



**UNIVERSIDAD DE
COSTA RICA**

FACULTAD DE INGENIERÍA

ESCUELA DE INGENIERÍA DE BIOSISTEMAS

**“DISEÑO DE UN SISTEMA COMPACTO PARA EL TRATAMIENTO DE
RESIDUOS URBANOS”**

Trabajo final de graduación para optar por el grado académico de licenciatura en Ingeniería Agrícola y
de Biosistemas

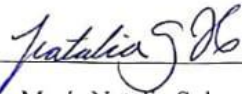
María Natalia Solano Hernández

Ciudad Universitaria Rodrigo Facio

San José, Costa Rica

2020

Trabajo final de graduación sometido a revisión por la Comisión de Trabajos Finales de Graduación de la Escuela de Ingeniería de Biosistemas de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Costa Rica, como requisito para optar por el grado de licenciatura en Ingeniería Agrícola y de Biosistemas.



Ing. María Natalia Solano Hernández

Candidata



Dr. Mauricio Bustamante Román

Director, Comité Asesor



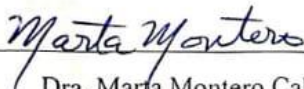
Dra. Alejandra Rojas González

Lectora, Comité Asesor



Dr. Ronald Aguilar Álvarez

Lector, Comité Asesor



Dra. Marta Montero Calderón

Presidenta, Tribunal Examinador



M.Sc. Juan Pablo Rojas Sossa

Lector, Tribunal Examinador

DEDICATORIA

A Dios, a cada uno de los seres de luz que me guía, a mis padres Jeannette y Ramón que siempre me han apoyado incondicionalmente con mis decisiones y a mi novio Leonel Castro Ulloa porque su apoyo, amor y paciencia fueron incondicionales en este proceso.

Además, a todas las personas que soñamos con un mundo lleno de amor y justicia para el medio ambiente.

“La Tierra proporciona lo suficiente para satisfacer las necesidades de cada hombre, pero no la codicia de cada hombre”. Mahatma Gandhi.

AGRADECIMIENTOS

Agradecida con Dios por permitirme realizar y finalizar satisfactoriamente este proyecto.

Al director del proyecto, Mauricio Bustamante, por la paciencia, dedicación y tiempo que otorgó al proyecto y a mi aprendizaje.

A los lectores del proyecto, la ingeniera Alejandra Rojas, PhD, y el ingeniero Ronald Aguilar, PhD, por sus aportes y recomendaciones.

A mi compañera incondicional, mi simbiosis, por ser parte de este proceso conmigo.

A mis amigos, Sebastián Fallas y Eduardo Artavia, por el apoyo que representan para mí.

A la Escuela de Ingeniería de Biosistemas, por facilitarme el laboratorio de bioenergía y el taller para realizar el proyecto.

A Coopelibertad R.L., por facilitarnos el inóculo para el biodigestor.

A la Empresa de Servicios Públicos de Heredia, por recibirme y capacitarme para llevar a cabo la caracterización microbiológica y al laboratorio de Recursos Forestales del Instituto de Investigación en Ingeniería, por facilitarnos el microscopio.

TABLA DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Justificación	4
1.2 Objetivos.....	7
1.2.1 Objetivo general	7
1.2.2 Objetivos específicos.....	7
2. MARCO TEÓRICO	8
2.1 Situación de las aguas residuales y los residuos sólidos orgánicos en Costa Rica	8
2.1.1 Biodigestión como fuente de energía renovable en Costa Rica	11
2.2 Marco legal para la República de Costa Rica	12
2.3 Caracterización del agua residual	15
2.3.1 Características físicas del agua residual	15
2.3.2 Características químicas del agua residual.....	17
2.3.3 Características biológicas del agua residual.....	19
2.4 Tratamientos convencionales de aguas residuales.....	20
2.5 Tratamiento mediante digestión anaeróbica	22
2.5.1 Potencial bioquímico de metano (PBM)	29
2.6 Tratamientos mediante sistemas aeróbicos	32
2.6.1 Sistemas de aireación difusa	34
2.6.2 Lodos activados.....	36
2.7 Energía	41
3. METODOLOGÍA.....	44
3.1 Materiales utilizados	45
3.2 Tratamiento primario: ensayo de potenciales bioquímicos de metano (PBM).....	48
3.2.1 Ensayo 1	51
3.2.2 Ensayo 2	53
3.3 Tratamiento secundario: tanque de aireación	55
3.3.1 Estabilización del tanque de aireación	55
3.3.2 Caracterización microbiológica de los lodos activados	56
3.3.3 Desarrollo del ensayo	57

