de reaccionar químicamente con el oxígeno se conectan con todo el oxígeno. En este sentido, la combustión es un proceso más complejo, donde, el calor de la cámara de combustión provoca reacciones intermedias que conducen a la combustión completa. Algunos de los componentes resultantes son contaminantes, los cuales son importantes para efectos de establecer los requisitos de control de la contaminación del aire en los incineradores (Vershina et al., 2022).

Tabla 4 Reacciones químicas del proceso de combustión

Combustible	Reacción
Carbón	$C + O_2 = CO_2$
Hidrogeno	$2H_2 + O_2 = 2H_2O$
Sulfuro	$S + O_2 = SO_2$
Monóxido de carbono	$2CO + O_2 = 2CO_2$
Nitrógeno	$N_2 + O_2 = 2NO$
Nitrógeno	$N_2 + 2O_2 = 2NO_2$
Nitrógeno	$N_2 + 3O_2 = 2NO_3$
Cloro	$4Cl + 2H_2O = 4HCl + O_2$

Fuente: (Tchobanoglous & Kreith, 2022)

El método de combustión es el más adecuado para residuos de alto poder calorífico con un gran componente de papel, plástico, materiales de embalaje, determinados residuos médicos y peligrosos. En este sentido, los incineradores reducen la masa de los residuos originales entre un 80 % y un 85 %. Asimismo, el volumen, que es parcialmente comprimido en los camiones de basura, se reduce entre un 95 % y un 96 %, según la composición y el grado de recuperación de materiales como los metales de las cenizas para su reciclaje (Jouhara et al., 2017).

Por lo general, la incineración implica la quema de basura para hervir agua y convertirla en vapor, que impulsa los generadores para producir electricidad. Este proceso se puede ejecutar a pequeña y gran escala. Además, se considera un método realista para eliminar ciertos desechos orgánicos no metálicos peligrosos y desechos médicos, debido a que, la alta temperatura descompone bacterias y virus, por lo que, este se convierte en el proceso más común en la actividad WTE. Asimismo, este proceso es relativamente estéril, silencioso e inodoro, por lo tanto, los requerimientos de tierra son mínimos (Sahin & Kirim, 2018).

Por otro lado, la incineración también puede implementarse sin recuperación de energía y materiales. Los incineradores que no incluyen una separación de materiales para eliminar los materiales peligrosos, voluminosos o reciclables, antes de la combustión, provocan un gran riesgo para la salud de los trabajadores de la planta y el medio ambiente local. Por lo tanto, la mayoría de estas instalaciones no generan electricidad (Ferronato & Torretta, 2019).

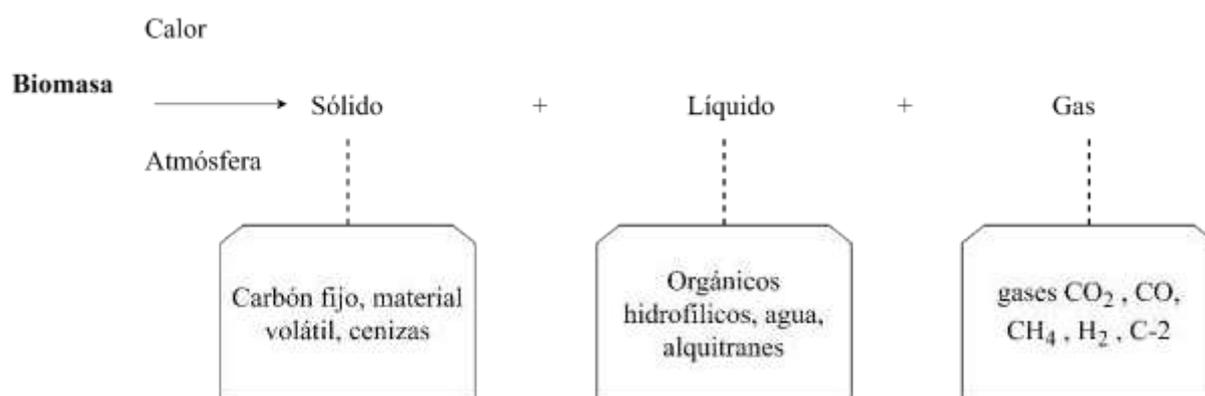
En contraste, la mayor preocupación con la incineración son los efectos adversos para el medio ambiente y la salud pública, debido a, la emisión de partículas finas, metales pesados, óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre, monóxido de carbono y gases ácidos, además de dioxinas y furanos (Tabla 6) (Cole-Hunter et al., 2020). No obstante, los

incineradores modernos están equipados con aparatos de control de contaminación que incluyen, en la mayoría de los casos, limpiadores de gases de combustión en forma de lavadores de gases ácidos, junto con precipitadores electrostáticos o filtros de manga. Asimismo, los gases ácidos, SO_x y NO_x se eliminan en los sistemas de limpieza de gases de combustión, que consisten en lavadores húmedos o secos, o el uso de lavadores de cal en las chimeneas (Cole-Hunter et al., 2020). El mineral de piedra caliza utilizado en estos depuradores tiene un pH de alrededor de 8, lo que indica que es una base. Al pasar el humo a través de los lavadores de cal, los ácidos que pueda haber en el humo se neutralizan, evitando que el ácido llegue a la atmósfera y afecte negativamente al medio ambiente. Es más probable que los metales pesados se eliminen en filtros posteriores al lavado o mediante la inyección de sulfato de sodio en un precipitador electrostático. Este tipo de equipo de control de la contaminación también puede eliminar dioxinas y furanos. La otra preocupación importante es la gestión de las cenizas volantes tóxicas y las cenizas de fondo de los incineradores (Ferronato & Torretta, 2019).

1.5.2. Pirólisis

La pirólisis convierte los materiales carbonosos en gas de síntesis (mezcla de *CO*, *H₂*, *CO₂* y *CH₄*), mezcla de sólidos y líquidos (Figura 7), por descomposición termoquímica en ausencia de oxígeno u otro reactivo (Zhang et al., 2022). La composición de los productos finales pirolíticos depende de la velocidad de calentamiento, la temperatura de pirólisis, el tamaño de las partículas de desecho y el tiempo de residencia del vapor, por lo tanto, la composición de los productos puede modificarse (Janipella et al., 2019). La temperatura relativamente más baja del proceso de pirólisis da como resultado la producción de productos líquidos (aceites pirolíticos), mientras que, la temperatura más alta da como resultado la formación de gas de síntesis (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018).

Figura 7 Producto de pirólisis a partir de biomasa



Fuente: (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018)

La pirólisis posee tres tipos de reacción según la temperatura, la velocidad de calentamiento y el tiempo de residencia de la materia prima, los cuales se denominan pirólisis lenta, instantánea y rápida (Tabla 5). La pirólisis lenta (pirólisis convencional) implica bajas velocidades de calentamiento de la materia prima (0,1 a 2 °C/s), tiempo de residencia sólido de 450 a 550 segundos y baja temperatura (alrededor de 550 °C), de la cual se obtienen productos como carbón vegetal y alquitrán. La pirólisis rápida opera a temperatura moderada (586 – 977 °C), velocidades de calentamiento superiores a 2 °C/seg y 0,5 – 10 s de tiempo de residencia, de esta se obtienen productos clave como alquitrán y bio aceite. Por último, la pirólisis instantánea (termólisis) involucra temperaturas de 777 a 1027 °C, altas tasas de calentamiento de 200 a 105 °C/seg y un tiempo de residencia sólido muy corto, de esta se obtienen productos de calidad, como gases ricos en etileno, que pueden usarse para la producción de alcoholes/gasolina (Badgett & Milbrandt, 2020).

Tabla 5 Parámetros operativos típicos y productos de tres reacciones de pirólisis

Proceso de pirólisis	Tiempo de residencia sólido (s)	Velocidad de calentamiento (°C/s)	Tamaño de partícula (mm)	Temperatura (°C)	Rendimiento del producto (%)		
					Aceite	Carbón	Gas
Lenta	450 - 550	0.1 - 2	5 - 50	277 - 677	30	35	32
Rápida	0.5 - 10	> 2	< 1	586 - 977	50	20	30
Instantánea	< 0.5	200 - 10 ⁵	< 0.2	777 - 1027	75	12	13

Fuente: (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018)

En contraste, la pirólisis rápida es la técnica más común para aplicaciones prácticas debido a la naturaleza de sus productos, pues, estos son más cercanos a los combustibles fósiles utilizados actualmente (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018). El gas de síntesis útil producido por la pirólisis de los desechos se puede quemar para obtener energía térmica,

además, este se puede usar para crear vapor valioso encaminado a la producción de electricidad (Abomohra et al., 2022). Tanto los aceites pirolíticos como el gas de síntesis se pueden utilizar en plantas de calor/energía para generar electricidad y/o calor (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018).

El tipo de residuos que actúan como materia prima para la pirólisis pueden incluir los RSU, rechazo de combustible derivados, carbón, neumáticos, aguas residuales, biomasa, cloruro y polivinilo (Mutz, Hengevoss, et al., 2017).

El proceso de pirólisis requiere una materia prima consistente, donde las partículas de alimentación durante un largo período de tiempo tienen más o menos el mismo contenido de humedad, tamaño y composición (Tchobanoglous & Kreith, 2022). Antes de alimentar al sistema de pirólisis, se debe realizar un procesamiento previo de la materia prima, el cual consta de línea de clasificación, trituradora y secadora. La línea de clasificación tiene como objetivo eliminar todos los materiales inorgánicos como metal, vidrio, contaminantes e inertes (Kaza et al., 2018), mientras que, el resto de los componentes de desecho se envían a la trituradora.

Tabla 6 Resumen de la tecnología pirólisis

Método	Termoquímico
Principio de proceso	Degradación térmica en ausencia de oxígeno
Tipo de reacción	Endotérmico
Capacidad típica de tratamiento de residuos	10 – 100 toneladas/día
Requisitos de materia prima	RSU mixto seco sin materiales inorgánicos
Método de preprocesamiento de la materia prima	Trituración y secado
Contenido de humedad permitido de la materia prima	Por debajo del 20%
Temperatura (°C)	277 – 1027 °C
Tiempo de residencia	<ul style="list-style-type: none"> • Pirólisis lenta: Horas – Semanas • Pirólisis rápida: 10 – 20 seg • Pirólisis instantánea: 1 segundo
Productos	Gas de síntesis, aceites oxigenados y carbón
NCV (poder calorífico neto) de Syngas	10 – 20 MJ/Nm ³
Cuestiones medioambientales	<ul style="list-style-type: none"> • Emisión de compuestos inorgánicos • Ceniza mineral inerte • Gases tóxicos

	<ul style="list-style-type: none"> • Carbono no reformado
Costo (Capital & O&M)	Alto
Efficiency (%)	0.7
Aplicaciones del producto	<ul style="list-style-type: none"> • Generación de calor y electricidad • Combustibles para motores • Generación de gas de síntesis
Potencial futuro	Alto potencial

Fuente: (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018)

En esta, los desechos se trituran hasta formar partículas uniformes y pequeñas de hasta 50 mm de diámetro para que los residuos sean consistentes (Kaza et al., 2018). Posteriormente, la materia prima se envía a la secadora para reducir el contenido de humedad al 20 %, lo que también se puede hacer mediante la eliminación de los residuos de alimentos (Kaza et al., 2018). En este sentido, este procesamiento previo es necesario para aumentar la generación de energía. En la Tabla 6 se presenta un resumen de los requisitos del proceso de pirólisis, los productos y las condiciones de operación.

1.5.3. Gasificación

La gasificación es una forma termoquímica de transferir material orgánico (biomasa o RSU) a otras formas de energía a través de una reacción química en lugar de la incineración. Esta tecnología convierte materiales líquidos y sólidos en gas de síntesis limpio y útil (Narnaware et al., 2017). Las principales reacciones químicas, que suceden en esta tecnología, se presentan en la Tabla 7. En este sentido, la conversión combina una pequeña cantidad de oxígeno/aire o vapor (no suficiente para quemar) con materiales a base de carbono (materia prima). Tal combinación descompone los materiales orgánicos en moléculas más simples que forman el gas de síntesis. Todo el proceso ocurre a alta temperatura (aproximadamente 800 °C) para generar productos gaseosos, de alto rendimiento hasta el 85 %, que pueden usarse directamente (Noya et al., 2018) (Qazi, Abushammala, & Azam, 2018).

En contraste, la eficiencia y el rendimiento de la gasificación se ven afectados por varios parámetros, como la temperatura de reacción, la velocidad, el método de calentamiento, las partículas de materia prima, el contenido de humedad y el agente de gasificación. En este sentido, la composición química, el poder calorífico y la producción de gas del producto dependen principalmente de la temperatura y el agente de gasificación (Tezer et al., 2022). El gas de síntesis producido se compone de una mezcla de CO , H_2 y

cantidades más pequeñas de CO_2 , H_2O , N_2 y CH_4 . Asimismo, el gas de síntesis limpio y útil producido por la gasificación de desechos se puede utilizar para obtener energía y combustibles valiosos para el transporte, fertilizantes, productos químicos y electricidad (Tezer et al., 2022).

El tipo de materia prima para los gasificadores en el proceso de gasificación incluyen RSU, restos de combustible derivado, carbón, licor negro, flujos de residuos orgánicos, llantas, PVC, biomasa, residuos de refinería y Residuos Triturados Automotrices (ASR) (Sikarwar et al., 2022).

Tabla 7 Principales reacciones químicas de la gasificación

Nombre de la reacción	Reacción química	Entalpía de reacción ΔH^1
Oxidación parcial	$C_nH_m + n/2 O_2 \leftrightarrow m/2 H_2 + nCO$	Exotérmico
Reformado a vapor	$C_nH_m + nH_2O \leftrightarrow (n + m/2)H_2 + nCO$	Endotérmico
Reformado en seco	$C_nH_m + nCO_2 \leftrightarrow m/2 H_2 + 2nCO$	Endotérmico
Oxidación del carbono	$C + O_2 \leftrightarrow CO_2$	$-393.65 \text{ kJ mol}^{-1}$
Oxidación parcial del carbono	$C + 1/2 O_2 \leftrightarrow CO$	$-110.56 \text{ kJ mol}^{-1}$
Reacción agua - gas	$C + H_2O \leftrightarrow CO + H_2$	$+131.2 \text{ kJ mol}^{-1}$
Reacción de Boudouard	$C + H_2O \leftrightarrow 2CO$	$+172.52 \text{ kJ mol}^{-1}$
Hidro gasificación	$C + 2H_2 \leftrightarrow CH_4$	$-74.87 \text{ kJ mol}^{-1}$
Oxidación de monóxido de carbono	$CO + 1/2 O_2 \leftrightarrow CO_2$	$-283.01 \text{ kJ mol}^{-1}$
Oxidación del hidrógeno	$H_2 + 1/2 O_2 \leftrightarrow H_2O$	$-241.09 \text{ kJ mol}^{-1}$
Reacción de cambio agua - gas	$CO + H_2O \leftrightarrow CO_2 + H_2$	$-41.18 \text{ kJ mol}^{-1}$
Metanización	$CO + 3H_2 \leftrightarrow CH_4 + H_2O$	$-206.23 \text{ kJ mol}^{-1}$

Fuente: (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018)

En contraste, se requiere un procesamiento previo de la materia prima antes de ingresar al gasificador, para eliminar todos los materiales inorgánicos, como metal, vidrio, contaminantes e inertes, que no se pueden gasificar (Sikarwar et al., 2022). Además, los desechos deben ser consistentes y tener un tamaño de partícula uniforme, por lo que, deben triturarse en partículas muy pequeñas. El contenido de humedad de la materia prima debe mantenerse por debajo del 15 %, lo que puede lograrse eliminando los desechos de alimentos o secando la materia prima. En la Tabla 8 se presenta un resumen de los requisitos del proceso de gasificación, los productos y las condiciones de operación.

Tabla 8 Resumen de la tecnología de gasificación

Método	Termoquímico
Principio de proceso	Conversión por oxidación parcial
Tipo de reacción	Endotérmica/Exotérmica
Capacidad típica de tratamiento de residuos	250 – 500 toneladas/día
Requisitos de materia prima	RSU mixto seco sin materiales inorgánicos
Método de preprocesamiento de la materia prima	Trituración y secado
Contenido de humedad permitido de la materia prima	Por debajo del 15%
Temperatura (°C)	500 - 1300°C
Tiempo de residencia	10 - 20 segundos
Productos	gas
NCV (poder calorífico neto) de Syngas	4 – 10 MJ/Nm ³ (mediante aire) 10 – 15 MJ/Nm ³ (mediante el uso de oxígeno)
Cuestiones medioambientales	Emisión de compuestos orgánicos Generación de Char Gases tóxicos
Costo (Capital & O&M)	Alto
Efficiency (%)	70 - 80 %
Aplicaciones del producto	Combustible para el transporte Aplicación de energía y calor Abonos Productos químicos
Potencial futuro	Alto potencial

Fuente: (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018)

1.5.4. Digestión anaerobia

La digestión anaeróbica degrada la materia orgánica presente en las corrientes de desechos en ausencia de oxígeno. El proceso de digestión se vuelve muy exitoso si hay una alta carga orgánica en los desechos (Ipiales et al., 2022). El tipo de residuos orgánicos que pueden actuar como materia prima para el proceso de digestión anaeróbica incluye: fracción Orgánica de RSU; residuos de jardín no leñosos y residuos forestales; lodos de aguas residuales; residuos agrícolas; estiércol y purines animales; matadero y residuos avícolas; biomasa de algas.

Antes de introducirse en el sistema de digestión anaeróbica, se debe realizar un preprocesamiento de la materia prima. Este consiste en clasificar, triturar y diluir los residuos.

La clasificación tiene como objetivo eliminar todos los materiales inorgánicos, como metales, plásticos, rocas, inertes y vidrio. Luego, el resto de los desechos se envía a la trituradora, donde se tritura en partículas muy pequeñas para que los desechos sean consistentes y tengan un tamaño de partícula uniforme (Akhiar et al., 2020). En la Tabla 9 se presenta un resumen de los requisitos del proceso de digestión anaeróbica, los productos y las condiciones de operación.

Tabla 9 Resumen de la tecnología de digestión anaeróbica

Método	Bioquímica
Principio de proceso	Conversión microbiana en ausencia de oxígeno
Requisitos de materia prima	Residuos biodegradables con fluido rico
Método de preprocesamiento de la materia prima	Clasificación, trituración y adición de agua
Contenido de humedad permitido de la materia prima	50 - 60%
Tiempo de residencia	10 -20 días
Temperatura (°C)	35 - 70 °C
Productos	Metano (CH ₄) y fertilizantes
Cuestiones medioambientales	Probabilidad de liberar olores
Costo (Capital & O&M)	Medio – Alto
Eficiencia (%)	50 - 70%
Aplicaciones del producto	Generación de calor y electricidad Combustible para el transporte Generación de gas de síntesis Abonos
Potencial futuro	Alto

Fuente: (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018)

1.5.5. Proceso de digestión anaeróbica

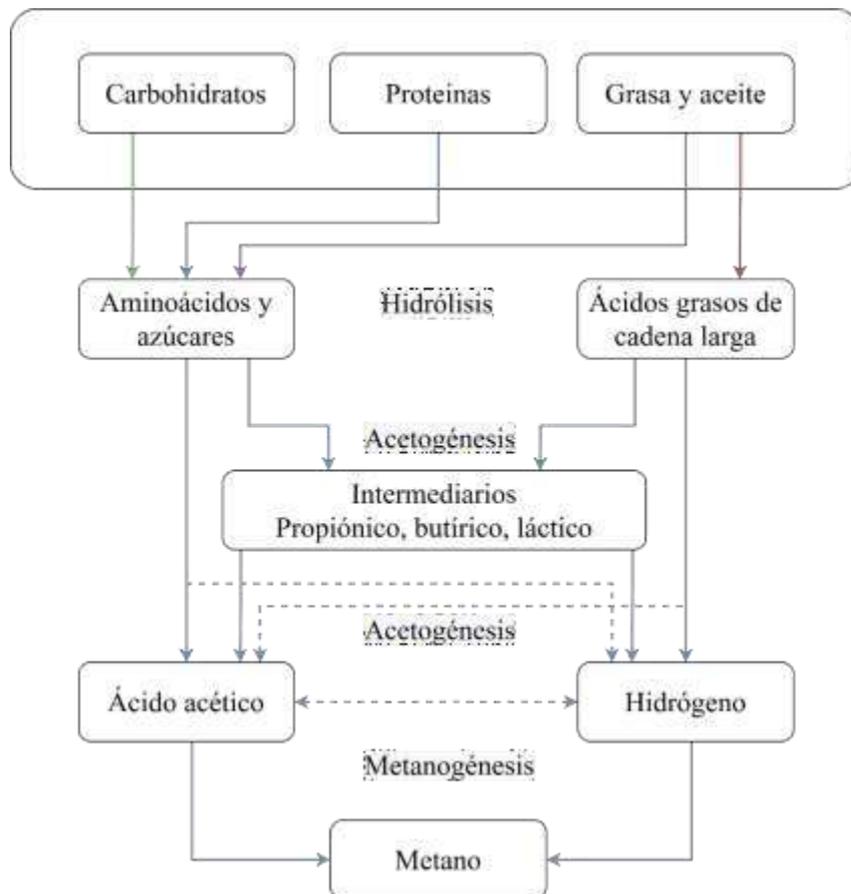
En el proceso de digestión anaeróbica, un conjunto de microorganismos descompone la materia orgánica en ausencia de oxígeno y da lugar a la formación de digestato y biogás, que consisten principalmente en metano y dióxido de carbono. Este digestato, que es el sustrato descompuesto resultante de la producción de biogás, se puede utilizar como biofertilizante. En la Figura 8 se muestra la vía anaeróbica.

La digestión anaeróbica es un proceso de fermentación complejo provocado por la asociación simbiótica de diferentes tipos de bacterias. Los productos producidos por un grupo de bacterias sirven como sustratos para el siguiente grupo. Las principales secuencias de reacción se pueden clasificar en cuatro grupos principales, que incluyen, Hidrólisis, fermentación, Acetogénesis - deshidrogenación y Metanogénesis.

En la primera etapa, el paso de hidrólisis/licuefacción/solubilización, las bacterias acidogénicas descomponen o despolimerizan polímeros orgánicos grandes como almidones, celulosa, proteínas y grasas, en azúcares, como aminoácidos, glicerol y ácidos grasos de cadena larga, mediante exoenzimas hidrolíticas excretados por microorganismos fermentadores. La reacción de la hidrólisis se presenta en la Tabla 10.

Los microorganismos fermentativos consisten en anaerobios tanto facultativos como estrictos. En el paso de hidrólisis enzimática, los compuestos orgánicos insolubles en agua pueden solubilizarse utilizando agua para romper los enlaces químicos, y las células bacterianas utilizan los compuestos solubles simples resultantes. Si bien algunos productos de la hidrólisis, como el hidrógeno y el acetato, pueden ser utilizados por los metanógenos en el proceso de digestión anaeróbica, la mayoría de las moléculas, que aún son relativamente grandes, deben convertirse en moléculas pequeñas, como el ácido acético, para que puedan ser utilizadas para producir metano. La hidrólisis es un paso relativamente lento y puede limitar la velocidad del proceso general de digestión anaeróbica, en especial cuando se utilizan desechos sólidos como sustrato.