3.4 Estadística	60
3.5 Balances de energía.....	60
3.5.1 Balance de masa anaeróbico	60
3.5.2 Balance de energía anaeróbico	61
3.5.3 Sistema de tratamiento aeróbico	61
4. RESULTADOS	64
4.1 Tratamiento primario: ensayo de potencial bioquímico de metano (PBM).....	64
4.1.1 Ensayo 1	64
4.1.2 Ensayo 2	72
4.2 Tratamiento secundario: tanque de aireación	79
4.2.1 Diseño y construcción del tanque de aireación	79
4.2.2 Preparación de mezcla para el tanque de aireación.....	87
4.2.3 Optimización de los lodos activados	88
4.2.4 Caracterización microbiológica de los lodos activados	91
4.3 Diseño propuesto para el sistema de residuos urbanos	94
4.3.1 Diseño del sistema anaerobio	94
4.3.2 Diseño del sistema aeróbico	95
4.3.3 Balance de energía del sistema.....	97
5. CONCLUSIONES.....	99
6. RECOMENDACIONES	100
7. BIBLIOGRAFÍA	101
8. ANEXOS	111

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Objetivos de desarrollo sostenible	5
Figura 2. Destino de las aguas ordinarias en Costa Rica.....	9
Figura 3. Datos por tipo de tratamiento.....	10
Figura 4. Planta convencional de aguas residuales.....	20
Figura 5. Proceso metabólico del proceso anaeróbico	24
Figura 6. Comportamiento típico en un ensayo de potencial bioquímico de metano	32
Figura 7. Metabolismo aeróbico de la materia orgánica	33
Figura 8. (a) Difusor de membrana. (b) Difusor de domo.....	36
Figura 9. Esquema básico de un proceso de lodos activados	37
Figura 10. Etapas de crecimiento microbiano	40
Figura 11. Diagrama de una celda de combustible microbiana.....	43
Figura 12. Diagrama del sistema de tratamiento de residuos	45
Figura 13. Recolección de agua residual en la PTAR de Odontología de la UCR	46
Figura 14. Medición del volumen biogás (ml)	50
Figura 15. Microdigestores en el equipo de agitación.....	52
Figura 16. (a) Colocación gota en portaobjeto. (b) Microscopio con muestra.....	57
Figura 17. Balance de masa.....	61
Figura 18. Gráfico de la producción de biogás vs tiempo del experimento	66
Figura 19. Diagrama de caja para valores de mezclas 1 %(1a) y 2 %(2a).....	69
Figura 20. Producción de biogás del ensayo 90:10	74
Figura 21. Producción de biogás del ensayo 50:50	74
Figura 22. Diagrama de caja del análisis estadístico de PBM ensayo 2.....	76
Figura 23. Diseño digital del tanque de aireación (dimensiones en metros).....	81
Figura 24. Difusor de aire de pecera utilizado para el prototipo	82
Figura 25. Medición del tamaño de burbuja.....	82
Figura 26. Distribución de los difusores en el tanque (dimensiones en mm).....	84
Figura 27. Tanque de aireación construido en el Taller de Biosistemas de la UCR	85
Figura 28. Tanque de lodos activados	86
Figura 29. Comportamiento del pH en cada prueba.....	88

Figura 30. Comportamiento del oxígeno disuelto para cada prueba	89
Figura 31. Número relativo de microorganismos vs calidad del lodo.....	92
Figura 32. a) Rotífero en lodos activados. b) Fotografía de referencia bibliográfica, Trichotria pocillum	93
Figura 33. Ciliado libre en lodos activados	93
Figura 34. Comparación de microalgas: a) microalga, b) microalga en el tanque de aireación.....	94
Figura 35. Diseño del sistema de residuos (dimensiones en metros)	97

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Composición de los residuos sólidos en Costa Rica	11
Tabla 2. Límite máximo de parámetros permitido para el vertido de aguas residuales a un cuerpo receptor	14
Tabla 3. Clasificación según sólidos suspendidos totales	16
Tabla 4. Etapas de la degradación anaeróbica	26
Tabla 5. Composición del biogás	26
Tabla 6. Propiedades del gas metano.....	27
Tabla 7. Tabla para realizar el conteo de microorganismos	57
Tabla 8. Caracterización de materia prima al iniciar el experimento	64
Tabla 9. Potencial de hidrógeno en los microdigestores	65
Tabla 10. Sólidos volátiles del inóculo (n=5).....	68
Tabla 11. Sólidos totales y volátiles a la entrada de los microdigestores.....	69
Tabla 12. Balance de materia para sólidos totales de la mezcla de 1 %	70
Tabla 13. Balance de materia para sólidos volátiles de la mezcla de 1 %	70
Tabla 14. Balance de materia para sólidos totales de la mezcla de 2 %	71
Tabla 15. Balance de materia para sólidos volátiles de la mezcla de 2 %	71
Tabla 16. Energía del biogás en el ensayo 1.....	72
Tabla 17. Masa de cada sustrato para el ensayo 2	72
Tabla 18. Sólidos totales y volátiles iniciales de las mezclas 50:50 y 90:10	73
Tabla 19. Balance de masa proporción 50:50 para 1 %	77
Tabla 20. Balance de masa proporción 50:50 para 2 %	77
Tabla 21. Balance de masa proporción 90:10 para 1 %	78
Tabla 22. Balance de masa proporción 90:10 para 2 %	78
Tabla 23. Energía del biogás en el ensayo 2.....	79
Tabla 24. Dimensiones del tanque de aireación	80
Tabla 25. Medición del tamaño de burbuja	83
Tabla 26. Sólidos totales y volátiles del caudal inicial.....	87

NOMENCLATURA

DBO: demanda bioquímica de oxígeno

OD: oxígeno disuelto

DQO: demanda química de oxígeno

PBM: potencial bioquímico de metano

PTAR: planta de tratamiento

ST: sólidos totales

SV: sólidos volátiles

TRH: tiempo de retención hidráulica

Mo: microorganismos

SOTE: eficiencia de transferencia de oxígeno estándar

SAE: eficiencia de aireación estándar

RESUMEN

Este proyecto consistió en el diseño de un sistema compacto para el tratamiento de residuos domésticos y aguas residuales. Por su parte, el diseño se basó en la integración de dos sistemas; uno primario correspondiente a digestión anaerobia evaluado mediante un ensayo de potencial bioquímico de metano (PBM), para conocer la eficiencia en la degradación de materia orgánica y producción de biogás de una mezcla de residuos de alimentos y agua residual; y uno secundario evaluado por medio de un tanque de aireación con lodos activados.

Como materia prima se utilizó agua residual de la Facultad de Odontología de la Universidad de Costa Rica (UCR) y restos de alimentos domésticos. Para el sistema primario se realizaron dos ensayos de PBM. En el ensayo 1 se buscó optimizar los sólidos totales, por lo tanto, se definieron dos mezclas, una de 1 % y otra de 2 % de sólidos totales y se trabajó con triplicado. En el ensayo 2 se buscó optimizar las proporciones de dos sustratos, una de 90:10 (90 % de residuos de alimentos y 10 % de agua residual) y otra de 50:50 (50 % de residuos de alimentos y 50 % de agua residual), además se definió 1 % y 2 % de sólidos totales para cada una de las proporciones y se trabajó con triplicado de cada proporción.

Para el desarrollo del sistema secundario, se diseñó y construyó un tanque de aireación de 8 litros, como prototipo para optimizar el tiempo de retención hidráulico; al respecto, se definieron tres tiempos: ocho, diez y catorce horas. Asimismo, se llevó a cabo una caracterización microbiológica de los lodos activados del tanque de aireación.