Figura 8 Proceso de digestión anaeróbica



Fuente: (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018)

Tabla 10 Pasos implicados en la oxidación anaeróbica de residuos complejos

Hidrolisis
$C_6H_{10}O_4 + 2H_2O \rightarrow C_6H_{12}O_6 + H_2$
Acidogénesis
$C_6H_{12}O_6 + 2CH_3CH_2OH + 2CO_2$
$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \leftrightarrow 2CH_3CH_2COOH + 2H_2O$
$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CH_3COOH$
Acetogénesis
$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O$
$\leftrightarrow CH_3COO^- + H^+ + HCO_3^- + 3H_2$
$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \leftrightarrow 2CH_3COOH + 2CO_3 + 4H_2$
$CH_3CH_2OH + 2H_2O \leftrightarrow CH_3COO^- + 3H_2 + H^+$
Metanogénesis
$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$
$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$
$2CH_3CH_2OH + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2CH_3COOH$

Fuente: (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018)

A la hidrólisis le sigue inmediatamente el paso de formación de ácido, es decir, la acidogénesis. En este paso, las bacterias formadoras de ácido convierten los compuestos orgánicos en ácidos orgánicos superiores, como el ácido propiónico y el ácido butírico, y en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono. Los ácidos orgánicos superiores son posteriormente transferidos a ácido acético e hidrógeno por bacterias acetogénicas. No siempre es posible establecer una distinción clara entre reacciones acetogénicas y acidogénicas. El acetato y el hidrógeno se producen durante la acidificación y las reacciones acetogénicas, en consecuencia, ambos son sustratos de bacterias metanogénicas. Las bacterias acidogénicas y acetogénicas pertenecen a un grupo grande y diverso que incluye anaerobios tanto facultativos como obligados. Los organismos facultativos son capaces de vivir en ambientes aeróbicos y anaeróbicos, además, estas son especies obligadas, para las cuales el oxígeno es tóxico. Las especies aisladas de digestores anaeróbicos incluyen Clostridium, Peptococcus, Bifidobacterium, Desulfovibrio, Corynebacterium, Lactobacillus, Actinomyces, Staphylococcus, Streptococcus, Micrococcus, Bacillus, Pseudomonas,

Selemonas, Veillonella, Sarcina, Desulfobacter, Desulfomonas y Escherichia coli. Las características de las aguas residuales determinan qué bacterias predominan.

El gas hidrógeno formado en el paso de la acetogénesis puede considerarse un producto de desecho de la acetogénesis porque inhibe el metabolismo de las bacterias acetogénicas, sin embargo, puede ser consumido por bacterias productoras de metano que funcionan como bacterias secuestradoras de hidrógeno y se pueden convertir en metano.

En la reacción final, las bacterias metanogénicas producen metano. Estas bacterias son capaces de metabolizar ácido fórmico, ácido acético, metanol, monóxido de carbono y dióxido de carbono e hidrógeno a metano. Las bacterias metanogénicas son cruciales para el proceso de digestión anaeróbica, ya que crecen lentamente y son extremadamente sensibles a los cambios en el medio ambiente, además, estas solo pueden asimilar una pequeña variedad de sustratos relativamente simples. Algunas de las especies notables son *Methanobacterium formicicum*, *M. bryantic* y *M. thermoautotrophicum*; *Methanobrevibacter ruminantium*, *M. arboriphilus* y *M. smithii*; *Methanococcus vannielli* y *M. voltae*; *Metanomicrobium móvil*; *Methanogenium cariaci* y *M. marinsnigri*, *Methanospirillum hungatei* y *Methanosarcina barkei*).

Dos tercios del metano producido durante la conversión microbiana anaeróbica se deriva del resto metilo del acetato, y aproximadamente un tercio se deriva de la reducción de dióxido de carbono. El paso metanogénico es el punto en el que la carga de contaminación orgánica, en términos de demanda química de oxígeno o demanda bioquímica de oxígeno, se reduce significativamente por el proceso anaeróbico, ya que las etapas anteriores simplemente convierten la materia orgánica de una forma a otra. Por lo tanto, la metanogénesis eficiente se equipará directamente con la eliminación eficiente de la contaminación carbonosa, por lo que, los procesos anaeróbicos de tratamiento de aguas residuales se han diseñado y funcionan principalmente para satisfacer los requisitos de este grupo de bacterias.

La metanogénesis es un paso crítico en todo el proceso de digestión anaeróbica, y sus reacciones bioquímicas son las más lentas en comparación con las de otros pasos. Las bacterias productoras de metano son anaerobias estrictas y son vulnerables incluso a pequeñas cantidades de oxígeno. Las bacterias productoras de metano se pueden subdividir en dos grupos: bacterias metano acetoclásticas (acetofílicas) y bacterias metano (hidrogenófilas). Otro grupo de bacterias productoras de metano son las bacterias metiltróficas que también pueden crear metano a partir de metanol.

En los procesos anaerobios en los que el azufre inorgánico es un componente de las aguas residuales, las bacterias reductoras de sulfato, *Desulfovibrio*, también son

importantes. El sulfato y/o el sulfito están presentes en la mayoría de los efluentes de las plantas de celulosa al sulfito ácido, semiquímico al sulfito neutro (NSSC), Kraft, químico mecánica (CMP) y quimiotermodinámicas y donde se usa sulfato de aluminio como agente de encolado para la producción de papel. Las bacterias reductoras de azufre utilizan sulfato y sulfito como aceptores de electrones en el metabolismo de compuestos orgánicos para producir sulfuro de hidrógeno y dióxido de carbono como productos finales. La reducción de azufre puede convertirse en un factor significativo en el desempeño y operación de los sistemas de tratamiento anaeróbico de pulpa y papel. El sulfuro de hidrógeno producido puede ser tanto tóxico como corrosivo. Las bacterias reductoras de azufre y del metano usan y compiten por los mismos compuestos orgánicos, reduciendo el rendimiento de metano por unidad de sustrato eliminado. El paso metanogénico suele ser el más crítico. La perturbación a menudo da como resultado una inhibición o depresión de la formación de metano seguida de una formación excesiva de ácidos grasos. Una pequeña parte de la materia orgánica degradada se convierte en nuevo material de celulosa. La tasa de producción de lodos es baja en comparación con los procesos aeróbicos. Esto significa que el tiempo de retención del lodo debe ser relativamente largo si se quiere obtener una cantidad suficiente de biomasa en el sistema. Se requiere una cierta cantidad de biomasa para obtener altas eficiencias de tratamiento y un proceso estable.

Existe una relación sintrófica obligada entre los acetógenos y los metanógenos. La sintrófia es el fenómeno de que una especie vive de los productos de otra especie. La presión parcial de hidrógeno debe ser muy baja para que la termodinámica sea favorable para la conversión de ácidos volátiles y alcoholes en acetato. Bajo condiciones estándar de 1 atm de hidrógeno, el cambio de energía libre es positivo para esta conversión y por lo tanto la excluye. Por ejemplo, el cambio de energía libre para la conversión de propionato en acetato e hidrógeno no se vuelve negativo hasta que la presión parcial de hidrógeno disminuye por debajo de 10^{-4} atm. Por lo tanto, es obligatorio que los metanógenos que utilizan hidrógeno mantengan estas presiones parciales de hidrógeno extremadamente bajas en el sistema o, de lo contrario, los ácidos volátiles superiores, como el ácido propiónico y el ácido butírico, se acumularán en el sistema. Afortunadamente, los metanógenos que utilizan hidrógeno en esta asociación fisiológica son expertos en esto y normalmente realizan este servicio con facilidad para permitir que la reacción avance de manera eficiente hasta la producción de metano. Este fenómeno de transferencia de hidrógeno entre especies, que es importante para la biotecnología anaeróbica, es una simbiosis muy interesante descubierta por Bryant.

Es común que la concentración de la población bacteriana sea superior a 10¹⁶ células/ml en el caso de un digestor anaerobio que funcione bien. Esta población se compone típicamente de bacterias sacarolíticas, proteolíticas y lipolíticas y metanógenos. De estos

organismos, se sabe que los metanógenos son muy sensibles a su entorno en términos de temperatura, pH y concentraciones de ciertos compuestos químicos (amoníaco, ácidos grasos volátiles). Estos son también los organismos de crecimiento más lento en el reactor de digestión anaeróbica. Los metanógenos dependen totalmente de los acetógenos y acidógenos para sobrevivir, ya que estos dos organismos convierten los monómeros simples producidos durante el paso de hidrólisis en ácidos grasos volátiles y luego en ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno (lipolítico) para suministrar el proceso de producción de metano. Esta relación es simbiótica ya que los metanógenos mantienen el entorno del digestor consumiendo los protones y los ácidos grasos volátiles producidos durante la acidogénesis y la acetogénesis, que de otro modo inhibirían el proceso de biodegradación.

El suministro de hidrógeno suele ser el paso limitante en la producción de metano en los sistemas de digestión anaeróbica. Actualmente, se están realizando varios proyectos de investigación para optimizar este aspecto del diseño y operación del sistema de digestión anaeróbica. Otro paso limitante en la producción de metano es la acumulación de ácidos grasos volátiles en el reactor producidos durante el paso de acidogénesis. Este equilibrio puede ser difícil de manejar a gran escala porque los acidógenos y los acetógenos producen continuamente compuestos que reducen el pH del sistema por debajo del rango preferido de 6,4–8 para los metanógenos si no se dispone de suficiente capacidad amortiguadora. Este tipo de inconsistencia puede promover una producción de biogás ineficaz en reactores que no tienen un control estricto sobre el entorno operativo. En general, la sensibilidad de los metanógenos al entorno del reactor también crea un entorno ideal para que los microorganismos, incluidos algunos patógenos, sobrevivan y posiblemente se multipliquen durante su residencia en el sistema.

1.5.6. Parámetros del proceso que afectan la digestión anaeróbica

Los parámetros de proceso importantes que afectan la digestión anaeróbica son: condiciones anaeróbicas, temperatura, pH del sistema, contenido y conversión de ácidos grasos volátiles, disponibilidad de micro y oligonutrientes, el mezclado y la toxicidad

Estos parámetros pueden superponerse entre sí (Zhang et al., 2022). Por ejemplo, el contenido de ácidos volátiles se puede relacionar con la toxicidad de las materias primas y el pH del sistema.

La mayoría de las bacterias importantes dentro del sistema anaeróbico son anaerobios obligados, es decir se refiere a organismos que viven y crecen en ausencia de oxígeno molecular. Por lo tanto, la ausencia total de oxígeno disuelto es necesaria para obtener las condiciones óptimas. Este es el requisito más básico que ha llevado al uso de

reactores cerrados en todos los principales procesos anaeróbicos de alta velocidad (Abomohra et al., 2022).

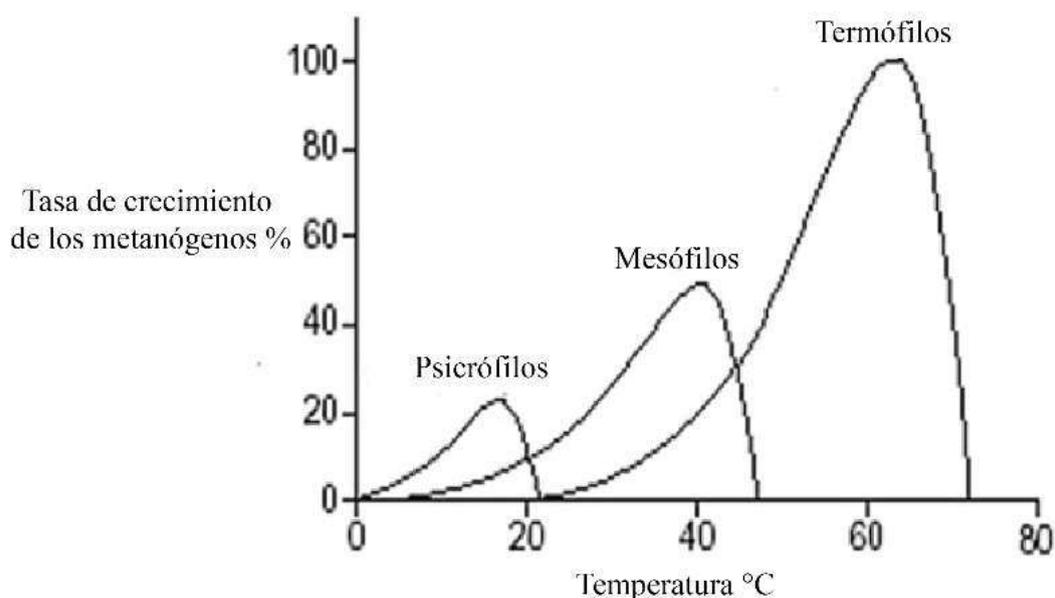
La temperatura es una de las condiciones ambientales más importantes que afectan la velocidad de reacción. Los procesos anaeróbicos, como otros procesos biológicos, dependen en gran medida de la temperatura. El control de la temperatura es bastante crítico en este caso, es así como, el proceso anaeróbico tiene tres rangos de temperatura de funcionamiento conocidos, entre los que se incluyen, Psicrófila (5–15 °C), Mesófilico (35–40 °C) y Termofílico (50–55 °C).

En la Figura 9 se presenta el efecto de la temperatura sobre la actividad anaeróbica. Como regla general, por cada 10° de aumento de temperatura, la velocidad de reacción se duplica. Los problemas recurrentes comunes asociados con los digestores anaeróbicos son el mantenimiento de la temperatura óptima del digestor y la pérdida de capacidad de calentamiento. En general, existen dos rangos de temperatura que brindan condiciones óptimas para la biodegradación anaeróbica: los rangos mesófilo y termófilo (Bajpai, 2017). La temperatura mesófila está en el rango de 30 a 35 °C, por lo general alrededor de 35 °C, mientras que la temperatura termófila varía de 50 a 60 °C, siendo un rango común los 55 °C (Weedermann et al., 2013). En este sentido, a temperaturas entre 40 y 50 °C, se pueden inhibir las bacterias productoras de metano, lo que se traduce en una disminución de la producción de biogás.

La mayoría de los digestores anaerobios a escala industrial, que están operando hasta la fecha, han adoptado la gama mesófila. Se encuentra que la estabilización de los desechos es más rápida en el rango de temperatura más alto y, por lo tanto, los digestores termófilos son de menor tamaño que los que operan en el rango mesófilo.

El contenido de un digestor se puede calentar bombeándolo a través de intercambiadores de calor externos y de regreso al digestor. Las paredes del digestor se pueden aislar con hormigón, tablero de corcho o con cámara de aire más revestimiento de ladrillo o revestimiento de aluminio corrugado sobre aislamiento rígido. Sin embargo, no existe mucha información disponible sobre el efecto cuantitativo de la temperatura en la velocidad de reacción y, en la actualidad, se considera que, en el rango de 20 a 55 °C, la velocidad de reacción se duplica aproximadamente por cada 10 °C de aumento en la temperatura. Dado que la temperatura tiene un efecto significativo en especies individuales de bacterias, tendrá un efecto sobre las especies y el número de bacterias que se encuentran en una población heterogénea. Por lo tanto, en aras de mantener un proceso de tratamiento de aguas residuales estable, los digestores a escala industrial a menudo tienen una temperatura controlada dentro de ± 1 °C.

Figura 9 Efecto de la temperatura sobre la actividad anaeróbica



Fuente: (Bajpai, 2017)

Muchos reactores anaeróbicos grandes modernos operan a temperatura termófila debido a sus ventajas inherentes sobre el proceso mesófilo que se presenta en la Tabla 11. Sin embargo, el proceso termofílico también tiene sus desventajas pronunciadas que se muestran en la Tabla 12 (Bajpai, 2017).

Durante el proceso de digestión, es importante mantener una temperatura constante, ya que los cambios o fluctuaciones de temperatura afectarán negativamente la producción de biogás (Akhiar et al., 2020).

Tabla 11 Ventajas del proceso termofílico

Mayor tasa de hidrólisis de biomasa en el paso de hidrólisis.
Destrucción efectiva de patógenos.
Mayor tasa de crecimiento de bacterias productoras de metano a mayor temperatura y, por lo tanto, mayor tasa de producción de metano
Reducción del tiempo de retención, lo que hace que el proceso sea más rápido y eficiente
Mejor digestibilidad y disponibilidad de sustratos
Mejor degradación de sustratos sólidos y mejor utilización del sustrato.
Mejor posibilidad de separar fracciones líquidas y sólidas

Fuente: (Bajpai, 2017)

Tabla 12 Desventajas del proceso termofílico

Gran grado de desequilibrio

Mayor demanda de energía como resultado de las altas temperaturas

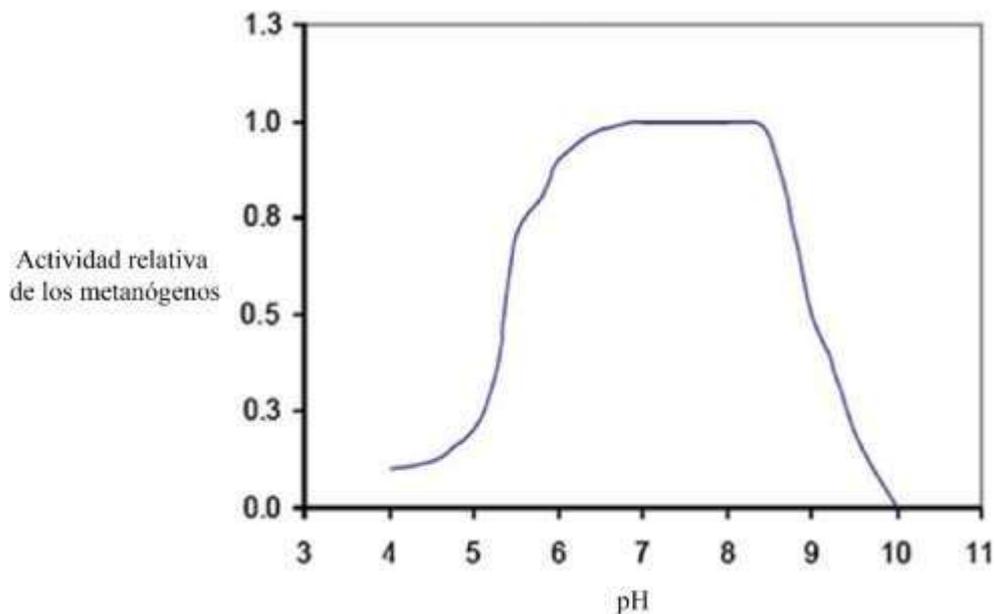
Más sensibilidad a los inhibidores tóxicos

Cambios en los parámetros del proceso

Fuente: (Bajpai, 2017)

Existen dos grupos de bacterias en términos de pH óptimo, los acidógenos y metanógenos. El mejor rango de pH para los acidógenos es de 5,5 a 6,5 y para los metanógenos es de 7,8 a 8,2. El pH operativo para cultivos combinados es de 6,8 a 7,4, siendo el pH neutro el óptimo. Dado que la metanogénesis se considera un paso limitante de la velocidad, es necesario mantener el pH del reactor cerca de la neutralidad. Un pH bajo reduce la actividad de los metanógenos provocando la acumulación de ácidos grasos volátiles e hidrógeno. A una presión parcial de hidrógeno más alta, las bacterias que degradan el ácido propiónico se inhibirán gravemente, lo que provocará una acumulación excesiva de ácidos grasos volátiles de mayor peso molecular, como los ácidos propiónico y butírico, de tal forma que, el pH caerá. Si la situación no se corrige, el proceso puede fallar eventualmente. Esta condición se conoce como “AGRIA” o ATASCADA” (Figura 10).

Figura 10 Actividad relativa de los metanógenos al pH



Fuente: (Bajpai, 2017)

Se requiere el trabajo conjunto de varios grupos de microorganismos para la digestión anaerobia de sustratos orgánicos complejos, de los cuales los metanógenos son los más sensibles a pH bajos. Por debajo de pH 6,5, el crecimiento de las bacterias del metano se ralentiza y por debajo de un pH de 6,0, el sistema tiene serios problemas. A medida que el pH aumenta más allá de 7,5, los microbios pueden crecer, pero el grado de metabolismo se

reduce. Esto se debe a que los nutrientes clave o los metales traza se precipitan a medida que aumenta el pH, lo que limita el metabolismo (Ipiates et al., 2022).

Los cambios en las condiciones de funcionamiento del digestor o la introducción de sustancias tóxicas pueden provocar un desequilibrio del proceso y también la acumulación de ácidos grasos volátiles. A menos que el sistema contenga suficiente alcalinidad (capacidad amortiguadora), el pH caerá por debajo de los niveles óptimos y el digestor se volverá "agrio". Dependiendo de la magnitud del pH y la duración de la caída, la producción de biogás se reducirá a un nivel en el que puede detenerse por completo. Por otro lado, en un sistema bien operado, se produce un ligero aumento del pH del efluente del digestor, debido a que, los organismos producen alcalinidad al consumir materia orgánica rica en proteínas (Zainal et al., 2022).

Los metanógenos son más sensibles a un pH bajo debido al importante efecto inhibitorio de las condiciones ácidas sobre su crecimiento (Narváez et al., 2013). La acetogénesis puede conducir a la formación de ácidos orgánicos, esencialmente ácidos grasos volátiles. Estos ácidos explican la disminución del pH del sistema. Sin embargo, el mantenimiento del pH del sistema en el rango neutral de 6,5 a 7,6 es necesario para una digestión anaeróbica eficiente (Ayodele et al., 2017). La actividad metanogénica se reduce drásticamente a un pH por debajo de 6,3 y por encima de 7,8, lo cual inhibirá la producción de metano (Weedermann et al., 2013). El pH óptimo para la actividad metanogénica más alta está en el rango de 7,0 a 7,2 (Weedermann et al., 2013).

Para garantizar la salud de los metanógenos y la producción continua de metano, se debe medir el pH durante todo el proceso (Tchobanoglous & Kreith, 2022), además, la cal se utiliza para controlar el pH. En su mayor parte, el pH se mantiene en el nivel adecuado gracias a la alcalinidad, que es esencialmente alcalinidad de bicarbonato (Kaza et al., 2018).

La degradación de la materia orgánica da como resultado la liberación de dióxido de carbono como producto final. Los iones de amonio liberados por la degradación de proteínas reaccionan con el dióxido de carbono para producir bicarbonato de amonio. Las sales de ácidos orgánicos liberan cationes cuando se metabolizan los ácidos. Estos cationes también pueden reaccionar con el dióxido de carbono para producir bicarbonatos. Los alcoholes y los azúcares son compuestos neutros que no tienen cationes para neutralizar los ácidos producidos por el metabolismo, por lo que, requieren la adición de alcalinidad para proporcionar el amortiguador que permite mantener el pH en el nivel correcto para un buen metabolismo. El bicarbonato de sodio y la cal se usan para producir alcalinidad en digestores, bajo condiciones cuidadosamente controladas, e incluso se puede usar amoníaco anhidro (Abreu-Cavalheiro & Monteiro, 2013).

En contraste, la alcalinidad debe ser suficiente para neutralizar los ácidos volátiles generados durante el metabolismo. Los digestores normales poseen una alcalinidad de 1000 a 5000 mg/l como carbonato de calcio. El dióxido de carbono, en la fase gaseosa, ayuda a mantener la concentración de dióxido de carbono en la fase líquida en niveles altos, y se reducirá el pH a menos que haya una alcalinidad adecuada. Reducir la presión del gas en el sistema anaeróbico forzará un cambio en el dióxido de carbono y normalmente aumentará el pH. Se debe tener cuidado al medir el pH de las muestras de efluentes de los sistemas anaeróbicos. Si las muestras se dejan reposar durante más de unos pocos minutos, el exceso de dióxido de carbono se perderá en la atmósfera y el pH aumentará, dando la impresión de que el pH en el digestor anaeróbico es satisfactorio cuando puede no serlo (Ferronato & Torretta, 2019).

Un sistema de tratamiento anaeróbico tiene su propia capacidad amortiguadora contra la caída del pH, debido a la alcalinidad producida durante el tratamiento de residuos: por ejemplo, la degradación de la proteína presente en los desechos libera amoníaco que reacciona con el dióxido de carbono formando carbonato de amonio como alcalinidad. La degradación de la sal de los ácidos grasos puede producir cierta alcalinidad. La reducción de sulfato y sulfito también produce alcalinidad. Cuando el pH comienza a descender debido a la acumulación de ácidos grasos volátiles, la alcalinidad presente en el sistema neutraliza el ácido y evita una mayor reducción del pH. Si la alcalinidad no es suficiente para amortiguar el pH del sistema, se debe agregar desde una fuente externa (Jara-Samaniego et al., 2017).