De acuerdo con los resultados obtenidos, del ensayo 1 se concluye que la mezcla de 2 % de sólidos totales tiene una mayor producción de biogás con un máximo de 337,36 ml biogás/g SV y una remoción de 24,10 % ST y 33,9 % SV, mejor que la mezcla de 1 %. Por otro lado, según los resultados obtenidos del ensayo 2, se determina que la proporción de

50:50 es más eficiente en la producción de biogás que la de 90:10 y que la mezcla de 2 % tiene una producción de biogás de 392,02 ml biogás/g SV y una remoción de 87,80% ST y 93,51% SV. Los resultados del sistema secundario indican que el sistema funciona más eficientemente en la remoción de materia orgánica con un tiempo de retención hidráulica de ocho horas. Por último, el balance de energía muestra que el digestor anaeróbico produce 15,47 kWh por día y el sistema de aireación tiene un consumo de 0,040 kWh por día; por consiguiente, el sistema es autosuficiente y altamente rentable.

1. INTRODUCCIÓN

En el 2015, los costarricenses generaban a diario 0,2 m³/día de agua residual por persona, produciendo en total 966 455 m³/día de aguas residuales ordinarias. Del total de agua residual, un caudal de 62 271 m³/día es tratado por plantas de tratamiento privadas, mientras que un caudal de 44 456 m³/día es dirigido por la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Los Tajos del Instituto de Acueductos y Alcantarillados, teniendo en cuenta que esta cubre únicamente algunos de los cantones más poblados de San José (AyA, MINAE y MS, 2016).

Además, Costa Rica dispone de diversas plantas de tratamiento en el resto del Gran Área Metropolitana y en provincias costeras, como es el caso de la Empresa de Servicios Públicos de Heredia (ESPH), la cual tiene una capacidad máxima de 80 l/s (ESPH, 2016), y de las plantas de tratamiento de la Municipalidad de Alajuela, que tratan 76,36 l/s (Ruiz, 2012).

Añadido a la dificultad del manejo de las aguas residuales, se reportan entre 700 y 800 obstrucciones en el sistema de alcantarillado público del Gran Área Metropolitana, debido a la disposición de desechos sólidos. Al respecto, la mayor parte de las obstrucciones se debe a residuos de alimentos y en especial a desperdicios de la industria alimentaria (AyA, 2017).

El manejo de residuos sólidos en Costa Rica es escaso y poco desarrollado. Por día se generan alrededor de 4 500 toneladas de residuos sólidos domiciliarios y alrededor del 30 % son dispuestas sin ningún tratamiento. Asimismo, todos los residuos se mezclan, tanto los orgánicos como los ordinarios no reciclables, tales como baterías, residuos electrónicos, bombillos, plásticos, entre otros, lo que dificulta su posterior clasificación. El 52 % de estos residuos se disponen en rellenos sanitarios, el 17 % en vertederos semicontrolados y el 22 % en vertederos sin control conocidos como “a cielo abierto” (Programa Estado de la Nación, 2006).

De la generación de residuos sólidos en las zonas urbanas de Costa Rica, se origina 1,1 kilogramos de residuos por persona por día, donde aproximadamente 55 % son residuos de alimentos, 15,5 % de papel y cartón y 11,5 % de plásticos (Ministerio de Salud, 2016). Estas cifras muestran que más de la mitad de los residuos generados en el Gran Área Metropolitana (GAM) son biodegradables, con gran potencial para tratarlos de forma sostenible.

Sin embargo, la falta de una estrategia de clasificación y disposición de residuos ha ocasionado un problema ambiental, donde gran parte de los ríos ubicados en la zona urbana se encuentran altamente contaminados. De las diez fuentes de agua con mayor contaminación, cinco se ubican en Limón y la otra mitad en San José; la que posee mayor contaminación equivale a 5 000 coliformes/100 ml (AyA et al., 2016). A pesar de que el índice de salud de Costa Rica es alto a nivel mundial, la falta de tratamiento de las aguas residuales puede influir de modo negativo en la salud de la población (Dirección de Aguas, 2019).

Las aguas residuales y los residuos de alimentos domiciliarios se componen de abundantes nutrientes para alimentar sistemas biológicos, donde los microorganismos como bacterias tanto aeróbicas, anaeróbicas o facultativas, se encargan de sintetizar dichos nutrientes en compuestos más simples. Estos organismos juegan un papel fundamental en el tratamiento biológico. Los sistemas anaeróbicos transforman la materia orgánica en gas metano aprovechable y dióxido de carbono. Por su parte, los microorganismos aeróbicos degradan las partículas de materia orgánica transformándolas en nuevas células y subproductos.