Las bacterias metanogénicas en los sistemas anaeróbicos son en su mayoría sensibles a la presencia de compuestos tóxicos, que es la principal limitación del tratamiento anaeróbico. Estas sustancias inhibidoras pueden ser la causa del trastorno o falla del reactor anaeróbico (Thamsiroj & Murphy, 2010). Estos comúnmente incluyen amonio, sulfuro, iones de metales ligeros, iones de metales pesados y algunos compuestos orgánicos. Específicamente, las sustancias tóxicas pueden incluir: Compuestos inorgánicos de azufre (sulfato, sulfito y sulfuro); Oxidantes, incluido el peróxido de hidrógeno; Orgánicos de bajo peso molecular; metales pesados; Hidrógeno molecular; Componentes de la madera, incluidos los ácidos resínicos; y Aditivos orgánicos como DTPA

Entre los componentes antes descritos, los extractos de madera y los compuestos de azufre son los principales tóxicos para el tratamiento anaeróbico de los efluentes de las plantas de celulosa y sus efectos inhibidores dependen de su concentración. En el tratamiento anaeróbico de efluentes de plantas de celulosa, la inhibición de azufre es de mayor preocupación y debe reducirse (Chiu et al., 2016).

La toxicidad de los compuestos inorgánicos de azufre aumenta en el siguiente orden,

sulfato < tiosulfato < sulfito < sulfuro. El sulfato en algunas aguas residuales de la industria de la pulpa y el papel ha creado problemas en el tratamiento anaeróbico metanogénico. La reducción de sulfato también ocurre en reactores anaerobios termófilos (González, 2017). Por otro lado, existen procesos anaeróbicos para recuperar el azufre de las aguas residuales ricas en sulfato de la industria de la pulpa y el papel.

En el tratamiento anaeróbico, las oxidaciones terminales están acopladas a la producción de metano y reducción disimilatoria de los compuestos sulfurados oxidados presentes en estos residuos. La competencia por los sustratos disponibles como el hidrógeno, el acetato y el metanol por parte de las bacterias reductoras de sulfato y las bacterias metanogénicas afecta el flujo de carbono. Los reductores de sulfato también compiten con las bacterias acetogénicas por compuestos como el propionato. La termodinámica y el consumo de sustrato muestran una ventaja para los reductores de sulfato sobre sus competidores acetogénicos y metanogénicos (Moharir et al., 2019).

La producción de sulfuro de hidrógeno generalmente no es deseable ya que reduce la eficiencia de remoción medida como DQO y el rendimiento de metano. Además, el sulfuro de hidrógeno es tóxico, corrosivo y contribuye a la demanda química de oxígeno del efluente. El sulfuro de hidrógeno no disociado puede penetrar las membranas celulares y, por lo tanto, es la especie de sulfuro más tóxica. Concentraciones de sulfuro de hidrógeno libre de 50 mg/l pueden inhibir la actividad de las bacterias metanogénicas en aproximadamente un 50% (Mukherjee et al., 2020).

Una inhibición completa de los metanógenos se produce a concentraciones de sulfuro libre de aproximadamente 200 mg/l (Mutz, Hengevoss, et al., 2017). Posteriormente, varios grupos de investigación han demostrado que los sistemas anaeróbicos pueden no ser tan sensibles a la inhibición de sulfuro como se esperaba (Narnaware et al., 2017)(Tozlu et al., 2016). El funcionamiento satisfactorio de reactores anaerobios ocurre a tasas de carga orgánica de 5–10 kg DQO/m³.d, incluso en presencia de 200 mg de sulfuro de hidrógeno libre/l. La inhibición de sulfuro es más probable que ocurra con aguas residuales que tienen bajas concentraciones de DQO y una proporción de sulfato de DQO de menos de 7,5. En tales circunstancias, las cantidades de biogás producidas pueden ser insuficientes para eliminar el sulfuro del líquido a medida que se genera. Si los niveles de sulfuro anticipados son excesivos, la inhibición puede reducirse usando las siguientes medidas (Posso et al., 2019): Adición de sales de hierro para precipitar el sulfuro de la solución; Control de pH a >8 para reducir el sulfuro de hidrógeno libre; Eliminación de compuestos de azufre de la alimentación; Separación de sulfuro de hidrógeno y recirculación del biogás del reactor de sulfuro; Tratamiento anaeróbico de dos etapas en el que el azufre se reduce a sulfuro de hidrógeno y se elimina en la primera etapa.

Las bacterias metanogénicas son anaerobias estrictas y requieren un entorno muy reducido con condiciones redox óptimas de menos de EC-510 MV. Por lo tanto, el oxígeno y otros oxidantes presentes en la alimentación de los sistemas anaeróbicos son tóxicos para los metanógenos. El peróxido de hidrógeno que se usa con frecuencia para blanquear pulpas mecánicas es de particular preocupación. Aunque se sabe que son tóxicas para las bacterias en general, las bacterias anaerobias obligadas carecen de la enzima catalasa necesaria para la descomposición del peróxido. Así, las bacterias metanogénicas son especialmente sensibles a la presencia de peróxido de hidrógeno. Las bacterias acidogénicas facultativas, sin embargo, producen la enzima catalasa. La separación física de las fases acidogénica y metanogénica del metabolismo anaeróbico en dos etapas secuenciales es un método de desintoxicación de peróxido (IRENA, 2022). Tanto la acción biocatalítica de las bacterias acidogénicas como la reacción química con los compuestos reducidos provocan la descomposición del peróxido. Cuando al tratamiento anaeróbico le sigue un pulido aeróbico de lodos activados, los lodos activados residuales, que también contienen bacterias formadoras de ácido facultativas, se pueden combinar con un efluente cargado de peróxido de hidrógeno en una etapa de pretratamiento de desintoxicación, antes del tratamiento anaeróbico de una sola etapa (Punkkinen et al., 2017). Otro método para eliminar el peróxido de hidrógeno incluye la descomposición por reacción química con compuestos reducidos como sulfito y sulfuro.

Los compuestos orgánicos de bajo peso molecular, como los ácidos grasos volátiles, los azúcares y los alcoholes, se producen en grandes cantidades durante el proceso de pulpado. Pueden inhibir el proceso de digestión, lo que puede provocar fallas en el sistema. Los ácidos grasos volátiles abarcan un grupo de los siguientes compuestos: Ácido acético/acetato; Ácido propiónico/propionato; ácido butírico/butirato; Ácido valérico/valerato; Ácido caproico/caproato y Ácido enántico/enantato.

Entre estos predomina el acetato. En los digestores que están correctamente diseñados y bien operados, la concentración de ácidos grasos volátiles totales es típicamente inferior a 500 mg/l como ácido acético. Sin embargo, si el digestor es demasiado pequeño para la carga orgánica, esta concentración puede ser mayor. A concentraciones de ácidos grasos volátiles por encima de 1500–2000 mg/l, la producción de biogás podría verse limitada por la inhibición. Sin embargo, en lugar de una concentración específica, es un aumento repentino y constante de ácidos grasos volátiles en el efluente lo que puede ser un signo de alteración del digestor. Por lo tanto, es importante monitorear periódicamente los ácidos grasos volátiles para detectar problemas a tiempo y realizar los cambios operativos necesarios antes de que ocurra la falla del digestor (Moya, Aldás, Jaramillo, et al., 2017).

Se conoce que los metales pesados son tóxicos para los procesos anaeróbicos al reaccionar con las enzimas para bloquear el metabolismo. Estos generalmente no son una preocupación en el tratamiento anaeróbico de efluentes de pulpa y papel porque precipitan en presencia de sulfuro. El hierro y el níquel son dos metales que con frecuencia deben agregarse para satisfacer la demanda de micronutrientes (Das et al., 2019).

Este es el parámetro más sensible de las alteraciones del proceso. La energía disponible para la degradación del propionato es muy pequeña y requiere presiones parciales de hidrógeno por debajo de 10⁻⁴ atm a 25 °C (Posso et al., 2019). Estas bajas presiones parciales de hidrógeno en los sistemas de digestión anaeróbicos solo son posibles por las relaciones sintróficas entre las bacterias productoras de hidrógeno y los metanógenos oxidantes de hidrógeno (Shahnazari et al., 2020). El equilibrio entre estos dos grupos de organismos es de suma importancia para prevenir alteraciones del digestor (Narnaware et al., 2017). A diferencia de otros parámetros, el hidrógeno molecular es más difícil de medir, debido a los bajos niveles que se encuentran en los sistemas de digestión anaeróbica y requiere equipo especializado para determinarlo.

El DTPA utilizado para estabilizar el peróxido de hidrógeno en el blanqueo de pulpa mecánica es inhibidor o tóxico para los organismos anaerobios (Mutz, Hengevoss, et al., 2017). Por lo que, estos compuestos orgánicos deben ser detoxificados por precipitación con sales de aluminio, hierro y calcio.

Todos los procesos microbianos, incluido el proceso anaeróbico, requieren macro (N, P y S) y micro (metales traza) nutrientes en concentración suficiente para apoyar la síntesis de biomasa. Además de N y P, los microorganismos anaeróbicos, especialmente los metanógenos, poseen requisitos específicos de metales traza como Ni, Co, Fe, Mo y Se. Además, se encuentran diferencias significativas en los requerimientos de nutrientes entre aerobios y anaerobios (Narnaware et al., 2017). Las diferencias en los nutrientes críticos emanan debido a los sistemas enzimáticos únicos requeridos por las bacterias formadoras de metano. En la conversión de acetato a metano, se requieren cobalto, hierro, níquel, azufre, selenio, tungsteno y molibdeno. Asimismo, los micronutrientes adicionales son bario, calcio, magnesio y sodio (Shahnazari et al., 2020).

Los requisitos de macronutrientes para los procesos anaeróbicos son mucho más bajos que los requisitos para los procesos aeróbicos debido al menor rendimiento celular. El nitrógeno y el fósforo se ponen a disposición de los procesos anaeróbicos como nitrógeno amónico y ortofosfato. Su cantidad necesaria para satisfacer el rendimiento aceptable del digestor se puede determinar, considerando concentraciones residuales adecuadas de nutrientes solubles en el efluente del digestor. Habitualmente se recomienda valores

residuales de 5 mg/l de NH₄⁺ y de 1-2 mg/l de HPO₄. La ausencia de nutrientes residuales significa que se deben agregar nutrientes. Mientras que, para la adición de nitrógeno se pueden utilizar cloruro de amonio, amoníaco acuoso y urea, para la adición de fósforo se pueden utilizar sales de fosfato y ácido fosfórico. Asimismo, algunos metanógenos son capaces de fijar nitrógeno, algunos utilizan el aminoácido alanina. Los requerimientos de nutrientes para los digestores anaerobios varían en función del OLR. Generalmente, se utiliza DQO: nitrógeno:fósforo de 1000:7:1 para residuos de alta resistencia y 350:7:1 para residuos de baja resistencia, respectivamente. En este sentido, es recomendable un valor de carbono/nitrógeno de al menos 25:1 para una producción de gas óptima. El nitrógeno es aproximadamente el 12% y el fósforo el 2% del peso seco de las células bacterianas. Tanto el nitrógeno como el fósforo no deben limitarse en el digestor (Abreu-Cavalheiro & Monteiro, 2013).

Uno de los requisitos más importantes en el diseño y operación de sistemas anaeróbicos para el tratamiento de aguas residuales industriales en gran parte solubles es que, las bacterias anaeróbicas esenciales no deben eliminarse del sistema a una velocidad mayor de la que pueden multiplicarse (Tchobanoglous & Kreith, 2022). El tiempo promedio que cada celda permanece dentro del sistema de tratamiento se denomina tiempo medio de retención de sólidos (SRT), también se le conoce como tiempo medio de residencia celular. La relación entre el volumen del reactor y el caudal volumétrico se utiliza principalmente para definir la SRT de un sistema completamente mixto. En el sistema de digestión anaerobia, SRT es uno de los factores operativos importantes a considerar porque el consumo del sustrato está controlado por la cinética de los microorganismos. Es así como, la SRT se calcula como la masa total de bacterias dentro del digestor dividida por la masa total de bacterias perdidas del sistema en la unidad de tiempo.

$$STR = \frac{\text{Masa de sólidos en el digestor (kg)}}{\text{Tasa de remoción de sólidos del digestor (kg/día)}}$$

Para maximizar la capacidad de eliminación del digestor, el SRT se debe mantener en el valor más alto posible. Además de reducir el volumen requerido del digestor, los sistemas de alta SRT brindan una capacidad amortiguadora significativa para la protección contra los efectos de las cargas de choque y las sustancias tóxicas o inhibitorias en la alimentación (Tsui & Wong, 2019). Durante un período de inhibición, la tasa de crecimiento predominante del microorganismo se ve obligada a disminuir y la SRT mínima requerida para adaptarse a esta tasa de crecimiento aumenta. Si normalmente se opera a un SRT bajo, el

sistema puede acercarse a condiciones de crecimiento limitado de biomasa después de la exposición a sustancias tóxicas. La operación a un SRT alto brinda un factor de seguridad para proteger contra fallas del sistema y, también, para permitir la aclimatación biológica al material inhibidor. Es la provisión de un SRT promedio prolongado (más de 30 días) lo que ha llevado al desarrollo de una amplia gama de procesos anaeróbicos, que difieren esencialmente solo en su método de retención de bacterias activas (Shahzad et al., 2017).

El SRT óptimo finalmente es una función de la composición de los desechos, la temperatura de operación, el tipo de reactor y otros detalles del proceso (Jouhara et al., 2017). En general, se puede suponer que un SRT más largo permite una mayor degradación e inactivación de patógenos del sustrato en comparación con un SRT más corto en condiciones operativas similares. El SRT es un parámetro de diseño muy importante con el que trabajar, porque, las bacterias y las arqueas que proporcionan la conversión de carbono tienen un tiempo óptimo, que se necesita para que el reactor pueda activar su metabolismo y producir metano. Si la SRT es insuficiente, los microorganismos desaparecen del reactor. En el diseño del sistema de digestión anaeróbica se emplea un SRT que es al menos dos veces el tiempo de generación de los metanógenos en las condiciones del digestor (Patra & Duary, 2020). En este sentido, los metanógenos mesófilos de crecimiento lento requieren un tiempo de generación de hasta 130 h, lo que se correlaciona con 5 días o un SRT mínimo de 10 días.

En términos de reducción de patógenos, el SRT puede ser un aliado importante para el operador. Un proceso de digestión anaeróbica mesófila completamente mezclada puede eliminar *E. coli* y *Salmonella* del afluente con eficiencias de remoción de 1.93, 2.98 y 3.01 log₁₀ unidades para *E. coli* y 1.93, 2.76 a 3.72 log₁₀ unidades para *Salmonella*. Esta mejora tiene lugar cuando el SRT aumenta de 11 días a 16 o 25 días. La dificultad con SRT y la eliminación de patógenos es que SRT representa un tiempo de residencia celular promedio, lo que significa que existe un porcentaje de células que están en el digestor durante períodos más largos y cortos en comparación con este valor. Si la célula es patógena y tiene un tiempo de residencia lo suficientemente corta, puede salir del digestor en un estado viable. Esto depende de los parámetros operativos del digestor y de las características de inactivación de la celda (Jouhara et al., 2017).

La cantidad de sólidos volátiles que requieren digestión se usa a menudo como base del diseño en la digestión anaeróbica (Patra & Duary, 2020). Los sólidos volátiles se definen como aquellos sólidos (en su mayoría orgánicos) que se oxidan y expulsan como gas a 500±50 °C. Específicamente, se utiliza como criterio la masa (kg) de sólidos volátiles agregados por día por metro cúbico de capacidad del digestor, o la masa de sólidos volátiles agregados por día por kilogramo de sólidos volátiles en el digestor (Patra & Duary, 2020).

$$Tasa\ de\ carga\ de\ s\u00f3lidos\ vol\u00e1tiles = \frac{S\u00f3lidos\ vol\u00e1tiles\ agregados\ por\ d\u00eda(kg/d\u00eda)}{Volumen\ del\ digestor(m^3)}$$

$$Tasa\ de\ carga\ de\ s\u00f3lidos\ vol\u00e1tiles = \frac{S\u00f3lidos\ vol\u00e1tiles\ agregados\ por\ d\u00eda(kg/d\u00eda)}{Masa\ de\ s\u00f3lidos\ vol\u00e1tiles\ en\ digestor(kg)}$$

El tiempo de retenci\u00f3n hidr\u00e1ulica (HRT) es el tiempo de retenci\u00f3n promedio de las aguas residuales en el digestor, que se calcula mediante la siguiente expresi\u00f3n:

$$HRT = \frac{V}{Q}$$

Donde, V es el volumen del digestor en m^3 y Q es la tasa de flujo de aguas residuales a trav\u00e9s del digestor ($\frac{m^3}{d\u00eda}$). La HRT m\u00ednima reduce el volumen del reactor y, por lo tanto, reduce el costo de capital.

La mezcla del reactor es una caracter\u00edstica operativa importante para los digestores anaer\u00f3bicos. En los sistemas de digesti\u00f3n anaer\u00f3bica se utilizan tres estrategias de mezcla: continua, intermitente y m\u00ednima. Una mezcla insuficiente conduce a los siguientes problemas: distribuci\u00f3n no uniforme de sustratos, enzimas y microorganismos; estabilizaci\u00f3n incompleta de los residuos; una reducci\u00f3n en la producci\u00f3n de metano y destrucci\u00f3n de pat\u00f3genos (Jouhara et al., 2017).

En contraste, los digestores no mixtos en Costa Rica muestran una producci\u00f3n de biog\u00e1s y una calidad del efluente adecuadas (Njoki Kinyua, 2015). No obstante, existen opiniones contradictorias sobre el mejor m\u00e9todo de producci\u00f3n de biog\u00e1s. En este sentido, algunos investigadores mencionan que se requiere una mezcla muy peque\u00f1a para promover el estilo de vida simbi\u00f3tico entre los metan\u00f3genos y los acet\u00f3genos, que se ve mejorado por su estrecha proximidad espacial entre s\u00ed, lo cual, se puede verse afectado por el exceso de mezcla. Esto tambi\u00e9n puede da\u00f1ar las paredes celulares de los microorganismos (Njoki Kinyua, 2015). Por otro lado, se ha demostrado que la mezcla continua aumenta la producci\u00f3n de biog\u00e1s en comparaci\u00f3n con los casos sin mezclar (Friege et al., 2018). No obstante, es necesario comprender el funcionamiento de los sistemas anaer\u00f3bicos que no est\u00e1n mezclados, en comparaci\u00f3n con los sistemas mixtos, porque eliminar el requisito de mezclar se reducir\u00e1 la demanda de energ\u00eda del digestor anaer\u00f3bico (Narv\u00e1ez et al., 2013).

Tabla 13 Tabla comparativa de tecnologías de tratamiento

Método	Pirólisis	Gasificación	Digestión anaerobia
Principio de proceso	Degradación térmica en ausencia de oxígeno	Conversión por oxidación parcial	Conversión microbiana en ausencia de oxígeno
Tipo de reacción	Endotérmico	Endotérmica/Exotérmica	
Capacidad típica de tratamiento de residuos	10 – 100 toneladas/día	250 – 500 toneladas/día	
Requisitos de materia prima	RSU mixto seco sin materiales inorgánicos	RSU mixto seco sin materiales inorgánicos	Residuos biodegradables con fluido rico
Método de preprocesamiento de la materia prima	Trituración y secado	Trituración y secado	Clasificación, trituración y adición de agua
Contenido de humedad permitido de la materia prima	Por debajo del 20%	Por debajo del 15%	50 - 60%
Temperatura (°C)	277 – 1027 °C	500 - 1300°C	35 - 70 °C
Tiempo de residencia	Pirólisis lenta: Horas – Semanas Pirólisis rápida: 10 – 20 seg Pirólisis instantánea: 1 segundo	10 - 20 segundos	10 -20 días
Productos	Gas de síntesis, aceites oxigenados y carbón	gas	Metano (CH ₄) y fertilizantes
NCV (poder calorífico neto) de Syngas	10 – 20 MJ/Nm ³	4 – 10 MJ/Nm ³ (mediante aire) 10 – 15 MJ/Nm ³ (mediante el uso de oxígeno)	
Cuestiones medioambientales	Emisión de compuestos inorgánicos Ceniza mineral inerte Gases tóxicos Carbono no reformado	Emisión de compuestos orgánicos Generación de Char Gases tóxicos	Probabilidad de liberar olores
Costo (Capital & O&M)	Alto	Alto	Medio – Alto
Efficiency (%)	0.7	70 - 80 %	50 - 70%
Aplicaciones del producto	Generación de calor y electricidad Combustibles para motores Generación de gas de síntesis	Combustible para el transporte Aplicación de energía y calor Abonos Productos químicos	Generación de calor y electricidad Combustible para el transporte Generación de gas de síntesis Abonos
Potencial futuro	Alto potencial	Alto potencial	Alto

2. Tecnologías de conversión de residuos en energía

Este capítulo introduce y describe los conceptos básicos relacionados con los procesos de conversión de residuos en energía (WTE), destacando los aspectos más relevantes que limitan la eficiencia termodinámica de una planta de energía WTE.

En este sentido se proporciona una descripción general de la distribución de las plantas WTE, la energía eléctrica y térmica generada, así como, la capacidad promedio de la planta. Las secciones básicas y las operaciones relacionadas de una instalación WTE se describen junto con los parámetros operativos típicos del ciclo de vapor. Asimismo, se detalla la definición del “estado de valorización energética” según la Directiva Marco de Residuos (DMA) 2008/98/CE. Por último, los umbrales para alcanzar el estado de recuperación de energía se discuten de acuerdo con los datos operativos de las plantas WTE.

2.1. Conceptos básicos de una planta de energía WTE

La incineración de residuos se estableció en muchos países europeos a finales del siglo XIX como un dispositivo para minimizar el volumen de residuos y hacerlos higiénicos. Desde entonces, a medida que ha aumentado la conciencia ambiental, la tecnología WTE se ha desarrollado y mejorado continuamente, aumentando la importancia de la generación de energía eficiente (Patra & Duary, 2020). Las centrales eléctricas WTE, en muchos países europeos, se han convertido en herramientas importantes para generar calor y electricidad, reemplazando la energía producida por las centrales eléctricas de combustibles fósiles convencionales.

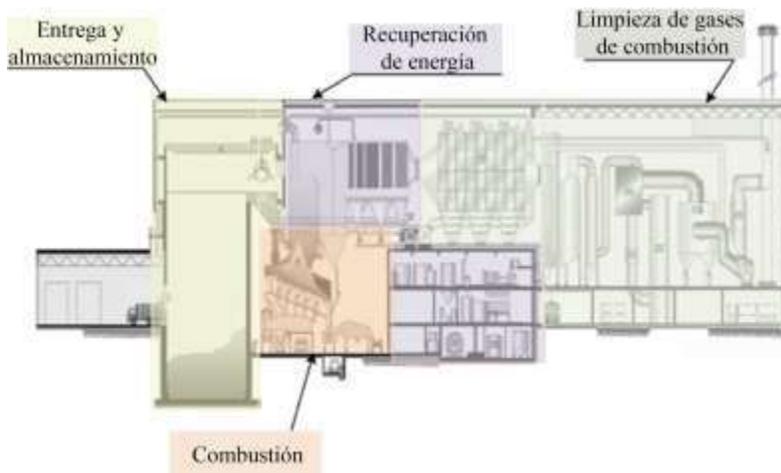
Actualmente existen varias tecnologías WTE, como la incineración de desechos, la digestión anaeróbica y la gasificación; sin embargo, la incineración masiva sigue siendo la más común (Branchini, 2015).

La tecnología dominante para la recuperación de energía de los RSU es la combustión directa sobre una parrilla móvil, con la generación de vapor sobrecalentado que alimenta una turbina de vapor en un ciclo de Hirn. La cantidad de energía recuperada de la combustión de los RSU puede variar significativamente con las características de los RSU alimentados a la caldera (composición, caudal másico, poder calorífico inferior y LHV), la tecnología de combustión, la configuración, las características de la caldera de recuperación (adiabático integrado) y las características del ciclo termodinámico (Tchobanoglous & Kreith, 2022).