En la actualidad se encuentran en auge tecnologías sostenibles para el tratamiento de residuos como lo es la digestión anaeróbica. Esta tecnología consiste en reacciones bioquímicas redox en condiciones anaeróbicas, llevadas a cabo por bacterias anaeróbicas, que

descomponen sustancias orgánicas en compuestos como metano y dióxido de carbono (Shah, Mahmood y Pervez, 2014).

Otra tecnología utilizada para el tratamiento de aguas residuales es el sistema aeróbico con lodos activados. Este tratamiento consiste en un tanque de aireación y una masa diversa de microorganismos como bacterias, hongos, rotíferos y protozoos, que se encargan de convertir la materia orgánica en compuestos más simples (Mihelcic y Beth, 2012).

Los desechos de alimentos son catalogados como de alta resistencia. Al tratar residuos de alimentos mediante un sistema anaeróbico, se da una reducción parcial de la materia orgánica ya que los sistemas anaeróbicos son adecuados para el tratamiento de aguas residuales de alta resistencia (concentraciones de DQO biodegradables más de 4 000 mg/l), pero no ocurre una reducción completa debido a la alta carga de materia orgánica por lo que se necesita utilizar un sistema adicional para alcanzar una mayor reducción de contaminantes, de esta manera se emplean los sistemas de tratamiento aeróbicos que son apropiados para el tratamiento de aguas residuales de baja resistencia (concentraciones de DQO biodegradables menos de 1 000 mg/L) (Chan, Chong, Law y Hassell, 2009).

Al unir ambos tratamientos se genera un sistema con una alta capacidad de reducción de materia. La eficiencia de esta combinación se refleja en diversas investigaciones, por ejemplo, al unir estos sistemas se obtuvieron resultados satisfactorios con remociones de DQO superiores al 83 % de remoción (Chan et al., 2009). Asimismo, en un tratamiento de aguas residuales junto con desechos de alimentos se lograron altas tasas de remoción de sólidos volátiles de hasta un 93 % y 94 % de reducción del DQO (Ghanimeh, Khalil, Bou Mosleh y Habchi, 2018).

Por lo tanto, la hipótesis de este trabajo final de graduación que es el diseño de un sistema compacto de tratamiento integrado anaeróbico aeróbico, el cual reducirá la materia orgánica proveniente de los residuos domésticos en casas de habitación con espacios limitados para la construcción de un tanque séptico con drenaje, mientras se generan productos de alto valor energético.

1.1 Justificación

Costa Rica se ha posicionado como un país sostenible a nivel mundial, con la actual meta de obtener la carbono neutralidad para el 2021. Para este objetivo país, se requiere mitigar el impacto de las actividades humanas en el ambiente, considerando el tratamiento sostenible de residuos y aguas residuales como punto importante en el plan de desarrollo.

En el 2015, líderes mundiales plantearon los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) que se deben alcanzar para el 2030 y tienen como meta propiciar el bienestar de la población y la protección del planeta; Costa Rica debe proporcionar soluciones a cada uno de estos objetivos. El presente trabajo de graduación se relaciona con cinco de los 17 ODS (ver figura 1): objetivo 3: salud y bienestar, objetivo 6: agua limpia y saneamiento, objetivo 7: energía asequible y no contaminante, objetivo 11: ciudades y comunidades sostenibles y objetivo 14: referente a la vida submarina.



Figura 1. Objetivos de desarrollo sostenible

Fuente: Naciones Unidas, 2018

Una problemática actual en materia de saneamiento son los desechos sólidos generados por persona, los cuales equivalen a 1 kg/persona/día, y de estos un 50 % corresponde a residuos de alimentos (Programa Estado de la Nación, 2006). En la actualidad, la principal disposición para los desechos sólidos domiciliarios son los rellenos sanitarios, no obstante, si el 50 % correspondiente a residuos de alimentos se tratara mediante un sistema más sostenible, se reduciría a la mitad la cantidad de desechos dispuestos en los rellenos sanitarios y estos residuos biodegradables podrían ser aprovechados para la generación de energía.