En la Figura 11 se muestra una representación simplificada y esquemática de una planta de energía WTE, donde destacan cuatro procesos macro y secciones de plantas relacionadas:

sección de entrega y almacenamiento de residuos (bunker); sección de combustión de residuos (horno); sección de recuperación y conversión de energía; sección de limpieza de gases de combustión. Asimismo, en la Tabla 14 se presenta esquemáticamente el propósito de los componentes principales de una planta de energía WTE (Mutz, Hugi, et al., 2017).

Figura 11 Actividad relativa de los metanógenos al pH.



Fuente: (Mutz, Hugi, et al., 2017)

Tabla 14 Tabla comparativa de tecnologías de tratamiento

Objetivo	Responsabilidad de
Entrega y almacenamiento de residuos.	
mezcla de residuos	Bunker
Alimentación de residuos a la sección de combustión	
Destrucción de sustancias orgánicas.	
Evaporación de metales pesados volátiles y sales inorgánicas	Horno
Producción de escoria potencialmente explotable	
Reducción de volumen de residuos	
Evaporación de agua	Sección de conversión de energía
Recuperación de energía útil	
Eliminación y concentración de metales pesados volátiles y materia inorgánica en residuos sólidos	Limpieza de gases de combustión
Minimizar la emisión a todos los medios	

Fuente: (Branchini, 2015)

2.1.1. Sección de Entrega y Almacenamiento de Residuos

A la zona de entrega llegan camiones, trenes o contenedores para depositar los residuos en el búnker, normalmente previo control visual y pesaje. El cerramiento del área de entrega puede ser un medio eficaz para evitar problemas de olores, ruidos y emisiones. El búnker suele ser un lecho de hormigón impermeable. Los residuos se apilan y mezclan en el búnker mediante grúas equipadas con garras (IRENA, 2022).

En contraste, la mezcla de los residuos ayuda a lograr un valor calorífico equilibrado, tamaño, estructura, composición, del material vertido en la sección de combustión. Para evitar el desarrollo excesivo de polvo y la formación de gases, como metano, a partir de reacciones químicas espontáneas entre los desechos, así como, la acumulación de olores y emisiones de polvo, los operadores de grúas deben mover, mezclar y voltear permanentemente los desechos. Además, dependiendo del poder calorífico de los residuos, así como del diseño y el concepto de la planta, una fracción del aire de combustión total (normalmente el aire debajo de la parrilla) se extrae del búnker. El búnker tiene una capacidad de almacenamiento de varios días (comúnmente de 3 a 5 días) del rendimiento operativo del plan, así su profundidad puede llegar a unas pocas decenas de metros (Tropea, 2022).

La correcta alimentación de residuos del búnker a la parrilla significa dosificar la cantidad correcta de combustible para una combustión constante. Por lo tanto, la alimentación de residuos se ajusta continuamente como consecuencia de la temperatura de combustión alcanzada y la producción de energía.

2.1.2. La sección de combustión

La incineración de residuos es la oxidación de los materiales combustibles contenidos en los RSU. Los residuos son generalmente un material muy heterogéneo, compuesto esencialmente por sustancias orgánicas, minerales, metales y agua. Durante la incineración, se crean gases de combustión que contienen la mayor parte de la energía de combustible disponible en forma de calor. La quema de las sustancias orgánicas del combustible se produce una vez que han alcanzado la temperatura de ignición necesaria y entran en contacto con el oxígeno (Zainal et al., 2022). El proceso de combustión tiene lugar en fase gaseosa en fracciones de segundo y simultáneamente libera energía siempre que el poder calorífico residual y el suministro de oxígeno sean suficientes. Esto puede conducir a una reacción térmica en cadena y una combustión autosostenida, es decir, no hay necesidad de agregar otros combustibles (Gautam et al., 2022).

Las principales fases del proceso de incineración de residuos son: Secado y desgasificación; pirólisis y gasificación; oxidación.

Secado y desgasificación: cuando se desprende contenido volátil, como hidrocarburos y agua, a temperaturas entre 100 y 300 °C. Los procesos de secado y desgasificación no requieren ningún agente oxidante y solo dependen del calor suministrado (Sikarwar et al., 2022).

Pirólisis y gasificación: la pirólisis es la descomposición adicional de sustancias orgánicas en ausencia de un agente oxidante a aproximadamente 250–700 °C. La gasificación de residuos carbonosos es la reacción que ocurre entre los vapores de agua y el CO₂ a temperaturas típicamente de 500 a 1000 °C. Así, la materia orgánica sólida se transfiere a la fase gaseosa. Además del calor, el agua, el vapor y el oxígeno favorecen esta reacción (A. H. Khan et al., 2022).

Oxidación: cuando los gases combustibles creados en las etapas anteriores se oxidan a temperaturas de los humos generalmente entre 800 y 1450 °C.

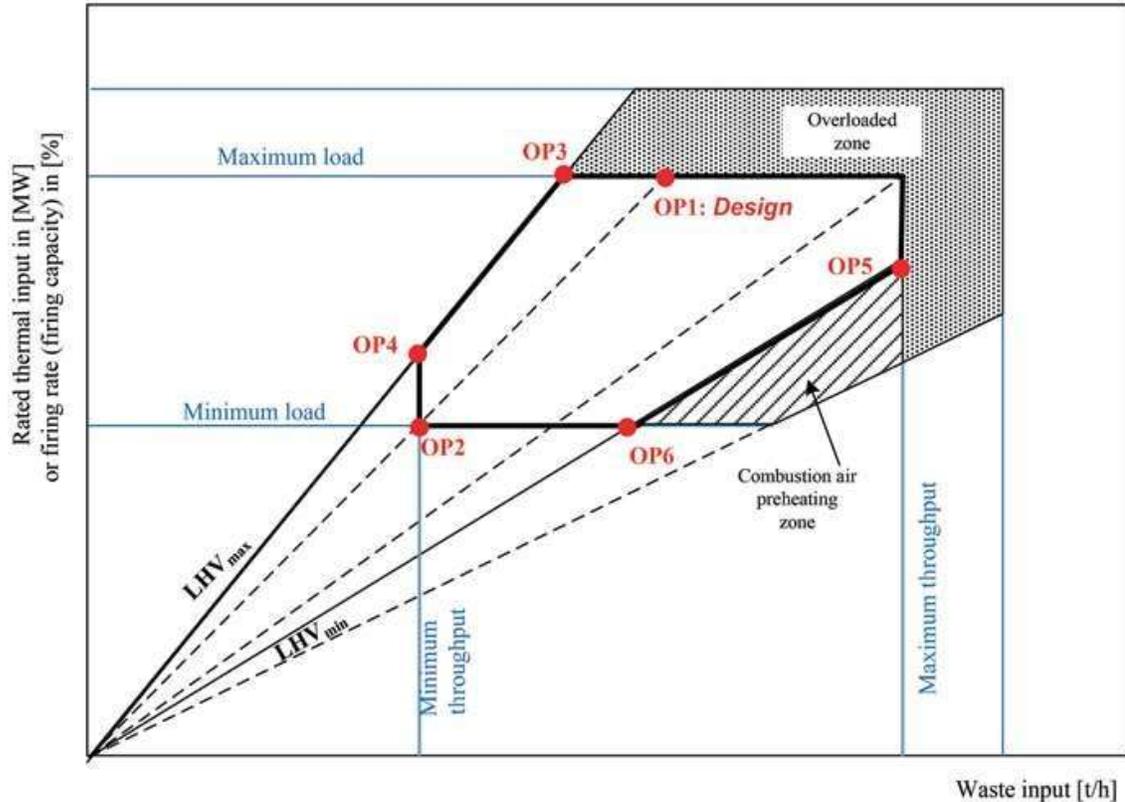
Durante la combustión de desechos, el aire generalmente se agrega en dos etapas principales: el aire primario se toma del búnker de desechos y se suministra a través de la capa de rejilla al lecho de combustible, y el aire de combustión secundario se suministra a altas velocidades sobre la capa de rejilla. También se puede utilizar aire adicional (aire terciario) y recirculación de gases de combustión (FGR), en particular con el objetivo de aumentar la turbulencia y disminuir las emisiones contaminantes (Zupančič et al., 2022).

El aire primario se precalienta mediante el uso de enfriamiento de la rejilla de combustión y/o el vapor suministrado por la purga de la turbina de vapor, mientras que, el aire secundario se introduce en la cámara de incineración a altas velocidades a través de lanzas de inyección. Esto se lleva a cabo para asegurar la incineración completa, y también es responsable de la mezcla intensiva de los gases de combustión y de la prevención del paso libre de las corrientes de gas sin quemar. El precalentamiento del aire de combustión primario puede tener una influencia positiva en la eficiencia energética general en el caso de la producción de electricidad. Además, el precalentamiento del aire de combustión es particularmente beneficioso para ayudar a la combustión de residuos con alto contenido de humedad (Vershina et al., 2022).

Al diseñar una caldera de residuos, es necesario conocer las toneladas métricas de diseño por día de residuos que se quemarán y el rango típico de poder calorífico que se espera para los residuos en esa ubicación. La caldera normalmente está diseñada para la entrada máxima de toneladas métricas por día y el valor máximo de calefacción de desechos.

En la Figura 12 se presenta un “diagrama de capacidad” típico para una planta de incineración de desechos, donde, el área de operación se destaca como una función de la tasa de flujo másico de desechos para diferentes LHV de desechos. Las dos variables, caudal másico de residuos y LHV, identifican en el eje vertical la entrada térmica en el sistema (Tropea, 2022).

Figura 12 Diagrama de capacidad de horno típico de una planta de incineración de desechos



Fuente: (Tchobanoglous & Kreith, 2022)

De la Figura 16, el área operativa WTE se define por: OP1, OP2, OP3, OP4, OP5 y OP6, las cuales se describen a continuación.

OP1: tasa de encendido máxima (100 % de capacidad) en la entrada de residuos del punto de diseño (diseño LHV, rendimiento de residuos de diseño)

OP2: entrada de residuos de LHV de diseño con una carga mínima de la caldera (p. ej., 60 % de capacidad; LHV de diseño, pero rendimiento mínimo de residuos)

OP3: carga máxima de la caldera con el LHV más alto (significa un rendimiento de residuos reducido)

OP4: carga mínima de caldera con máxima LHV

OP5: carga de caldera reducida con LHV mínimo (significa un rendimiento máximo de residuos)

OP6: carga de caldera reducida con LHV mínimo (significa rendimiento intermedio de residuos)

Debido a la naturaleza extremadamente heterogénea de los RSU, en contraste con el combustible fósil, la condición operativa de una planta WTE se ajusta continuamente, tanto como sea posible, alrededor del punto de diseño (OP1 en la Figura 20) para mantener la planta en condiciones nominales.

En el área de operación normal, se pueden detectar dos zonas diferentes: una zona donde, debido al bajo valor de LVH, es necesario precalentar el aire de combustión y una zona sobrecargada donde la operación WTE se puede permitir solo por un tiempo limitado.

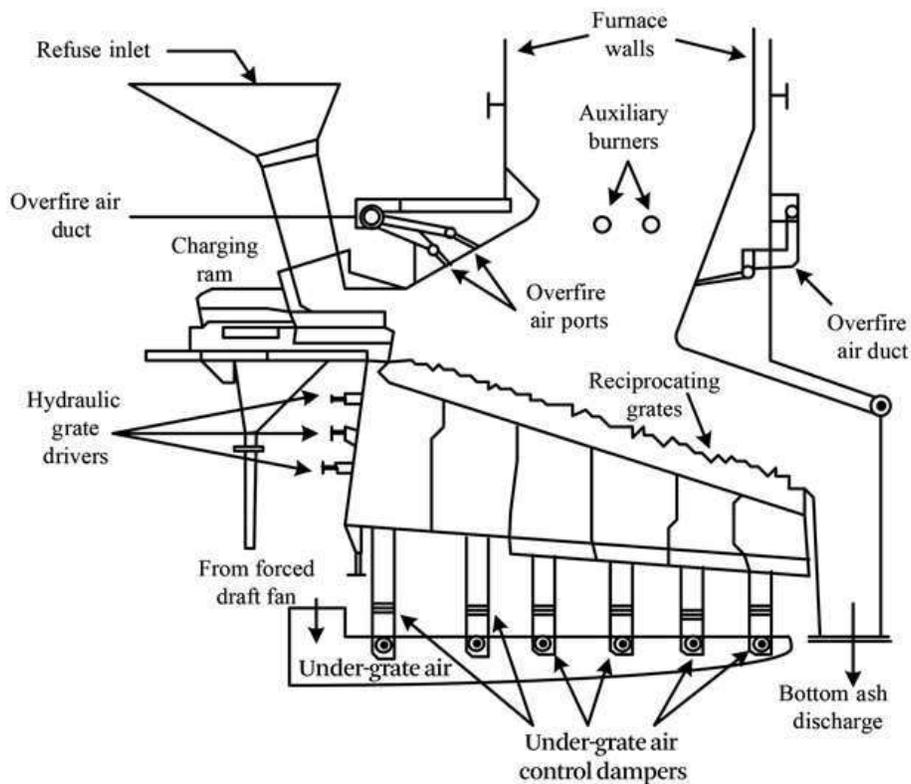
Los incineradores de parrilla se aplican ampliamente para la incineración de residuos municipales mixtos. En este sentido, en Europa, aproximadamente el 90 % de las instalaciones de tratamiento de RSU utilizan rejillas.

Los incineradores de parrilla generalmente tienen los siguientes componentes: alimentador de desechos, parrilla de incineración, descargador de cenizas del fondo, sistema de conductos de aire de incineración, cámara de incineración y quemadores auxiliares.

Dependiendo del LHV de desecho, el enfriamiento de la parrilla se puede lograr con aire o con un medio de enfriamiento líquido (generalmente agua). El flujo del medio de enfriamiento es desde las zonas más frías hacia las progresivamente más calientes para maximizar la transferencia de calor. El calor absorbido por el medio de enfriamiento puede transferirse para uso en el proceso o para suministro externo. El enfriamiento por agua se aplica con mayor frecuencia cuando el LHV de los desechos es alto (Sikarwar et al., 2022).

Además, el uso de agua para enfriar la parrilla puede permitir controlar la temperatura del metal de la parrilla y la temperatura de combustión local con mayor independencia del suministro de aire primario. Un mejor control de la temperatura de la parrilla puede permitir la combustión de residuos de mayor poder calorífico, sin los problemas normalmente mayores de operación y mantenimiento. En la Figura 13 se muestra un alimentador de desechos típico y un dispositivo de rejilla.

Figura 13 Esquema del alimentador de desechos, dispositivo de rejilla y sistema de aire de combustión



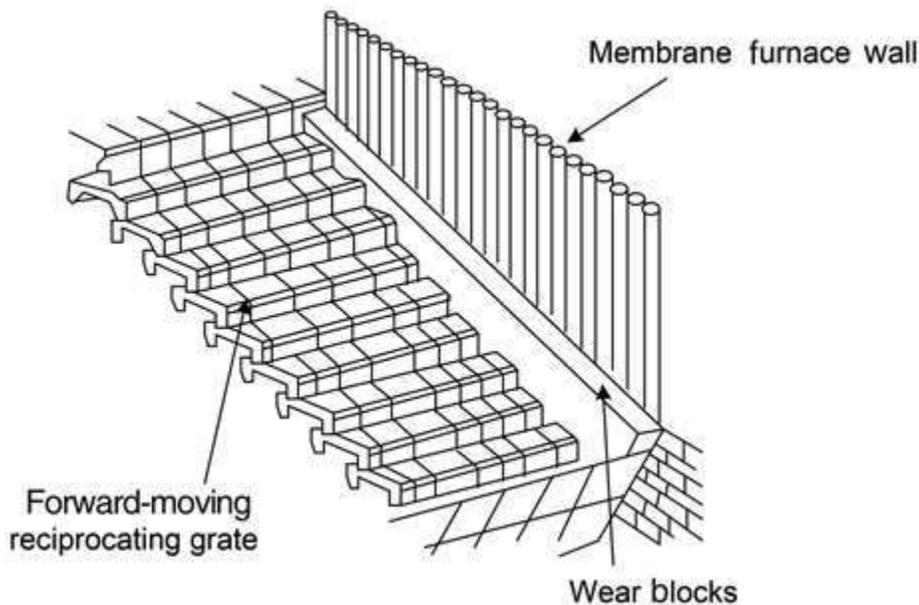
Fuente: (Tchobanoglous & Kreith, 2022)

El tiempo de residencia de los residuos sobre las rejillas normalmente no supera los 60 min. Los diferentes sistemas de parrilla se pueden distinguir por la forma en que se transportan los desechos a través de las diferentes zonas de la cámara de combustión. Básicamente, existen dos variaciones principales de parrillas alternativas, entre las que se incluyen, alimentadores continuos o discontinuos, los cuales se describen a continuación.

Parrilla recíproca inversa: las barras de la parrilla oscilan hacia adelante y hacia atrás en la dirección inversa del flujo de los desechos, y consisten en escalones de parrilla fijos y móviles.

Parrilla de empuje hacia adelante (Figura 14): las barras de la parrilla constan de muchos escalones que oscilan horizontalmente, empujando los desechos en la dirección de la sección de descarga de cenizas.

Figura 14 Rejilla recíproca de movimiento hacia adelante



Fuente: (Gautam et al., 2022)

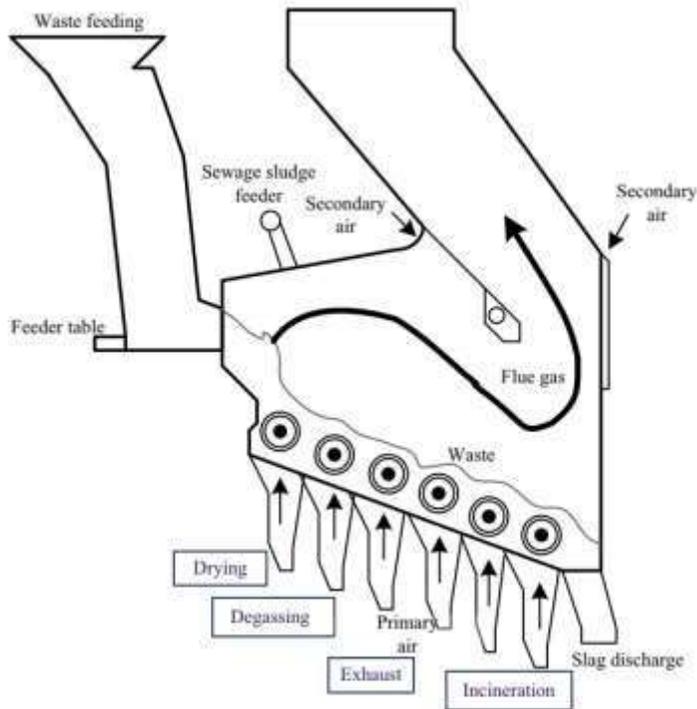
La combustión tiene lugar encima de la parrilla en la cámara de incineración (Figura 15). En su conjunto, la cámara de incineración suele constar de una parrilla situada en la parte inferior, paredes enfriadas y no enfriadas en los lados del horno y un calentador de techo o de superficie de la caldera en la parte superior (Okedu et al., 2022). Como los desechos municipales generalmente tienen un contenido altamente volátil, los gases volátiles se eliminan y solo una pequeña parte de la incineración real tiene lugar en la parrilla o cerca de ella. Los requisitos que influyen en el diseño de la cámara de incineración son: Forma y tamaño de la parrilla de incineración; Vórtice y homogeneidad del flujo de gases de combustión.

Forma y tamaño de la parrilla de incineración: El tamaño de la parrilla determina el tamaño de la sección transversal de la cámara de incineración.

Vórtice y homogeneidad del flujo de gases de combustión: la mezcla completa de los gases de combustión es esencial para una buena incineración de gases de combustión.

Suficiente tiempo de residencia de los gases de combustión en el horno caliente. Asimismo, debe garantizarse un tiempo de reacción suficiente a altas temperaturas para una incineración completa. Por otro lado, la refrigeración parcial de los gases de combustión para evitar la fusión de cenizas volantes calientes en la caldera; la temperatura de los gases de combustión no debe superar un límite superior a la salida de la cámara de incineración (Tezer et al., 2022).

Figura 15 Rejilla recíproca de movimiento hacia adelante



Fuente: (Gautam et al., 2022)

Los estándares modernos exigen que los gases de combustión estén expuestos a una temperatura mínima de 850 °C durante un tiempo de residencia mínimo de 2 s después de la última inyección de aire secundario (Farooq et al., 2020). Por lo tanto, el horno debe tener una cámara de postcombustión encima de la parrilla. El quemado final de los gases de combustión se lleva a cabo en esa cámara y se agrega la cantidad requerida de aire de combustión secundario de manera que se garantice la máxima turbulencia. Para garantizar una combustión completa, se necesita una cierta cantidad de exceso de aire de combustión.

El exceso de aire, que representa una pérdida de energía y, por lo tanto, una pérdida de eficiencia térmica se puede reducir mediante el uso de una parrilla enfriada por agua y/o por FGR. Una fracción (aproximadamente 10-20 % por volumen (Branchini, 2015)) de los gases de combustión (generalmente limpios) se recircula, después de la limpieza previa, para reemplazar una fracción de las alimentaciones de aire secundario en la cámara de combustión. Se informa que esta técnica reduce las pérdidas de calor con los gases de combustión y aumenta la eficiencia energética del proceso en aproximadamente un 0,75-2 %. También se informan beneficios adicionales de la reducción primaria de NOX (Branchini, 2015).

2.1.3. La Sección de Recuperación de Energía

Las calderas para las centrales eléctricas WTE suelen ser calderas acuotubulares y, en la mayoría de los casos, tienen cuatro pasos: tres pasos de radiación vertical y un paso de convección. El primer paso de radiación está integrado en el horno (caldera integrada) como cámara de postcombustión. El paso de convección, en el que se ubican los evaporadores, sobrecalentadores y economizadores, puede ser vertical u horizontal (Nairobi, 2015).

En el diagrama esquemático de la Figura 16 es posible diferenciar tres áreas de superficie de calor diferentes: economizador, evaporador y sobrecalentador.

Economizador (ECO en Figura 16): en esta zona, los gases de combustión calientan el agua de alimentación de la caldera hasta una temperatura cercana al punto de ebullición.

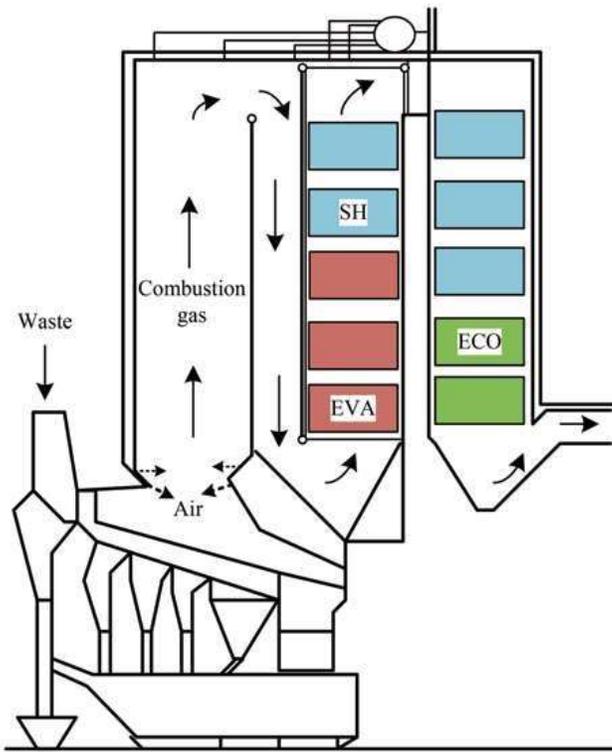
Evaporador (EVA en Figura 16): en esta zona se calienta el agua que sale del economizador hasta alcanzar la temperatura de vapor saturado (diseñado como superficie de calentamiento agrupada, pared envolvente de la cámara de incineración).

Sobrecalentador (SH en Figura 16): en esta zona se sobrecalienta a la temperatura máxima el vapor saturado que sale del evaporador. Los enfriadores por aspersion y los enfriadores de superficie se utilizan en calderas de circulación para mantener la temperatura de vapor exacta requerida. Su función es equilibrar las fluctuaciones de la temperatura del vapor, que son consecuencia de fluctuaciones de carga, cambios en la calidad de los desechos, exceso de aire, así como contaminación de las superficies de calor (superficie limpia o sucia) (Jara-Samaniego et al., 2017).

A la hora de diseñar una caldera para la combustión de residuos, el aspecto más importante para tener en cuenta es el especial riesgo de corrosión. Los problemas de corrosión limitan los parámetros del vapor a un máximo de alrededor de 450 a 500 °C y 40 a 60 bar, respectivamente, para la temperatura y la presión del vapor sobrecalentado. En general, a la entrada de la sección de convección, los gases de combustión tienen una temperatura inferior a 700–650 °C (Narváez et al., 2013).

Se debe esperar una buena calidad de la caldera y la adopción de una capa protectora específica cuando se utilizan parámetros de vapor elevados. Por lo tanto, se requiere un compromiso entre los altos parámetros del ciclo de vapor y el aumento de los problemas de corrosión para no penalizar la eficiencia de conversión de residuos en energía y, al mismo tiempo, no aumentar los costos de capital y mantenimiento de la planta.

Figura 16 Áreas típicas de superficie de calor en un generador de vapor.



Fuente: (Gautam et al., 2022)

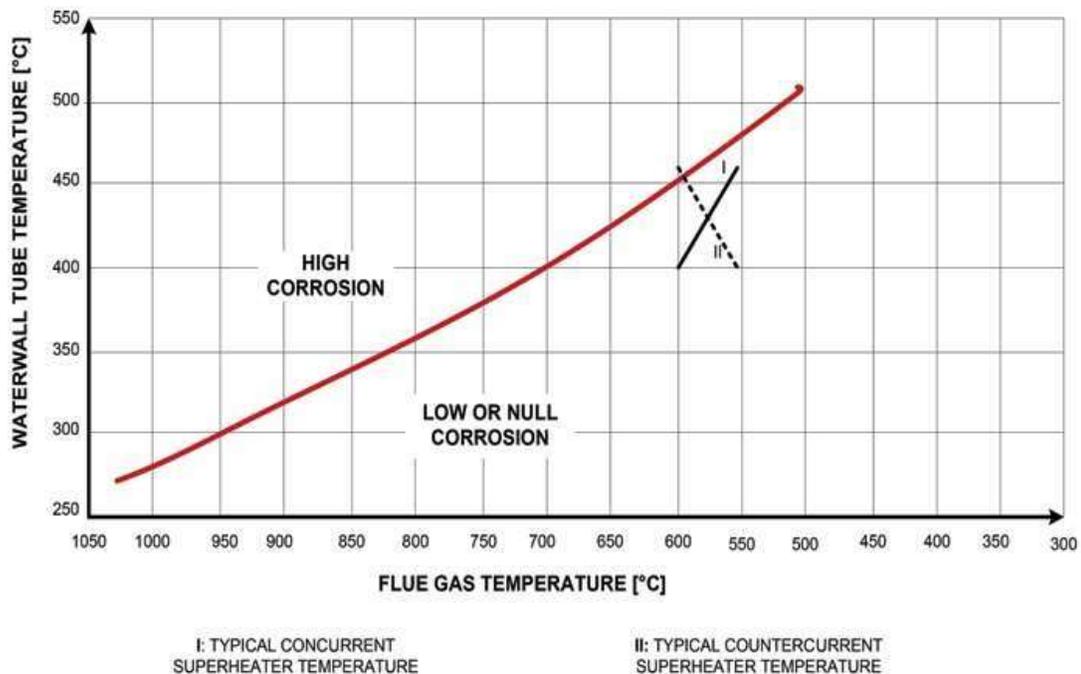
En las plantas de incineración de residuos se pueden utilizar diferentes tipos de calderas: calderas horizontales, calderas verticales, combinación de calderas verticales y horizontales.

Las calderas de disposición horizontal se caracterizan por el hecho de que los gases de combustión en las superficies de calentamiento por convección se desplazan horizontalmente. Por el contrario, en las calderas de disposición vertical, los gases de combustión en las superficies de calentamiento por convección se desplazan en dirección vertical. Las principales ventajas de la disposición horizontal son: (i) limpieza fácil de la superficie de calentamiento, (ii) riesgo reducido de bloqueo del haz de tubos debido a partículas y polvo, (iii) la posibilidad de colocar soportes exteriores para el paso de gases de combustión para la superficie de calentamiento. Pero el principal inconveniente de la configuración horizontal es que necesita mucho espacio. La compactidad es la principal ventaja de las configuraciones verticales, optimizando así el rendimiento por tonelada métrica de acero en la caldera (Weedermann et al., 2013).

2.1.4. Protección contra la corrosión

Las plantas WTE modernas han mejorado significativamente y son muy superiores en comparación con los incineradores contaminantes antiguos. Sin embargo, la variabilidad en RSU LHV y su contenido relativamente alto de cloro contribuyen a una atmósfera altamente corrosiva que acorta la vida útil de los tubos del intercambiador de calor (Chakraborty et al., 2013). La cámara de incineración, las paredes de agua de los primeros pasos y los sobre calentadores son los componentes de la caldera más afectados por la corrosión. En la Figura 17 se muestra un diagrama de corrosión típico, derivado de la experiencia práctica. El diagrama, donde los ejes horizontal y vertical informan la temperatura de la superficie de los gases de combustión y de la pared de agua, destaca dos zonas diferentes caracterizadas por diferentes velocidades de corrosión. Como se destaca en la Figura 17, la temperatura del tubo de la pared de agua y de los gases de combustión son las variables fundamentales para determinar el riesgo de corrosión.

Figura 17 Diagrama típico de corrosión



Fuente: (Gautam et al., 2022)

Los factores más importantes que afectan la probabilidad de corrosión dentro de una caldera WTE son: temperatura de la superficie del metal; temperatura del gas; fluctuación de temperatura; características de los depósitos de sales fundidas, las cuales se describen a continuación.

Temperatura de la superficie del metal: la alta temperatura de la superficie del metal debido a los altos flujos de radiación y/o la tasa de transferencia de calor inadecuada al flujo de vapor dentro del tubo da como resultado la fusión de los depósitos y la aceleración de la tasa de corrosión. En general, las temperaturas del metal de la pared de agua y los tubos del sobre calentador se mantienen a temperaturas inferiores a 300 y 450 °C, respectivamente. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, la operación a temperaturas más altas del sobre calentador aumenta la eficiencia térmica de la turbina de vapor (Gautam et al., 2022).

Temperatura del gas: la temperatura de los gases de combustión puede afectar las tasas de deposición y también la composición del depósito y, por lo tanto, acelerar la corrosión. El gradiente de temperatura entre la temperatura del gas y la temperatura de la superficie del metal es una fuerza impulsora para la condensación de especies vaporizadas, como cloruros metálicos, en la superficie enfriada (Gautam et al., 2022).

Fluctuación de temperatura: la composición heterogénea de los RSU y la fluctuación correspondiente en LHV con el tiempo da como resultado fluctuaciones significativas de la temperatura del gas dentro de la cámara de combustión. Los estudios experimentales han confirmado que la tasa de corrosión aumenta varias veces debido a la amplia fluctuación de temperatura (Gautam et al., 2022).

Características de los depósitos de sales fundidas: la presencia de cloruros, sulfuros, componentes alcalinos y de metales pesados en los depósitos afecta las propiedades químicas y físicas de los depósitos, como la permeabilidad al gas. La composición del depósito se ve afectada por la composición de la alimentación de residuos y el gradiente de temperatura gas-metal. La tasa de corrosión también aumenta con un aumento en el espesor de los depósitos (Gautam et al., 2022).

La corrosión de los tubos metálicos es el principal problema operativo, ya que provoca tiempos de inactividad y paradas periódicas en las plantas WTE, además, representa una fracción significativa de los costos operativos totales de las plantas. Además, el aumento en los parámetros del ciclo de vapor para lograr una alta eficiencia de la planta hace que las superficies de transferencia de calor estén expuestas a una atmósfera de corrosión severa (Nieuwlaar, 2013).

Además de los problemas de corrosión, otro aspecto negativo de una planta WTE es la erosión, es decir, la abrasión del material de la superficie a través del desgaste vertical, que es causado principalmente por las partículas de ceniza presentes en los gases de combustión. La

erosión aparece principalmente en el área de redirección de gas. El desgaste del tubo es causado por una combinación de corrosión y abrasión.

Las contramedidas, que ayudan a reducir el daño por corrosión a un nivel aceptable, se pueden dividir en medidas primarias y secundarias. Las medidas primarias buscan eliminar la corrosión al influir en las condiciones del proceso en la caldera (González, 2017), principalmente minimizando las fluctuaciones de temperatura del gas y mejorando la mezcla de gas a través de la recirculación de gas y el diseño óptimo del sistema de caldera.

Las medidas secundarias implican el uso de capas protectoras para prolongar la vida útil de los tubos de la caldera. Para evitar ataques corrosivos, las superficies de calentamiento en la sección radiante y los sobre calentadores están protegidas por materiales refractarios resistentes y/o materiales soldados de alta aleación. El revestimiento consiste en recubrir los tubos con una capa de Inconel 625 que proporciona una excelente resistencia a la corrosión (Mutz, Hengevoss, et al., 2017). El inconveniente más importante en el uso de Inconel 625 es su costo extremadamente alto, que solo se compensa parcialmente por la ausencia de costos de corrosión.

Un estudio del Waste-to-Energy Research and Technology Council (WTERT) (Branchini, 2015) muestra que el tiempo de inactividad no programado debido a la corrosión generalmente varía de 0 a 20 días por año y que el costo de mantenimiento anual por unidad de caldera debido a la corrosión varía de US\$ 18.000 a 1.200.000 o de US\$ 0,23 a 8,17 por tonelada de RSU quemados.

2.2. Ciclo de vapor de conversión de residuos en energía

La cantidad de energía recuperada de la combustión de residuos puede variar significativamente según las características de los RSU alimentados a la caldera (composición, caudal másico y poder calorífico inferior, LHV), la tecnología de combustión, la configuración y las características de la caldera. caldera de recuperación (adiabática o integrada), y las características del ciclo termodinámico.

Para las condiciones normales de funcionamiento de la caldera (excluidos los arranques y paradas), la cinética del proceso de corrosión está influenciada por el intercambiador de calor de pared y las temperaturas de los gases de combustión. Así, las características del vapor producido, la presión y la temperatura juegan un papel fundamental en la corrosión.

Todos estos factores exponen la estructura de la caldera a una variedad de eventos críticos; por lo tanto, es necesario proteger la sección del intercambiador de calor con materiales

refractarios, reduciendo el flujo de calor y limitando las temperaturas de los gases de combustión, y planificar una organización específica de la sección del intercambiador de calor.

Los problemas mencionados anteriormente relacionados con la conversión WTE limitan la temperatura máxima del vapor sobrecalentado. La condensación de compuestos agresivos es otro factor limitante. Para evitarlo, se deben obtener altas temperaturas de salida.

Estos límites reducen la entrada de energía térmica con residuos realmente convertibles en energía útil, restringiendo la eficiencia del ciclo de vapor.

Los problemas de corrosión hacen que la temperatura de entrada a la turbina se ubique entre 370 y 450 °C. Las bajas temperaturas de sobrecalentamiento también implican una presión de evaporación moderada para limitar la fracción líquida en la salida de la turbina de vapor (ST), típicamente entre 40 y 50 bar. Además, valores elevados de la presión de evaporación (más de 50 bar) hacen necesaria una protección de la cámara de combustión con una capa de metal noble para evitar problemas de corrosión.

Debe señalarse que la posibilidad de aumentar la presión de evaporación y la temperatura del vapor sobrecalentado está limitada principalmente por aspectos económicos y de complejidad de la planta.

Las temperaturas típicas de salida de los gases de combustión oscilan entre 180 y 250 °C, significativamente más altas que las típicas de las centrales eléctricas de combustibles fósiles. Valores iguales o inferiores a 160 °C solo se pueden alcanzar en plantas avanzadas.

El tamaño típico de una planta de incineración es más pequeño que el de una planta convencional de combustibles fósiles. La energía eléctrica generada a partir de la combustión de RSU (normalmente entre unos pocos megavatios hasta un máximo de 70-80 MW) es uno o dos órdenes inferior a la de una central eléctrica convencional. Además, el diseño de la planta debe ser lo más simple posible para reducir los costos de inversión.

El condensador de superficie con torres de refrigeración por aire o condensador enfriador de aire se utiliza generalmente para la condensación de vapor, lo que implica una alta presión de condensación (entre 0,2 y 0,1 bar), mientras que 0,05 bar es el valor para centrales eléctricas convencionales que utilizan condensadores de superficie con ciclos abiertos.

La eficiencia eléctrica neta también se ve influenciada negativamente por el alto exceso de aire necesario para la combustión de RSU y, en consecuencia, por el alto volumen de

productos de combustión. Por lo tanto, se descarga una cantidad considerable de gases de escape, lo que eleva los consumos de energía auxiliar y el calor descargado.

Por estas razones, la eficiencia de conversión del ciclo de vapor para una central WTE apenas supera el 30 %, mientras que el valor medio neto de la eficiencia eléctrica ronda el 25 %.

La Figura 22 muestra la distribución de las instalaciones WTE italianas en términos de producción de energía eléctrica en función de la entrada térmica residual y los parámetros del ciclo del vapor (presión y temperatura máximas del vapor).

Tal y como establece este estudio, los valores de presión evaporativa oscilan entre 10 y 75 bar; El 55 % de los casos (27 plantas) se encuentran en un rango de 20 y 40 bar, con un pico en torno a los 40 bar. La temperatura de funcionamiento suele ser de 400 °C. Las plantas de energía WTE de Brescia lograron el mejor rendimiento con 75 bar y 450 °C de presión de evaporación y temperatura máxima del vapor, respectivamente (Moya, Aldás, Jaramillo, et al., 2017).

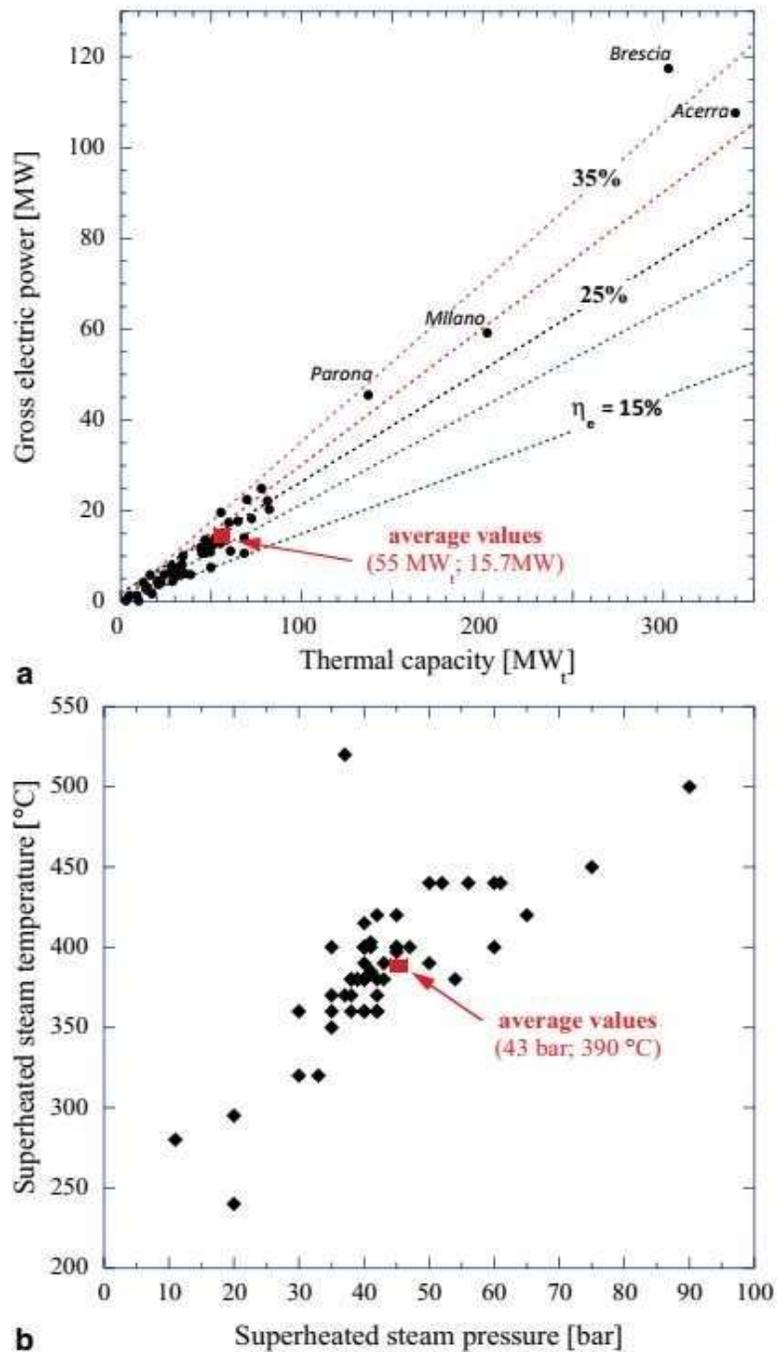
Los valores promedio de la capacidad de la planta y los parámetros de vapor, presentados en la Figura 22, sugieren que se puede identificar una instalación "promedio" representativa de WTE. Este WTE "promedio" representativo se caracteriza por un tamaño mediano (capacidad de entrada promedio igual a 55 MWt y producción de energía eléctrica bruta de 15,7 MW), parámetros de ciclo de vapor moderados (presión de entrada ST de 43 bar y temperatura de 390 °C), y típicamente extracción de vapor de la turbina y regeneración.

A diferencia de las WTE de tamaño medio "promedio" de última generación (Figura 18), se pueden identificar plantas de energía WTE de "alto rendimiento", caracterizadas por altos parámetros del ciclo de vapor (presión de entrada ST superior a 80 bar y temperatura superior a 450 °C) y alta capacidad de planta (más de 100 MWt). Esta disposición de ciclo de vapor de alto rendimiento es típica de las plantas de energía WTE modernas y de gran tamaño, que corresponden a costos de inversión significativos (Qazi, Abushammala, Azam, et al., 2018).

Un ciclo de vapor sobrecalentado sin recalentamiento y con extracción de vapor es el diseño típico de una central eléctrica WTE de tamaño medio. En la Figura 19 se presenta un diseño esquemático de una disposición de ciclo de última generación. El generador de vapor es del tipo de circulación natural, integrado con la cámara de combustión. Comprende varios canales de radiación con flujo vertical de gases de combustión y una sección de convección que contiene los sobre calentadores (SH), evaporadores (EVA) y economizadores (ECO). La

configuración de la sección convectiva puede ser vertical, horizontal o combinar ambos tipos (Noya et al., 2018).

Figura 18 Producción de energía eléctrica bruta WTE, (a) capacidad térmica de entrada y (b) parámetros del ciclo de vapor (b)



Fuente: (Branchini, 2015)

Mientras que el segundo y tercer SH que encuentra el gas de combustión están diseñados con flujo de vapor a contracorriente, el acero al carbono se usa comúnmente en secciones SH con temperaturas de metal más bajas (Amulen et al., 2022).

El horno superior, donde se colocan las secciones de EVA, debe tener el tamaño adecuado para proporcionar una superficie de transferencia de calor adecuada para reducir la temperatura de los gases de combustión que ingresan al SH a un nivel aceptable.

El vapor sobrecalentado, generado en el interior de la sección convectiva de la caldera WTE en el banco SH, se envía al ST, conectado a un generador síncrono para la producción de electricidad ECO. Los ECO están ubicados al final de la sección convectiva de la caldera WTE, mientras que el EVA se divide en diferentes bancos de intercambiadores de calor, ubicados tanto en la sección radiante como en la convectiva (EVA1 y EVA2) de la caldera. Asimismo, los ECO pueden ser de flujo largo vertical o de flujo cruzado horizontal.

Se utiliza una purga ST para alimentar el desaireador (DEA) y completar el precalentamiento del aire primario antes de la combustión. El precalentamiento del aire es necesario por dos razones: (i) para ayudar a los procesos de secado e ignición de los desechos y (ii) para aumentar la eficiencia térmica aumentando la entalpía del reactivo. El aire de combustión principal (o debajo de la parrilla) normalmente se precalienta hasta 120–150 °C. Para alcanzar este nivel de temperatura, además de la explotación del enfriamiento de la rejilla, es necesaria una purga de ST que alimenta un intercambiador de calor. El aire secundario (o sobre fuego) generalmente se precalienta aprovechando solo el enfriamiento de la parrilla hasta unos 50°C.

Los sistemas de aire debajo de la parrilla generalmente están diseñados para el 70 % del aire total con una operación normal esperada del 60 % (Giraud et al., 2021). Debido a que los desechos contienen un alto porcentaje de volátiles, una parte significativa del aire de combustión total debe ingresar al horno de forma secundaria, o como aire sobre el fuego (alrededor del 40 % en funcionamiento normal), a través de la pared del horno. La función básica del aire secundario es completar la combustión, proporcionando tanto el oxígeno necesario como la turbulencia adecuada necesaria para mezclar los gases de combustión.

Se utiliza refrigeración por agua con circuito cerrado para la parrilla de combustión; después de pasar por la rejilla, se usa agua caliente para precalentar las corrientes de aire de entrada primaria y secundaria. Por lo tanto, el calor eliminado a través del enfriamiento de la parrilla se aprovecha para el precalentamiento del aire de combustión.

Una fracción de los gases de escape (normalmente un 15 % en volumen) se recircula dentro de la caldera WTE en la sección de poscombustión para reducir las emisiones de óxido de nitrógeno (NO_x).

La legislación requería un contenido mínimo de oxígeno, %O₂, en los gases de escape de las calderas WTE del 6 %, pero se eliminó de las directivas más recientes de la Comisión Europea (CE) sobre incineración (Branchini, 2015). A pesar de ello, el valor operativo típico del contenido de oxígeno en los gases de escape secos oscila entre el 6 y el 9 %. Un contenido más bajo de O₂ puede aumentar la emisión de monóxido de carbono y puede aumentar el riesgo de corrosión (DOE, 2019).

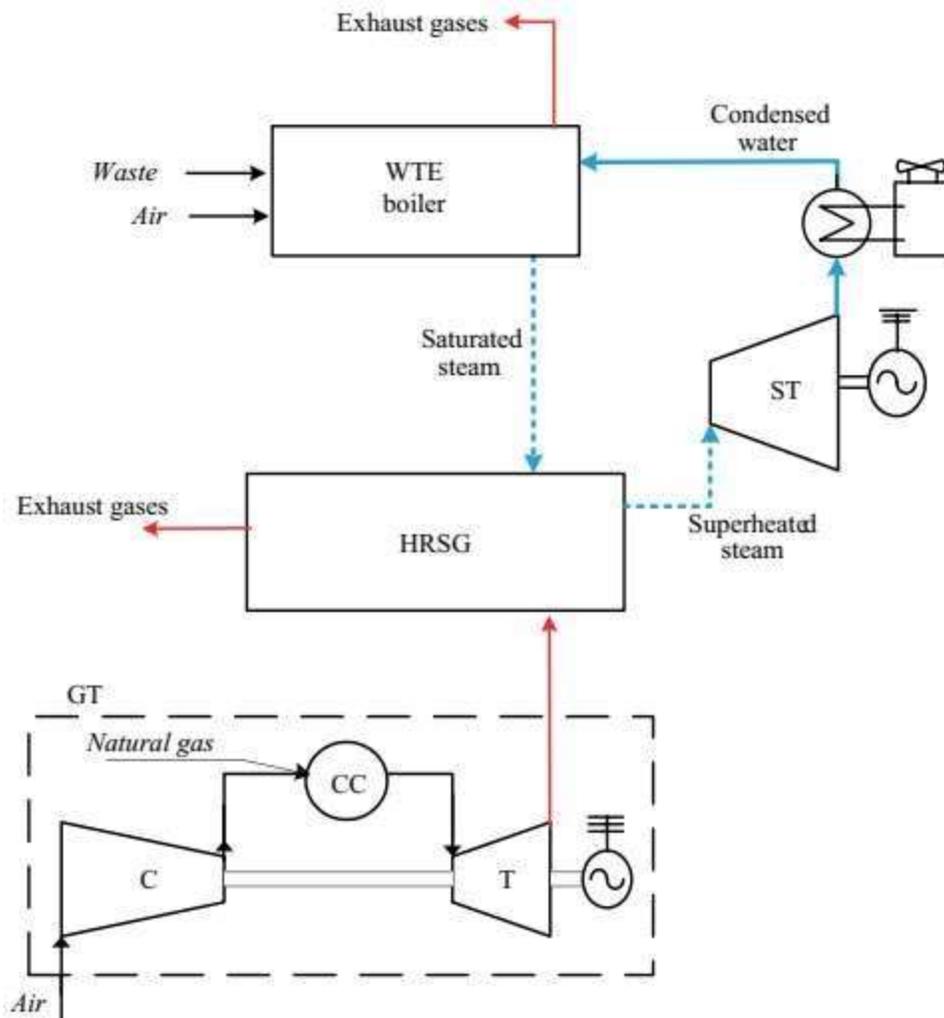
La temperatura mínima de salida de los gases de escape se determina principalmente para evitar la corrosión por punto de rocío ácido. La temperatura mínima posible del gas seco es de 130–140 °C utilizando material de construcción de caldera normal. Cuando la temperatura cae por debajo del punto de rocío ácido, aparecen corrosiones químicas húmedas en las superficies frías. Este daño se puede evitar elevando la temperatura o seleccionando un material adecuado. La temperatura típica de salida del gas oscila entre 150 y 190 °C para las instalaciones WTE modernas (Tsui & Wong, 2019).

Se puede usar una segunda purga ST (a menor presión), si está presente, en el intercambiador de calor del agua de alimentación (después de la bomba de extracción) para precalentar el agua que sale del condensador antes de ingresar al DEA. La presencia de una purga de ST adicional para el precalentamiento del agua de alimentación se puede encontrar en WTE de mayor capacidad, donde la complejidad adicional y los costos asociados se pueden aceptar más fácilmente (Mayer et al., 2019).

2.3. Integración WTE–GT Steam/Waterside

Con la integración vapor/waterside, la planta WTE actúa básicamente como una fuente adicional de vapor saturado y de agua caliente para el ciclo combinado (CC). Todo el equipamiento para la producción de energía se concentra en la “isla” que forma el CC. La isla de tratamiento de residuos comprende el equipo para el manejo de residuos, la combustión de residuos y el tratamiento de gases de combustión. La Figura 20 muestra esquemáticamente un posible diseño de planta de energía integrada WTE-GT vapor/waterside.

Figura 20 Esquema de la integración de agua/vapor entre una conversión de residuos en energía (WTE) y una turbina de gas (GT)



Fuente: (Branchini, 2015)

Al estar casi exento de corrosión, el generador de vapor de recuperación de calor (HRSG) puede llevar el vapor a temperaturas que normalmente se alcanzan en las centrales eléctricas de combustibles fósiles (520–560 °C). A su vez, temperaturas de vapor más altas permiten presiones de evaporación más altas sin fracciones líquidas indebidas en las últimas etapas de la turbina de vapor (ST). Además, la generación de vapor saturado fuera del HRSG (en la caldera WTE) da un perfil de temperatura más favorable (menor ΔT entre gas y vapor o agua) con menor irreversibilidad y mayor eficiencia (Janipella et al., 2019).

La sección de tratamiento de gases de combustión y las concentraciones de contaminantes en la chimenea pueden ser idénticas a las de las plantas WTE convencionales;

esto también se aplica a las emisiones específicas de la cantidad de RSU porque la integración no provoca la dilución de los productos de combustión. Sin dilución también significa que no hay sanciones en el costo del tratamiento de gases de combustión (Uche-Soria & Rodríguez-Monroy, 2019).

El aumento de la temperatura del vapor externamente en el ciclo de Rankine mejora la eficiencia de la generación de electricidad para las centrales eléctricas alimentadas por RSU. Esto se puede lograr con RSU y HCC de gas natural que involucran dos ciclos termodinámicos diferentes con dos tipos de combustible. En el CC, el TC consiste en un GT, mientras que el BC, impulsado por combustible RSU de baja calidad, es un ciclo de vapor. En un sistema CC de combustible dual, debe haber un enlace térmico bien diseñado entre el TC y el ciclo de vapor inferior. La integración tiene que proporcionar ventajas termodinámicas y operativas tanto para el TC como para el BC. En general, el sobrecalentamiento del vapor por el calor de escape de la turbina es viable. Esta disposición puede aumentar sustancialmente la eficiencia de la conversión de energía de los RSU al tiempo que evita los problemas de corrosión (Cole-Hunter et al., 2020).

Las ventajas potenciales de una combinación de plantas WTE-GT en comparación con una planta WTE independiente se pueden resumir de la siguiente manera:

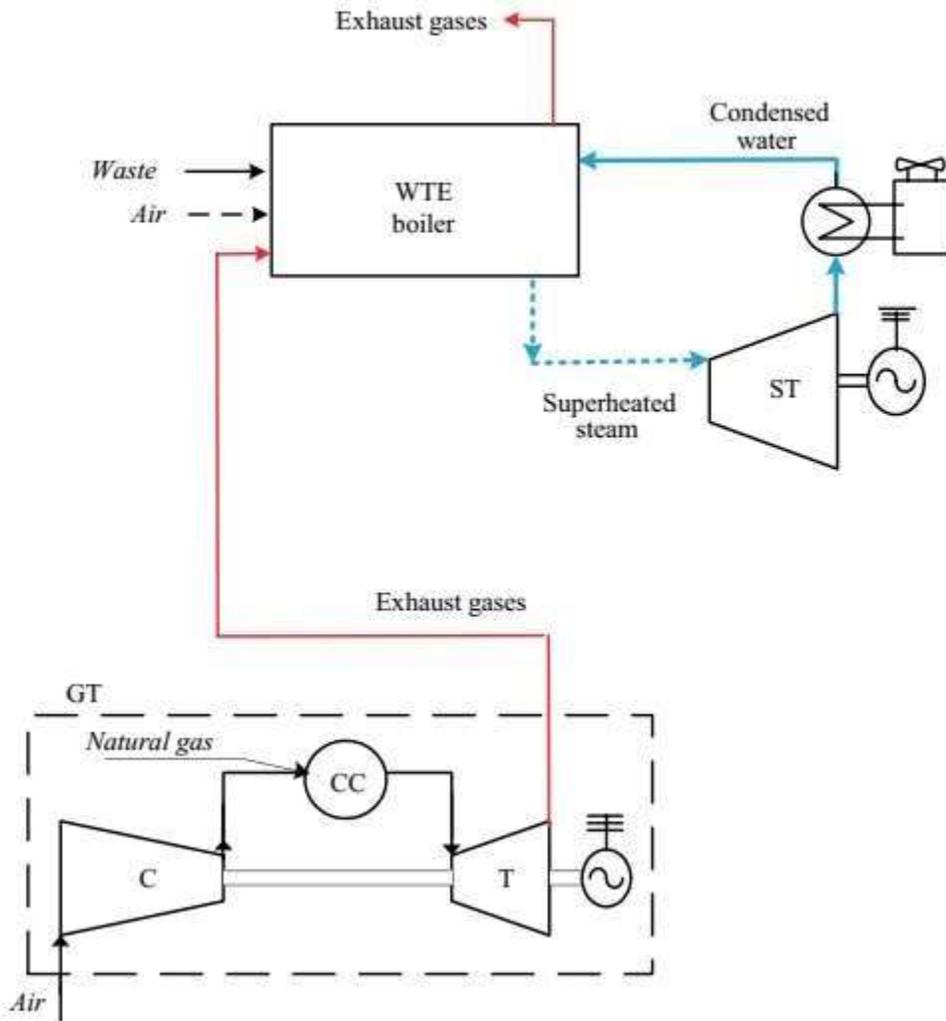
- Aumento de la temperatura máxima del ciclo de vapor que transfiere SH del WTE al HRSG, el componente más problemático en lo que respecta a la corrosión a alta temperatura.
- Reducción de la irreversibilidad del HRSG provocada por las altas diferencias de temperatura media, trasladando la generación de vapor saturado del HRSG a la sección WTE.
- Aumento de la eficiencia del ST debido a su mayor tamaño: el ST que sirve tanto a la sección WTE como al HRSG es más grande que el que se usa normalmente en las plantas WTE convencionales.

Además, desde un punto de vista económico, el sistema integrado conlleva beneficios adicionales como la reducción de costos de mantenimiento de la sección WTE, por eliminación del intercambiador de calor SH. Asimismo, los costos de capital se reducen, ya que una cantidad significativa de equipos y servicios son compartidos en la planta integrada (Farooq et al., 2020).

2.4. Integración de caja de viento WTE-GT

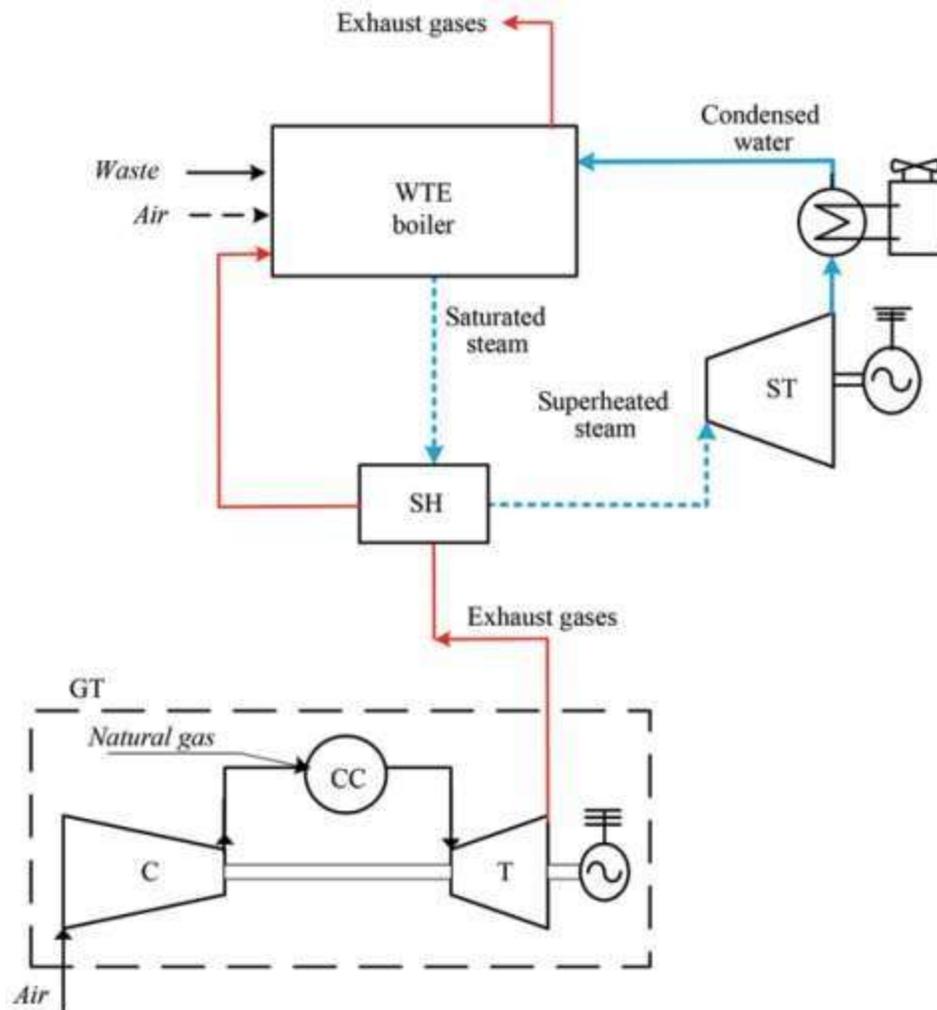
La repotenciación de la caja de viento se logra instalando un GT para proporcionar energía adicional y dirigir su escape hacia la caja de viento de la caldera original con o sin preenfriamiento. La Figura 21 muestra un diseño esquemático de WTE-GT con caja de viento caliente integrada, mientras que en la Figura 22 se presenta un esquema de integración de caja de viento fría.

Figura 21 Esquema de integración de caja de viento caliente entre una conversión de residuos en energía (WTE) y una turbina de gas (GT).



Fuente: (Branchini, 2015)

Figura 22 Esquema de integración de caja de viento fría entre una conversión de residuos en energía (WTE) y una turbina de gas (GT)



Fuente: (Branchini, 2015)

Los GT se pueden utilizar para modernizar las plantas de vapor existentes (repotenciación de la caja de viento caliente). Los GT funcionan con grandes cantidades de exceso de aire. Por lo tanto, el escape de los GT contiene una alta concentración de oxígeno (14–16% en volumen) y la temperatura del escape también es alta (480–600 °C). Esto hace que un GT sea muy adecuado para la integración con una caldera de RSU en el CC (I. Khan et al., 2022). Además, los GT modernos generalmente están optimizados con respecto a la densidad de potencia máxima (salida por unidad de flujo de aire) en lugar de la eficiencia. Coincidentemente, esto cumple bien con los requisitos de eficiencia óptima de las plantas de CC.

La repotenciación de caja de viento caliente tiene el mayor grado de complejidad técnica de todas las opciones de repotenciación basadas en turbinas de combustión. Es posible que sea

necesario modificar los calentadores de aire en función de los flujos de aire y gas revisados, y los conductos deben actualizarse para adaptarse a la temperatura más alta y al mayor volumen de aire. Los quemadores del horno deben ser modificados o reemplazados debido al menor contenido de oxígeno del flujo del escape de la turbina de combustión. Además, el menor contenido de oxígeno del aire de combustión cambiará el perfil de liberación de calor en el horno, y puede ser necesario reducir la potencia de la caldera o rediseñar las partes convectivas del horno. Otras modificaciones necesarias pueden incluir conductos de derivación para admitir cantidades variables de escape de la turbina de combustión, un calentador de aire de vapor para permitir el funcionamiento independiente de la caldera existente cuando la turbina de combustión no está disponible, un ventilador de tiro inducido para reducir la contrapresión en la turbina de combustión y una chimenea de derivación de la turbina de combustión para el arranque de la unidad (Ipiates et al., 2022).

Una variante del enfoque de repotenciación de caja de viento caliente incluye un intercambiador de calor para reducir la temperatura del escape de la turbina de combustión y producir vapor adicional. La posibilidad de compartir rutas de gas y vapor/agua entre ciclos se denomina “repotenciación de caja de viento fría”, que se presentó en la Figura 30.

Las ventajas de la integración WTE-GT de caja de viento caliente y fría se pueden resumir de la siguiente manera:

- Eliminación del precalentamiento del aire comburente WTE debido a la mayor temperatura de los gases de escape GT.
- Reducción del caudal másico total de gases de escape y de la potencia térmica descargada en comparación con los sistemas autónomos WTE y GT.
- Reducción del impacto ambiental en comparación con sistemas separados: los gases de escape GT estarían sujetos a los mismos tratamientos de limpieza de escape WTE.
- Reducción de la fracción de agua en los gases de escape WTE que bajan el punto de rocío ácido permitiendo una disminución de la temperatura mínima permitida WTE: El aumento del caudal másico respecto al aire fresco de combustión, para el mismo contenido de agua en los residuos, disminuye el agua fracción en el escape WTE.

El rendimiento de la integración de la caja de viento se puede mejorar aún más si se aplica un sobrecalentamiento externo en la configuración de la caja de viento fría. En este caso, el ciclo integrado puede tener una doble ventaja: El SH de vapor ubicado en el conducto de escape del GT no está expuesto a los gases corrosivos y, por lo tanto, puede alcanzar el mismo nivel que el del SH, pero tiene un diseño más simple y una superficie mucho más pequeña que una caldera de recuperación de calor (Sikarwar et al., 2022).

2.5. Incineración

Las expresiones para calcular la cantidad de electricidad que se puede obtener de la incineración se calculan mediante la siguiente expresión (1):

$$ERP_i = \eta * M * LCV_{MSW} / 1000 \quad (1)$$

Donde ERP_i es el potencial de recuperación de energía (MWh/día); M es la masa total de residuos sólidos secos (t/día); y LCV_{MSW} es el Valor Calorífico Inferior (LCV) de los residuos (kWh/kg). La eficiencia del proceso (η) es del 18% (Cole-Hunter et al., 2020).

2.6. Digestión anaerobia

Este es el proceso preferido para la fracción orgánica de los RSU, que permite la actividad de microbios en presencia de humedad. La expresión para calcular el potencial de generación eléctrica de la fracción orgánica total de los RSU se representa por la siguiente expresión:

$$ERP_{AD} = \sum_{i=1}^n P * W_{PC} * f * M_{OFSW} * Q_y \quad (2)$$

Donde P es la población que reside en un lugar específico [inhab]; W_{PC} es la generación anual de residuos per cápita [T/inhab-day]; f es la fracción de materia orgánica en residuos sólidos [%]; M_{OFSW} es la generación de metano por tonelada de OFSW [Nm^3/T]; y Q_y es el menor poder calorífico del biogás debido al metano [MJ/m^3] (Cole-Hunter et al., 2020).

3. Potencial energético de los RSU a nivel nacional

En este apartado se presenta el pronóstico de la capacidad energética de los RSU en el Ecuador. Para lo cual, se determina un área de estudio con el fin de conocer y describir la producción de desechos sólidos, características físicas y gestión relacionada con los RSU. Una vez obtenidos los datos se aplican dos técnicas, con la primera se estima el potencial de recuperación de energía, mientras que, el potencial de generación de energía se calcula mediante el segundo método. Al final, se evalúa la factibilidad de implementación de una de las tecnologías empleadas para la estimación.

3.1. Producción total de residuos sólidos en el Ecuador

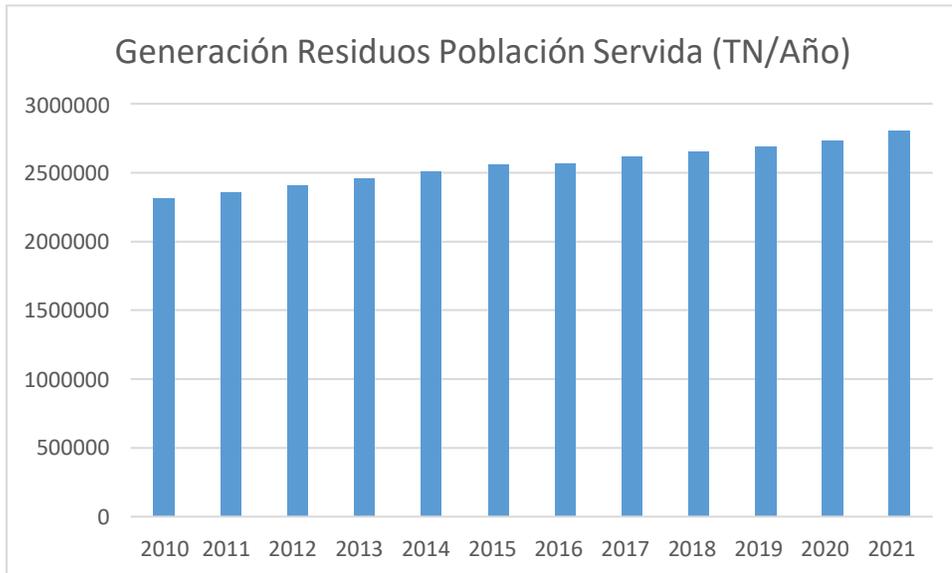
La cantidad de residuos generados por la población del Ecuador en el año 2010 fue de aproximadamente 3.988.750 toneladas por año, o 10.928 toneladas por día, con una generación per cápita (ppc) de 0,728 kg/persona por día. Por otro lado, la cantidad de residuos sólidos domésticos que genera la población con servicios de saneamiento (58%) en el Ecuador es de 2.313.449 toneladas anuales. Los datos de 2010 a 2021 se muestran en la Tabla 15 y la Figura 23.

Tabla 15 Estimación del poblado y generación de RSU

Periodo	Población	Población Servida (58% de Cobertura)	Producción per-cápita (Ppc)	Generación Desechos Poblado Servido (TN/día)	Producción Residuos Poblado Servido (TN/Año)
2010	15012228	8707092	0,728	6339	2313649
2011	15266431	8854530	0,731	6473	2362521
2012	15520973	9002164	0,734	6608	2411770
2013	15774749	9149354	0,737	6743	2461222
2014	16027466	9295930	0,74	6879	2510831
2015	16278844	9441730	0,743	7015	2560550
2016	16528730	9586663	0,734	7037	2568363
2017	16776977	9730647	0,737	7171	2617593
2018	17023408	9873577	0,737	7277	2656041
2019	17267986	10015432	0,737	7381	2694201
2020	17510643	10156173	0,737	7485	2732061
2021	18009889	10445736	0,737	7699	2809955

Fuente: (Ministerio del Ambiente, 2021)

Figura 23 Generación de RSU en el Ecuador



Fuente: (Ministerio del Ambiente, 2021)

Por otro lado, la caracterización de desechos sólidos a escala nacional, de acuerdo con el más reciente censo ejecutado por el INEC se muestra en la Figura 24.

Figura 24 Caracterización de RSU

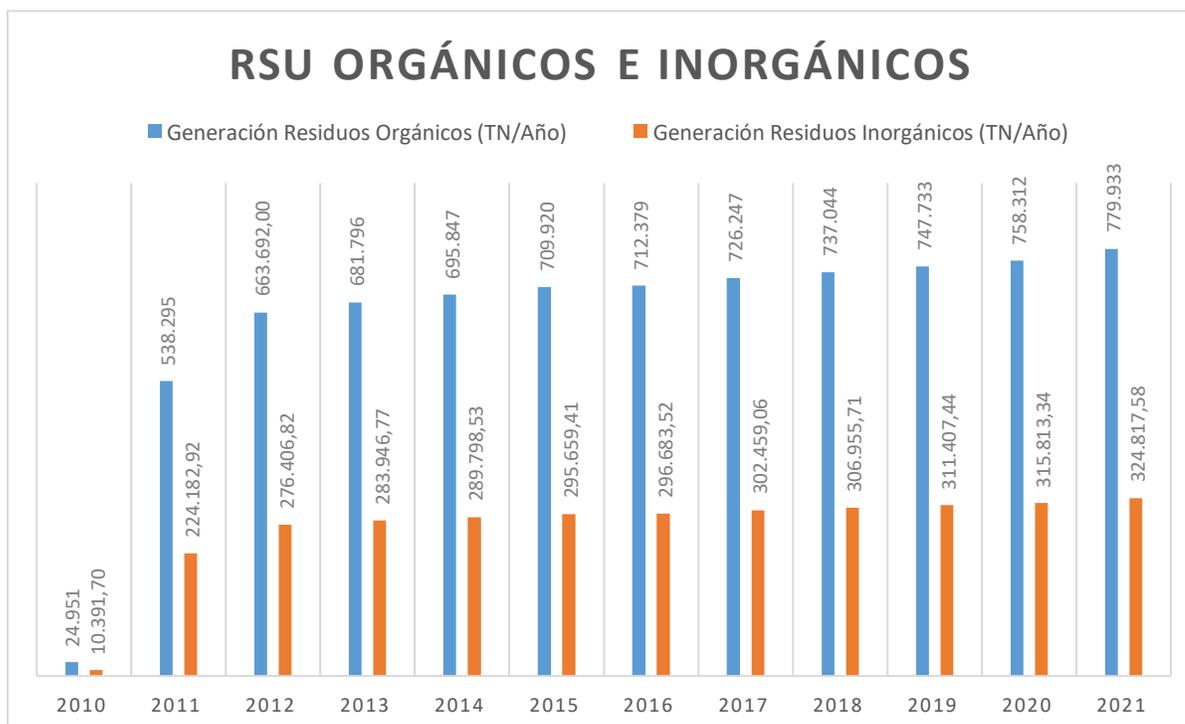


Fuente: (Ministerio del Ambiente, 2021)

3.2. Generación de RSU en los GAD

En 2019, el total de toneladas generadas por 105 GAD que recibieron algún tipo de incentivo como: contenedores para separar fuentes, maquinaria y equipo, para promover el aprovechamiento de los desechos sólidos orgánicos e inorgánicos, fue de 1.217.614 tn anuales. De esto, el 61,41% corresponde a residuos orgánicos, el 25,58% se refiere a desechos inorgánicos y el 13,34% se asocia con residuos inutilizables (Figura 25).

Figura 25 RSU orgánicos e inorgánicos



Fuente: (Ministerio del Ambiente, 2021)

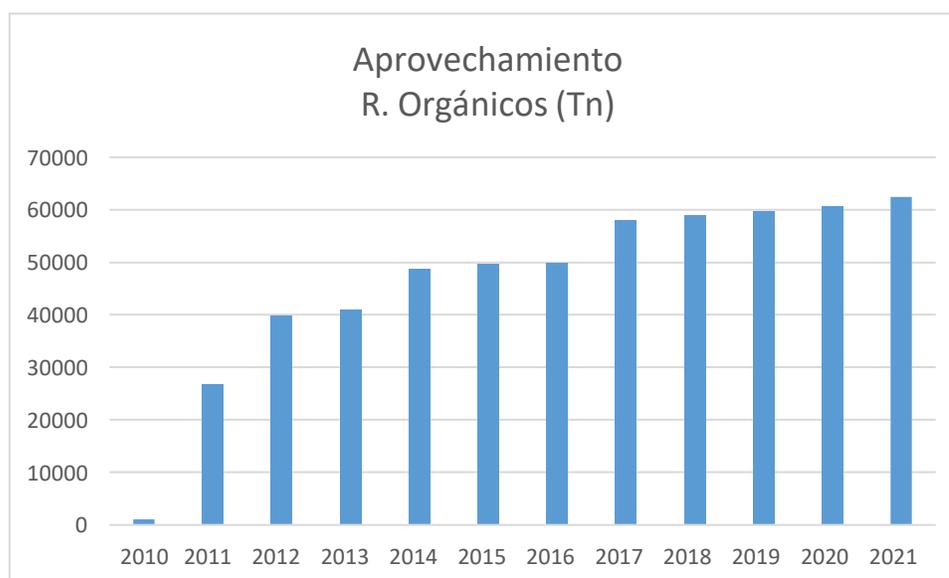
La meta que estaba proyectado para 2019 en lo que respecta a la utilización eficaz de los desechos orgánicos alrededor de 59.819 Tn, lo cual, pertenece al (8%) del volumen total de residuos producidos por los 105 GADM que han obtenido incentivos por parte del MAE-PNGIDS. En la Figura 26 y Tabla 16, se presenta el comportamiento efectivo del aprovechamiento de los RSU en el período 2010-2021.

Tabla 16 Aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos período 2010-2021

Años	Generación Residuos Población Servida (TN/Año)	Generación Residuos Orgánicos (TN/Año)	(%) Aprovechamiento R. Orgánicos	Aprovechamiento R. Orgánicos (Tn)
		61,41%		
2010	40.631,91	24.951	4,00%	998
2011	876.562,72	538.295	5,00%	26.915
2012	1.080.759,93	663.692,00	6,00%	39.822
2013	1.110.241,41	681.796	6,00%	40.908
2014	1.133.121,97	695.847	7,00%	48.709
2015	1.156.038,21	709.920	7,00%	49.694
2016	1.160.042,51	712.379	7,00%	49.867
2017	1.182.625,08	726.247	8,00%	58.100
2018	1.200.207,12	737.044	8,00%	58.964
2019	1.217.613,53	747.733	8,00%	59.819
2020	1.234.840,74	758.312	8,00%	60.665
2021	1.270.047,63	779.933	8,00%	62.395

Fuente: (Ministerio del Ambiente, 2021)

Figura 26 Aprovechamiento de RSU orgánicos en el período 2010-2021



Fuente: (Ministerio del Ambiente, 2021)

3.3. Residuos sólidos inorgánicos aprovechables

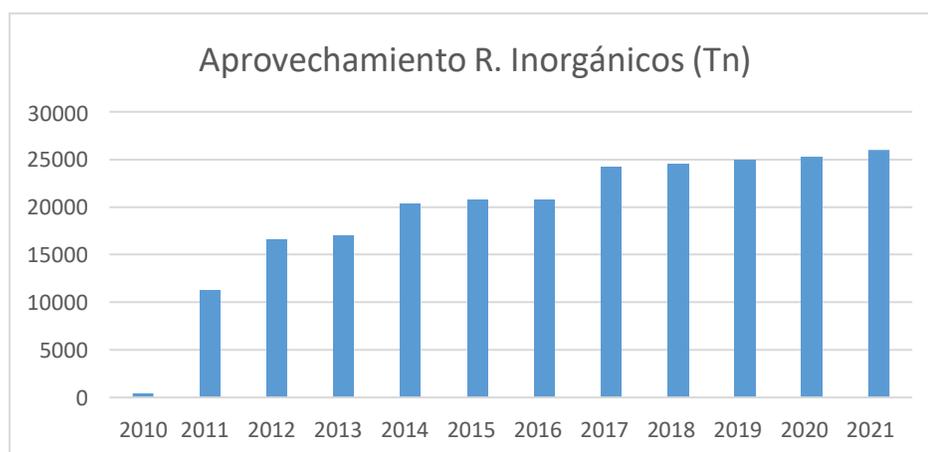
En 2019, la cantidad de residuos sólidos inorgánicos consumidos fue de 84.731 (toneladas métricas), equivalentes al 8,00% del total de residuos generados. La Tabla 17 y la Figura 27 muestran el uso real de los residuos sólidos inorgánicos en el período 2010-2021.

Tabla 17 Regeneración de desechos inorgánicos

Periodo	Producción Desechos Población Servida (TN/Año)	Producción Desechos Inorgánicos (TN/Año)	(%) Aprovechamiento Inorgánicos	Aprovechamiento Inorgánicos (Tn)
		25,58%		
2010	40.631,91	10.391,70	4,00%	416
2011	876.562,72	224.182,92	5,00%	11.209
2012	1.080.759,93	276.406,82	6,00%	16.584
2013	1.110.241,41	283.946,77	6,00%	17.037
2014	1.133.121,97	289.798,53	7,00%	20.286
2015	1.156.038,21	295.659,41	7,00%	20.696
2016	1.160.042,51	296.683,52	7,00%	20.768
2017	1.182.625,08	302.459,06	8,00%	24.197
2018	1.200.207,12	306.955,71	8,00%	24.556
2019	1.217.613,53	311.407,44	8,00%	24.913
2020	1.234.840,74	315.813,34	8,00%	25.265
2021	1.270.047,63	324.817,58	8,00%	25.985

Fuente: (Ministerio del Ambiente, 2021)

Figura 27 Aprovechamiento de RSU inorgánicos en el período 2010-2021



Fuente: (Ministerio del Ambiente, 2021)

3.4. Evaluación del potencial de generación de energía

Para la estimación del potencial energético en el Ecuador se escogieron dos tecnologías, incineración y digestión anaeróbica. En general, la incineración (conversión térmica) y la digestión anaeróbica (bioconversión) resultan ser las opciones más adecuadas teniendo en cuenta sus ventajas e inconvenientes. Además, debido al volumen considerable (3.988.750 Tn anuales) las dos tecnologías son aplicables para la generación de energía en el Ecuador. Por consiguiente, se expone la estimación de la energía en el período 201-2021 para las tecnologías antes mencionadas (Tabla 18).

Tabla 18 Recuperación de residuos inorgánicos

Año	Incineración		Total (MWh)
	RSU orgánicos (MWh)	RSU inorgánicos (MWh)	
2010	1,5682572	0,6537024	2,2219596
2011	42,294231	17,6138226	59,9080536
2012	62,5762908	26,0600976	88,6363884
2013	64,2828312	26,7719418	91,054773
2014	76,5413226	31,8774204	108,418743
2015	78,0891516	32,5216944	110,610846
2016	78,3610038	32,6348352	110,995839
2017	91,29834	38,0231658	129,321506
2018	92,6560296	38,5872984	131,243328
2019	93,9995766	39,1482882	133,147865
2020	95,328981	39,701421	135,030402
2021	98,047503	40,832829	138,880332

En la cual, se evidencia que el potencial energético estimado para el año 2021 es de 138 MWH, donde, 98.04 MWh corresponden a residuos orgánicos y 40.83 MWh a inorgánicos. Esto se debe a que el porcentaje de RSU orgánicos es del 61.41%, frente al 25.58% de residuos inorgánicos. Asimismo, en la Figura 28 y 29 se expone el comportamiento anual de la energía estimada en el período 2010-2021.

En este sentido, en la Figura 28 se observar que, para el año 2020, fue posible recuperar 98,04 MWh/día. Esto se debe a la gran cantidad de habitantes que registra Ecuador (18 millones aproximadamente) en el período de estudio. Además, la producción de energía es directamente proporcional al número de habitantes, y aumenta o disminuye en función del crecimiento poblacional previsto.

Figura 28 Estimación de recuperación energía con RSU orgánicos en el período 2010-2021

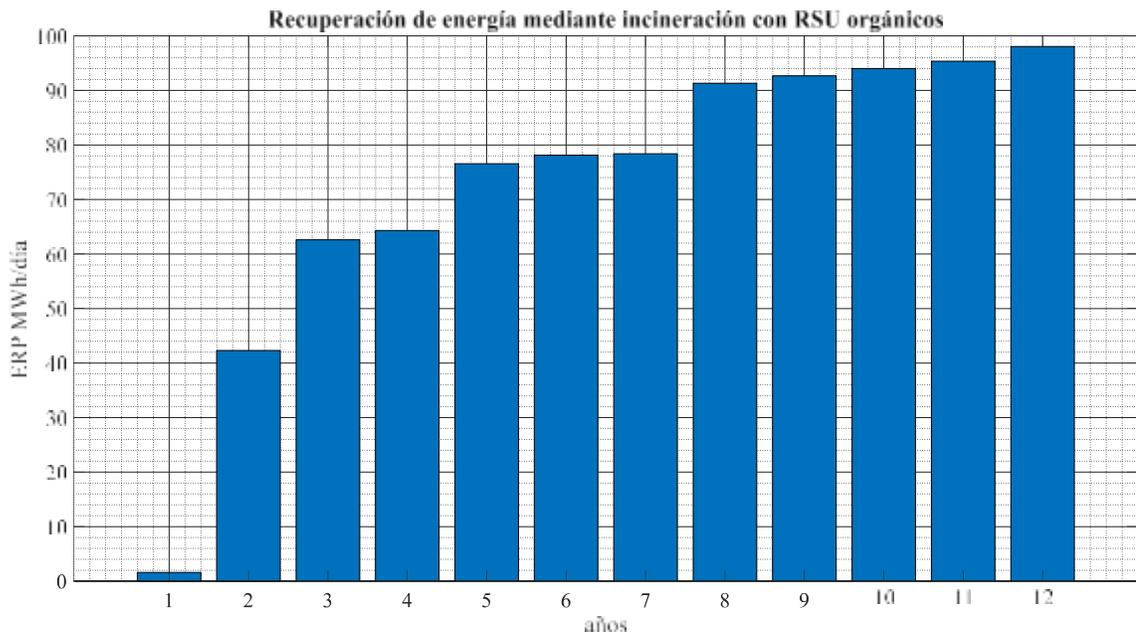
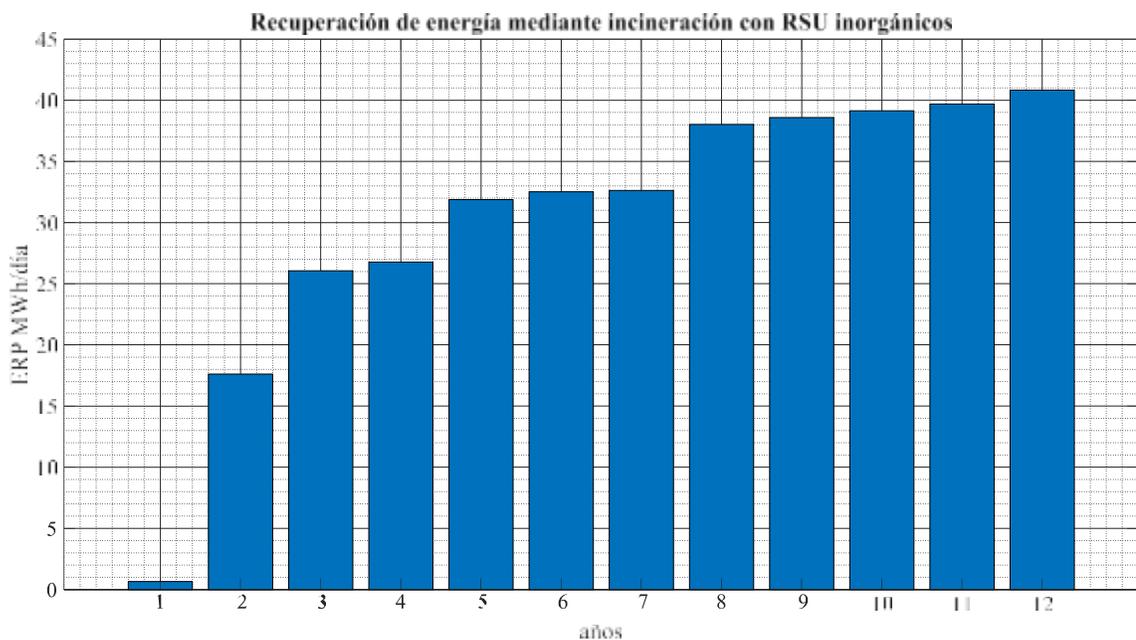


Figura 29 Estimación de recuperación energía con RSU inorgánicos en el período 2010-2021



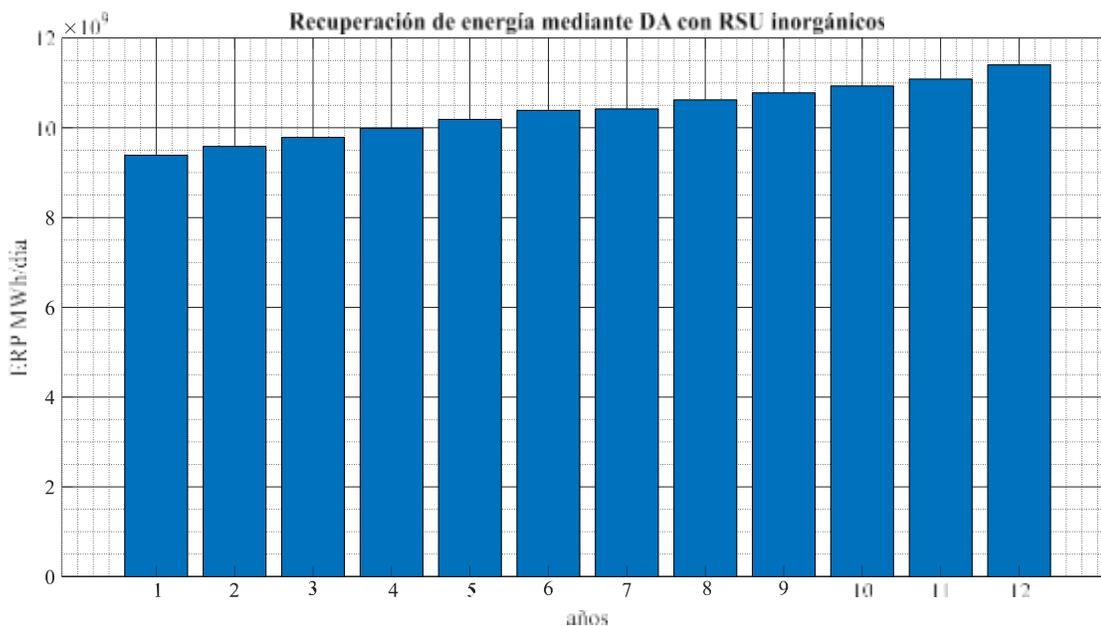
De manera que, en la Figura 29 se observar que, para el año 2020, fue posible recuperar 40,83 MWh/día. Esto se debe a la gran cantidad de habitantes que registra Ecuador (18 millones aproximadamente) en el período de estudio, no obstante, los residuos inorgánicos únicamente representan el 25.58% del total de RSU. Por otro lado, en la Tabla 19 se presenta la estimación

de recuperación de energía mediante DA. En este sentido, se evidencia que el potencial energético estimado para el año 2021 es de 1.1404 MWh, considerando una producción per cápita de 0,737 y una población 18009889 de habitantes. Asimismo, en la Figura 30 se contempla el comportamiento anual de la energía estimada en el período 2010-2021 empleando DA.

Tabla 19 Estimación de recuperación de energía para RSU con DA

Año	Población	Producción per cápita (Ppc)	ERPDA (WH)
2010	15012228	0,728	9387289321
2011	15266431	0,731	9585583803
2012	15520973	0,734	9785402084
2013	15774749	0,737	9986047277
2014	16027466	0,74	1,0187E+10
2015	16278844	0,743	1,0389E+10
2016	16528730	0,734	1,0421E+10
2017	16776977	0,737	1,062E+10
2018	17023408	0,737	1,0776E+10
2019	17267986	0,737	1,0931E+10
2020	17510643	0,737	1,1085E+10
2021	18009889	0,737	1,1401E+10

Figura 30 Estimación de recuperación energía mediante DA en el período 2010-2021



Conclusiones

Se analizó las tecnologías de tratamiento y recuperación de energía de los desechos sólidos municipales, donde los RSU se refieren a la basura colectiva y diversa recogida en los hogares, el comercio y las organizaciones, como, envases, residuos de alimentos, desechos de papel, materiales duraderos y no duraderos. Por consiguiente, su composición varía considerablemente en función de su origen. Por otra parte, la conversión de RSU en energía es una práctica ecológicamente atractiva que está creciendo de forma rápida y se asocia a la demanda de energía, la eliminación de residuos y el control medioambiental. En este aspecto, las tecnologías térmicas, de conversión de residuos en energía, más conocidas son la conversión térmica (incineración, pirólisis y gasificación) y la conversión bioquímica (digestión anaeróbica y fermentación). De manera que, la incineración, la pirólisis y la gasificación son prácticas que generan, calor, vapor, gases, carbón, metano y syngas de bajo peso molecular. Al mismo tiempo, estos métodos liberan, a la atmósfera, gases contaminantes como óxidos de azufre (SO_x), óxidos de carbono (CO_x), hidrocarburos poli aromáticos, metales pesados, cloruro de hidrógeno (HCl), sulfuro de hidrógeno (H₂S) y amoníaco (NH₃). Del mismo modo, los métodos de conversión bioquímica emplean bacterias, microorganismos y enzimas para descomponer la biomasa, además, una de sus principales ventajas es el bajo coste de capital que estos requieren. En este sentido, la DA es una conversión bioquímica WTE que genera biogás a partir de los RSU. No obstante, la desventaja de este proceso es el extenso periodo de tratamiento que se requiere, así como, las emisiones orgánicas al ambiente.

Se describió las tecnologías utilizadas para la conversión de la energía contenida en los desechos sólidos municipales en energía eléctrica, donde la tecnología de conversión de residuos en energía más eficaz es la incineración. Esto se debe a que, esta técnica es relativamente más barata que otras tecnologías de transformación de desechos en energía. Por otro lado, la técnica de transformación de desechos en energía que menos contribuye a la producción total de energía es la digestión anaeróbica, a pesar de ser la tecnología de conversión más eficaz. Con esta premisa, entre las tecnologías de conversión de residuos en energía se tiene: el ciclo de vapor, WTE-GT, ciclo combinado y WTE-GT con caja de viento. Estos procesos usan la combustión para la producción de energía eléctrica, donde, la cantidad de energía varía de forma significativa según las características de los RSU que alimentan la caldera, entre los factores que afectan al proceso se identifican, composición, caudal másico, poder calorífico inferior, tecnología de combustión, configuración y características de la caldera, tipo de recuperación (adiabática o integrada), y las características del ciclo termodinámico. Por estas

razones, la eficiencia eléctrica de conversión de los RSU para las tecnologías mencionadas ronda el 25 %.

En cuanto a la estimación del potencial de producción de energía a nivel de Ecuador, los datos ilustran claramente que, la composición de los RSU en el Ecuador es de 61.41% orgánicos y 25.58% inorgánicos, lo que es favorable para los procesos termoquímicos y bioquímicos. Por consiguiente, se utilizaron modelos matemáticos bien establecidos para determinar el potencial de recuperación de potencia en los RSU. De manera que, mediante el proceso termoquímico de la incineración, el potencial energético se estimó en 138 MWh, donde, 98.04 MWh corresponden a residuos orgánicos y 40.83 MWh a inorgánicos, Por otro lado, mediante el uso del proceso bioquímico DA se obtuvo que el potencial energético estimado para el año 2021 fue de 1.1404 MWh, considerando una producción per-cápita de 0,737 y una población 18009889 de habitantes.

Recomendaciones

Se recomienda realizar un estudio complementario que abarque nuevas tecnologías WTE que van surgiendo, con el fin, de evaluar su posible aplicación a una provincia específica del Ecuador. Asimismo, las tecnologías de tratamiento y recuperación de energía a partir de RSU aplicables al Ecuador son la incineración y digestión anaeróbica, por lo que, sería conveniente realizar una investigación donde se elija un caso de estudio específico, con el fin, de calcular a detalle la potencia de una central WTE en el Ecuador.

Las tecnologías de recuperación de energía a partir de RSU, emplean en su mayoría aspectos logísticos de recolección, tratamiento y disposición de residuos. Por lo tanto, es conveniente realizar un estudio donde se analice toda la cadena de suministro y recolección de una provincia específica del Ecuador. Lo cual contribuirá a obtener una estimación más precisa sobre la energía eléctrica que se podría obtener, además, un estudio de esta naturaleza es conveniente ya que se perfila como un estudio de factibilidad.

Los procesos termoquímicos y bioquímicos abarcan algunas técnicas como, la incineración, pirólisis, gasificación y digestión anaerobia. En este sentido, no existe un estudio detallado de las implicaciones medio ambientales que conllevan los métodos en mención. Por lo tanto, se recomienda llevar a cabo una investigación orientada a la repercusión ambiental detallada de las tecnologías WTE.

Referencias

- Abomohra, A. E.-F., Wang, Q., & Huang, J. (2022). *Waste-to-energy : recent developments and future perspectives towards*.
- Abreu-Cavalheiro, A., & Monteiro, G. (2013). Solving ethanol production problems with genetically modified yeast strains. *Brazilian Journal of Microbiology*, 44(3), 665–671. <https://doi.org/10.1590/S1517-83822013000300001>
- Akhiar, A., Ahmad Zamri, M. F. M., Torrijos, M., Shamsuddin, A. H., Battimelli, A., Roslan, E., Mohd Marzuki, M. H., & Carrere, H. (2020). Anaerobic digestion industries progress throughout the world. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 476(1), 0–5. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/476/1/012074>
- Amulen, J., Kasedde, H., Serugunda, J., & Lwanyaga, J. D. (2022). The potential of energy recovery from municipal solid waste in Kampala City, Uganda by incineration. In *Energy Conversion and Management: X* (Vol. 14, p. 100204). <https://doi.org/10.1016/j.ecmx.2022.100204>
- Ansari, M., Ehrampoush, M. H., Farzadkia, M., & Ahmadi, E. (2019). Dynamic assessment of economic and environmental performance index and generation, composition, environmental and human health risks of hospital solid waste in developing countries; A state of the art of review. *Environment International*, 132(April), 105073. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105073>
- Arena, U. (2012). Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *Waste Management*, 32(4), 625–639. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.025>
- Ayodele, T. R., Ogunjuyigbe, A. S. O., & Alao, M. A. (2017). Life cycle assessment of waste-to-energy (WtE) technologies for electricity generation using municipal solid waste in Nigeria. *Applied Energy*, 201, 200–218. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.05.097>
- Badgett, A., & Milbrandt, A. (2020). A summary of standards and practices for wet waste streams used in waste-to-energy technologies in the United States. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 117(October 2019), 109425. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109425>
- Bajpai, P. (2017). *Anaerobic Technology in Pulp and Paper Industry*. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-4130-3>
- Bartl, A. (2015). Withdrawal of the circular economy package: A wasted opportunity or a new challenge? *Waste Management*, 44, 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.003>

- Branchini, L. (2015). *Waste-to-Energy*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-13608-0>
- Chakraborty, M., Sharma, C., Pandey, J., & Gupta, P. K. (2013). Assessment of energy generation potentials of MSW in Delhi under different technological options. *Energy Conversion and Management*, 75, 249–255. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.06.027>
- Chiu, H. Y., Pai, T. Y., Liu, M. H., Chang, C. A., Lo, F. C., Chang, T. C., Lo, H. M., Chiang, C. F., Chao, K. P., Lo, W. Y., Lo, S. W., & Chu, Y. L. (2016). Electricity production from municipal solid waste using microbial fuel cells. *Waste Management and Research*, 34(7), 619–629. <https://doi.org/10.1177/0734242X16649681>
- Cole-Hunter, T., Johnston, F. H., Marks, G. B., Morawska, L., Morgan, G. G., Overs, M., Porta-Cubas, A., & Cowie, C. T. (2020). The health impacts of waste-to-energy emissions: A systematic review of the literature. *Environmental Research Letters*, 15(12). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abae9f>
- Cucchiella, F., D'Adamo, I., & Gastaldi, M. (2017). Sustainable waste management: Waste to energy plant as an alternative to landfill. *Energy Conversion and Management*, 131, 18–31. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.11.012>
- D'Adamo, I., Gastaldi, M., & Rosa, P. (2020). Recycling of end-of-life vehicles: Assessing trends and performances in Europe. *Technological Forecasting and Social Change*, 152(December 2019), 119887. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2019.119887>
- Das, S., Lee, S. H., Kumar, P., Kim, K. H., Lee, S. S., & Bhattacharya, S. S. (2019). Solid waste management: Scope and the challenge of sustainability. *Journal of Cleaner Production*, 228, 658–678. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.323>
- DOE. (2019). Waste-to-Energy from Municipal Solid Wastes. In *U.S Department of Energy*. <https://www.energy.gov/sites/prod/files/2019/08/f66/BETO--Waste-to-Energy-Report-August--2019.pdf>
- Farooq, A., Shabbir, G., & Bangviwat, A. (2020). Life cycle cost analysis of ethanol production from sugarcane molasses for gasoline substitution as transportation fuel in Pakistan. *Journal of Sustainable Energy and Environment*, 11(April), 49–59.
- Ferronato, N., & Torretta, V. (2019). Waste mismanagement in developing countries: A review of global issues. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(6).

<https://doi.org/10.3390/ijerph16061060>

Friege, H., Zeschmar-Lahl, B., & Borgmann, A. (2018). Managing cd containing waste—caught by the past, the circular economy needs new answers. *Recycling*, 3(2), 1–24. <https://doi.org/10.3390/recycling3020018>

GAD Ibarra. (2017). *Ordenanza que regula la actividad de reciclaje y gestores de residuos sólidos comunes en la fuente en el cantón Ibarra* (p. 24). [http://documentos.ibarra.gob.ec/uploads/documentos/ORDENANZA/ORDENANZA_QUE_REGULA_LAS_ACTIVIDADES_DE_RECICLAJE\(12-06-2021_16_28_15\).pdf](http://documentos.ibarra.gob.ec/uploads/documentos/ORDENANZA/ORDENANZA_QUE_REGULA_LAS_ACTIVIDADES_DE_RECICLAJE(12-06-2021_16_28_15).pdf)

Gautam, R., Nayak, J. K., Daverey, A., & Ghosh, U. K. (2022). Emerging sustainable opportunities for waste to bioenergy: an overview. In *Waste-to-Energy Approaches Towards Zero Waste* (pp. 1–55). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85387-3.00001-X>

Giraud, R. J., Taylor, P. H., & Huang, C. pao. (2021). Combustion operating conditions for municipal Waste-to-Energy facilities in the U.S. *Waste Management*, 132(July), 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.015>

González, L. F. (2017). *Planta para el tratamiento de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) que se generan en la sede central de la Universidad Central “Marta Abreu” de las Villas*. [Universidad Central Marta Abreu de las Villas]. [https://dspace.uclv.edu.cu/bitstream/handle/123456789/8496/Linares González%2C Luis Fernando.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://dspace.uclv.edu.cu/bitstream/handle/123456789/8496/Linares_González%2C_Luis_Fernando.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Gumisiriza, R., Hawumba, J. F., Okure, M., & Hensel, O. (2017). Biomass waste-to-energy valorisation technologies: A review case for banana processing in Uganda. *Biotechnology for Biofuels*, 10(1), 1–29. <https://doi.org/10.1186/s13068-016-0689-5>

IIGE. (2021). Balance Energetico Nacional. In *Ministerio de Energía y Recursos Naturales No Renovables* (p. 180). www.rekursosyenergia.gob.ec

INEC. (2017). *Proyección de la población ecuatoriana por años calendario, según regiones*. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Poblacion_y_Demografia/Proyecciones_Poblacionales/presentacion.pdf

INEC. (2020). Ecuador en cifras. *Boletín Técnico N° 01-2017-GAD Municipales*. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticas_agropecuarias/espac/espac-2018/Boletin_tecnico.pdf

Ipiales, R. P., Mohedano, A. F., Diaz, E., & de la Rubia, M. A. (2022). Energy recovery from

- garden and park waste by hydrothermal carbonisation and anaerobic digestion. *Waste Management*, 140, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.003>
- IRENA. (2022). *Renewable Energy Market Analysis*.
- Janipella, R., Gupta, V., & Moharir, R. V. (2019). Application of geographic information system in energy utilization. In *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Waste Treatment Processes for Energy Generation*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64083-3.00008-7>
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M. D., Bustamante, M. A., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., López, M., López-Lluch, D. B., Gavilanes-Terán, I., & Moral, R. (2017). Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. *Journal of Cleaner Production*, 141, 1349–1358. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.178>
- Jara, J. (2014). *Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos* (Vol. 1). [http://dspace.umh.es/bitstream/11000/2003/1/TFM Jara Samaniego%2C Janneth.pdf](http://dspace.umh.es/bitstream/11000/2003/1/TFM%20Jara%20Samaniego%2C%20Janneth.pdf)
- Jouhara, H., Czajczyńska, D., Ghazal, H., Krzyżyńska, R., Anguilano, L., Reynolds, A. J., & Spencer, N. (2017). Municipal waste management systems for domestic use. *Energy*, 139, 485–506. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.07.162>
- Jurczyk, M., Mikus, M., & Dziedzic, K. (2016). Flue Gas Cleaning in Municipal Waste- To-Energy Plants – Part I. *Infrastructure and Ecology of Rural Areas, February 2017*, 1179–1193. <https://doi.org/10.14597/infraeco.2016.4.1.086>
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0*. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- Khan, A. H., López-Maldonado, E. A., Khan, N. A., Villarreal-Gómez, L. J., Munshi, F. M., Alsabhan, A. H., & Perveen, K. (2022). Current solid waste management strategies and energy recovery in developing countries - State of art review. *Chemosphere*, 291(November 2021). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133088>
- Khan, I., Chowdhury, S., & Techato, K. (2022). Waste to Energy in Developing Countries—A Rapid Review: Opportunities, Challenges, and Policies in Selected Countries of Sub-Saharan Africa and South Asia towards Sustainability. *Sustainability*, 14(7), 3740. <https://doi.org/10.3390/su14073740>
- Kleinhans, U., Wieland, C., Frandsen, F. J., & Spliethoff, H. (2018). Ash formation and deposition

- in coal and biomass fired combustion systems: Progress and challenges in the field of ash particle sticking and rebound behavior. *Progress in Energy and Combustion Science*, 68, 65–168. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2018.02.001>
- 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>
- Lombardi, L., Carnevale, E., & Corti, A. (2012). Analysis of energy recovery potential using innovative technologies of waste gasification. *Waste Management*, 32(4), 640–652. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.07.019>
- Lopes, M. L., Paulillo, S. C. de L., Godoy, A., Cherubin, R. A., Lorenzi, M. S., Giometti, F. H. C., Bernardino, C. D., de Amorim Neto, H. B., & de Amorim, H. V. (2016). Ethanol production in Brazil: a bridge between science and industry. *Brazilian Journal of Microbiology*, 47, 64–76. <https://doi.org/10.1016/j.bjm.2016.10.003>
- MAATE. (2017). Programa PNGIDS Ecuador – Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. In *Gobierno del Encuentro*. <https://www.ambiente.gob.ec/programa-pngids-ecuador/>
- Mayer, F., Bhandari, R., & Gäth, S. (2019). Critical review on life cycle assessment of conventional and innovative waste-to-energy technologies. *Science of the Total Environment*, 672, 708–721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.449>
- MEER. (2014). *Atlas Biometrico del Ecuador*. 156.
- Menikpura, S. N. M., Gheewala, S. H., & Bonnet, S. (2012). Framework for life cycle sustainability assessment of municipal solid waste management systems with an application to a case study in Thailand. *Waste Management and Research*, 30(7), 708–719. <https://doi.org/10.1177/0734242X12444896>
- Michaelowa, A., Galante, A., Lo-Re, L., Villa, V., Illueca, C., Gómez, P., Reyes, E., Castillo, M., Janssen, J., Elmenhorst, A., Tipping, R., & De-La-Torre, F. (2018). *Concepto de implementación del mecanismo sectorial de mitigación en el sector de los residuos en Ecuador*. [http://scioteca.caf.com/bitstream/handle/123456789/1399/Concepto de implementación del mecanismo sectorial de mitigación en el sector de los residuos en Ecuador.pdf?sequence=7&isAllowed=y](http://scioteca.caf.com/bitstream/handle/123456789/1399/Concepto%20de%20implementaci%C3%B3n%20del%20mecanismo%20sectorial%20de%20mitigaci%C3%B3n%20en%20el%20sector%20de%20los%20residuos%20en%20Ecuador.pdf?sequence=7&isAllowed=y)
- Ministerio del Ambiente. (2017). El Manejo Y Disposición Final De Desechos Sólidos No

- Peligrosos. In *Legislacion Ecuatoriana*. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/09/LEY-DE-GESTION-AMBIENTAL.pdf>
- Ministerio del Ambiente. (2021). *Programa Nacional para la Gestión Integral de Desechos Sólidos (PNGIDS)* (Vol. 3, Issue March, p. 6). <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2020/07/5.PROYECTO-PNGIDS.pdf>
- Moharir, R. V., Gautam, P., & Kumar, S. (2019). Waste treatment processes/technologies for energy recovery. In *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Waste Treatment Processes for Energy Generation*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64083-3.00004-X>
- Moya, D., Aldás, C., Jaramillo, D., Játiva, E., & Kaparaju, P. (2017). Waste-To-Energy Technologies: An opportunity of energy recovery from Municipal Solid Waste, using Quito - Ecuador as case study. *Energy Procedia*, 134, 327–336. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.09.537>
- Moya, D., Aldás, C., López, G., & Kaparaju, P. (2017). Municipal solid waste as a valuable renewable energy resource: A worldwide opportunity of energy recovery by using Waste-To-Energy Technologies. *Energy Procedia*, 134, 286–295. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.09.618>
- Mukherjee, C., Denney, J., Mbonimpa, E. G., Slagley, J., & Bhowmik, R. (2020). A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 119(October 2019), 109512. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109512>
- Mutz, D., Hengevoss, D., Christoph, H., & Gross, T. (2017). *Waste-to-Energy Options in Municipal Solid Waste Management*. <https://doi.org/10.1136/hrt.2009.187062>
- Mutz, D., Hugi, C., & Gross, T. (2017). Waste-to-Energy Options in Municipal Solid Waste Management-A Guide for Decision Makers in Developing and Emerging Countries. *Deutsche Gesellschaft Für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH*, May, 1–58.
- Nairobi, K. (2015). *Converting municipal solid waste to electricity for sustainable waste management: determinant factors for successful set up of a waste to electricity facility*.
- Narnaware, S. L., Srivastava, N. S. L., & Vahora, S. (2017). Gasification: An alternative solution for energy recovery and utilization of vegetable market waste. *Waste Management and Research*, 35(3), 276–284. <https://doi.org/10.1177/0734242X16679257>
- Narváez, R., Vargas, G., & Espinoza, F. (2013). Potential of Waste-to- Energy Implementation in

- Ecuador. *International Journal Of Energy Engieering*, 3(6), 279–286. <https://doi.org/10.5923/j.ijee.20130306.01>
- Nieuwlaar, E. (2013). Life Cycle Assessment and Energy Systems. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*, 3, 647–654. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.01334-8>
- Nizami, A. S., Mohanakrishna, G., Mishra, U., & Pant, D. (2016). Trends and Sustainability Criteria for Liquid Biofuels. *Biofuels Production and Future Perspective*. https://www.academia.edu/30415162/Trends_and_Sustainability_Criteria_for_Liquid_Biofuels_pdf
- Njoki Kinyua, M. (2015). *Energy Production and Effluent Quality in Tubular Digesters Treating Livestock Waste in Rural Costa Rica* (Issue January) [University of South Florida]. <https://scholarcommons.usf.edu/etd> Part
- Noya, I., Inglezakis, V., González-García, S., Katsou, E., Feijoo, G., & Moreira, M. T. (2018). Comparative environmental assessment of alternative waste management strategies in developing regions: A case study in Kazakhstan. *Waste Management and Research*, 36(8), 689–697. <https://doi.org/10.1177/0734242X18786388>
- Okedu, K. E., Barghash, H. F., & Al Nadabi, H. A. (2022). Sustainable Waste Management Strategies for Effective Energy Utilization in Oman: A Review. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 10(February), 1–15. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2022.825728>
- Ouda, O. K. M., Raza, S. A., Nizami, A. S., Rehan, M., Al-Waked, R., & Korres, N. E. (2016). Waste to energy potential: A case study of Saudi Arabia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 61, 328–340. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.04.005>
- Ozores-Hampton, M., Stansly, P. A., & Salame, T. P. (2015). Soil chemical, physical, and biological properties of a sandy soil subjected to long-term organic amendments. *Journal of Sustainable Agriculture*, 35(3), 243–259. <https://doi.org/10.1080/10440046.2011.554289>
- Patra, F., & Duary, R. K. (2020). Waste from Dairy Processing Industries and its Sustainable Utilization. In *Sustainable Food Waste Management*. https://doi.org/10.1007/978-981-15-8967-6_8
- Posso, F., Narváez, R. A. C., Siguencia, J., & Sánchez, J. (2019). Use of Municipal Solid Waste (MSW)-Derived Hydrogen in Ecuador: Potential Applications for Urban Transportation. *Waste and Biomass Valorization*, 10(6), 1529–1537. <https://doi.org/10.1007/s12649-017->

- Punkkinen, H., Oasmaa, A., & Laatikainen, J. (2017). *Thermal conversion of plastic-containing waste : A review*.
- Qazi, W. A., Abushammala, M. F. M., & Azam, M. H. (2018). Multi-criteria decision analysis of waste-to-energy technologies for municipal solid waste management in Sultanate of Oman. *Waste Management and Research*, 36(7), 594–605. <https://doi.org/10.1177/0734242X18777800>
- Qazi, W. A., Abushammala, M. F. M., Azam, M. H., & Younes, M. K. (2018). Waste-to-energy technologies: A literature review. *Journal of Solid Waste Technology and Management*, 44(4), 387–409. <https://doi.org/10.5276/JSWTM.2018.387>
- Sahin, O., & Kirim, Y. (2018). Material Recycling. In *Comprehensive Energy Systems* (Vols. 2–5). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809597-3.00260-1>
- Sala, D., & Bieda, B. (2020). The Thermal Waste Treatment Plant in Kraków, Poland: A Case Study. *Innovation in Global Green Technologies 2020*, 1–18. <https://doi.org/10.5772/intechopen.90254>
- Shahnazari, A., Rafiee, M., Rohani, A., Bhushan Nagar, B., Ebrahimi, M. A., & Aghkhani, M. H. (2020). Identification of effective factors to select energy recovery technologies from municipal solid waste using multi-criteria decision making (MCDM): A review of thermochemical technologies. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 40(February). <https://doi.org/10.1016/j.seta.2020.100737>
- Shahzad, K., Nizami, A. S., Sagir, M., Rehan, M., Maier, S., Khan, M. Z., Ouda, O. K. M., Ismail, I. M. I., & BaFail, A. O. (2017). Biodiesel production potential from fat fraction of municipal waste in Makkah. *PLoS ONE*, 12(2), 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171297>
- Sikarwar, V. S., Peela, N. R., Vuppaladadiyam, A. K., Ferreira, N. L., Mašláni, A., Tomar, R., Pohořelý, M., Meers, E., & Jeremiáš, M. (2022). Thermal plasma gasification of organic waste stream coupled with CO₂-sorption enhanced reforming employing different sorbents for enhanced hydrogen production. *RSC Advances*, 12(10), 6122–6132. <https://doi.org/10.1039/d1ra07719h>
- Slorach, P. C., Jeswani, H. K., Cuéllar-Franca, R., & Azapagic, A. (2019). Environmental and economic implications of recovering resources from food waste in a circular economy. *Science of the Total Environment*, 693, 133516.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.322>

- Sorapipatana, C., & Yoosin, S. (2011). Life cycle cost of ethanol production from cassava in Thailand. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(2), 1343–1349. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.10.013>
- Tan, S. T., Ho, W. S., Hashim, H., Lee, C. T., Taib, M. R., & Ho, C. S. (2015). Energy, economic and environmental (3E) analysis of waste-to-energy (WTE) strategies for municipal solid waste (MSW) management in Malaysia. *Energy Conversion and Management*, 102, 111–120. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.02.010>
- Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2022). Handbook of Solid Waste Management. In C. Baskar, S. Ramakrishna, S. Baskar, R. Sharma, A. Chinnappan, & R. Sehwat (Eds.), *New York*. Springer Nature Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-16-4230-2>
- Tezer, Ö., Karabağ, N., Öngen, A., Çolpan, C. Ö., & Ayol, A. (2022). Biomass gasification for sustainable energy production: A review. *International Journal of Hydrogen Energy*, 47(34), 15419–15433. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2022.02.158>
- Thamsiroj, T., & Murphy, J. D. (2010). How much of the target for biofuels can be met by biodiesel generated from residues in Ireland? *Fuel*, 89(11), 3579–3589. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2010.06.009>
- Toldra-Reig, F., Mora, L., & Toldra, F. (2020). applied sciences Trends in Biodiesel Production from Animal Fat Waste. *Applied Science*, 10(3644), 1–17.
- Tozlu, A., Özahi, E., & Abuşolu, A. (2016). Waste to energy technologies for municipal solid waste management in Gaziantep. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 809–815. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.097>
- Tropea, A. (2022). Food Waste Valorization. *Fermentation*, 8(4), 168. <https://doi.org/10.3390/fermentation8040168>
- Tsui, T.-H., & Wong, J. W. C. (2019). A critical review: emerging bioeconomy and waste-to-energy technologies for sustainable municipal solid waste management. *Waste Disposal & Sustainable Energy*, 1(3), 151–167. <https://doi.org/10.1007/s42768-019-00013-z>
- Uche-Soria, M., & Rodríguez-Monroy, C. (2019). An efficient waste-to-energy model in isolated environments. Case study: La Gomera (Canary Islands). *Sustainability (Switzerland)*, 11(11). <https://doi.org/10.3390/su11113198>

- Vershinina, K., Nyashina, G., & Strizhak, P. (2022). Combustion, Pyrolysis, and Gasification of Waste-Derived Fuel Slurries, Low-Grade Liquids, and High-Moisture Waste: Review. *Applied Sciences (Switzerland)*, 12(3). <https://doi.org/10.3390/app12031039>
- Weedermann, M., Seo, G., & Wolkowicz, G. S. K. (2013). Mathematical model of anaerobic digestion in a chemostat: Effects of syntrophy and inhibition. *Journal of Biological Dynamics*, 7(1), 59–85. <https://doi.org/10.1080/17513758.2012.755573>
- Yadav, P., & Samadder, S. R. (2017). A global prospective of income distribution and its effect on life cycle assessment of municipal solid waste management: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(10), 9123–9141. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8441-7>
- Zainal, A., Harun, R., & Idrus, S. (2022). Performance Monitoring of Anaerobic Digestion at Various Organic Loading Rates of Commercial Malaysian Food Waste. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 10(March), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2022.775676>
- Zhang, W., Xia, H., Deng, Y., Zhang, Q., & Xin, C. (2022). Slow pyrolysis of waste navel orange peels with metal oxide catalysts to produce high-grade bio-oil. *Green Processing and Synthesis*, 11(1), 218–228. <https://doi.org/10.1515/gps-2022-0022>
- Zupančič, M., Možic, V., Može, M., Cimerman, F., & Golobič, I. (2022). Current Status and Review of Waste-to-Biogas Conversion for Selected European Countries and Worldwide. *Sustainability (Switzerland)*, 14(3), 1–25. <https://doi.org/10.3390/su14031823>

Anexos

Document Information

Analyzed document	Pillajo_C_Tesis_capitulo 1-recomendaciones.docx (D155373395)
Submitted	2023-01-10 14:22:00
Submitted by	
Submitter email	gicollaguazo@utn.edu.ec
Similarity	0%
Analysis address	gerardo.collaguazo.utn@analysis.arkund.com

Sources included in the report

Entire Document

1. Tecnologías de tratamiento y regeneración de energía en los RSU

En este capítulo se describen las tecnologías de procesamiento y regeneración de energía en los RSU. Para lo cual, se empieza con las definiciones y propiedades de los RSU, asimismo, se hace un recuento del manejo de residuos sólidos municipales (GIRSU) en el mundo, a nivel nacional (Ecuador) y local (Ibarra). Luego, se expone las tecnologías de tratamiento de RSU más relevantes, así como, sus procesos físicos químicos.

1.1. Residuos Sólidos Urbanos

Estos se entienden como todos los desechos sustanciales generados por los sectores, doméstico, comercial e industrial de una comunidad y que son gestionados por el municipio. La generación de los RSU y sus problemas de gestión se ven intensificados por el veloz aumento de la gente, el desarrollo económico y el desarrollo urbano. La última estimación del Banco Mundial revela que la tasa anual a nivel mundial de generación de los RSU ha alcanzado alrededor 2.010 tn, y la previsión es que aumente hasta unos 3.400 tn en 2050 (Kaza et al., 2018).

La composición y la tasa de generación de los RSU se ven influenciados de forma directa por el estatus socioeconómico de un país. Los países que poseen altos ingresos son generalmente los mayores productores de RSU, con una mayor proporción de papel, plástico y otros materiales no orgánicos, mientras que, los estados que poseen ingresos medios y bajos poseen una mayor fracción orgánica en la secuencia de residuos (Das et al., 2019; Storch et al., 2019)

El tratamiento adecuado de los RSU se lleva a cabo en los países desarrollados, debido a que estos poseen tecnologías de alto nivel, como los rellenos sanitarios, el tratamiento térmico (incineración, pirólisis y gasificación) y los métodos de tratamiento biológico (digestión anaeróbica (DA) y compostaje), para tratamiento específico de residuos. Estas tecnologías, al ser avanzadas, requieren una gran inversión y personal cualificado para su funcionamiento, no obstante, están lejos de neutralizar los impactos negativos de los RSU. Además, una gran proporción de los RSU se sigue quemando directamente o se vierte al aire libre o en vertederos, con o sin sistemas de tratamiento posterior de gases y lixiviados, sobre todo en los países no desarrollados.

1.1.1. Características de los Residuos Sólidos Urbanos

Al elaborar e idear esquemas integrados de manejo de residuos sólidos, se deben tener en cuenta las características biológicas físicas y químicas, del mismo modo, los cambios que puedan afectar su forma y composición, ya que estas constituyen el criterio para la adopción de decisiones a nivel de gestión.

1.1.2. Características físicas