El país debe invertir en investigación e infraestructura para el saneamiento, ya que a pesar de los esfuerzos desarrollados por el Gobierno, como la inversión en la Planta de Tratamiento Los Tajos, no se alcanza un tratamiento del 100 % de las aguas residuales del Gran Área Metropolitana. Por consiguiente, las personas utilizan otros sistemas de tratamiento, y un 70 % de las construcciones en áreas con alta densidad poblacional emplea tanques sépticos (AyA et al., 2016).

En este proyecto de investigación se diseñó un sistema compacto para el tratamiento de residuos domésticos, tanto de aguas residuales como residuos de alimentos, dándoles a estos un tratamiento más sostenible en hogares que se encuentren en zonas densamente pobladas y el espacio de construcción sea limitado.

Según la metodología del Colegio Federado de Ingenieros y Arquitectos (citado por Rosales, 2003), el drenaje mínimo requerido para una familia de 5 miembros, es de aproximadamente 13 metros, pero muchas de las construcciones dentro del Gran Área Metropolitana cuentan con el espacio mínimo establecido y construyen drenajes inferiores a lo determinado. De esta manera, si no se cumple con los requerimientos mínimos, se convierte en un problema ambiental, pues la infiltración del agua residual a través del suelo puede originar una contaminación de las aguas subterráneas.

Por lo tanto, se propuso el diseño de un sistema compacto de tratamiento de residuos domésticos para construcciones que no cuentan con un espacio suficiente para tener el drenaje requerido y así puedan tratar sus aguas residuales y residuos de alimentos, mejorando el sistema de tanque séptico y disminuyendo la cantidad de residuos de alimentos que son dispuestos en rellenos sanitarios.

El diseño consiste en la integración de dos sistemas de tratamiento. Un sistema primario de digestión anaeróbica, que no reduce la carga orgánica a niveles permisibles, pero es capaz de producir biogás, el cual tiene un alto valor energético y funciona para alimentar un sistema secundario de tratamiento aeróbico con lodos activados, encargado de reducir los sólidos volátiles para alcanzar una alta tasa de reducción de materia orgánica. Además, se optimizaron los parámetros de cada sistema para evaluar su viabilidad.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Diseñar un sistema de tratamiento integrado primario y secundario mediante digestión anaeróbica y de tratamiento aeróbico para residuos domésticos

1.2.2 Objetivos específicos

- Diseñar un sistema de digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos residenciales como reducción primaria de la carga orgánica.
- Diseñar un sistema de aireación para tratar el efluente del biodigestor.
- Optimizar los parámetros de tratamiento primario y secundario para la evaluación de la eficiencia de degradación orgánica.
- Determinar los balances de masa y energía del sistema de tratamiento de residuos de alimentos residenciales.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Situación de las aguas residuales y los residuos sólidos orgánicos en Costa Rica

El Plan Nacional de Desarrollo (PND), instituido por el expresidente Luis Guillermo Solís Rivera (2014-2018), otorga un espacio relevante al saneamiento en Costa Rica. Los ejes centrales de la PND son el fortalecimiento institucional y normativa para el saneamiento de aguas, la gestión integrada para el saneamiento de las aguas residuales, la infraestructura e inversiones en saneamiento, la sostenibilidad financiera y modelo tarifario y la participación ciudadana (Presidencia de la República de Costa Rica, 2017).

Durante el gobierno de Luis Guillermo Solís se instauró la Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales de Largo Plazo (2016-2045 PNSAR). Este documento se estableció con el objetivo de que cada institución gubernamental tenga el conocimiento para resolver los problemas de salud, bienestar y calidad de vida de la población, como respuesta a la problemática enfrentada en gran parte de las zonas urbanas del país, ya que se encuentran en riesgo debido a la baja cobertura de alcantarillado sanitario y el poco tratamiento de las aguas residuales (Presidencia de la República de Costa Rica, 2017).

En la figura 2 se detalla el destino de las aguas ordinarias para las zonas con un nivel de urbanización mayor al 70 %. Del total de viviendas del país, un 70 % cuenta con tanque séptico, 13,4 % con alcantarillado sin PTAR, 8,0 % con alcantarillado con PTAR y 6,4 % con alcantarillado con PTAR privada; donde PTAR se refiere a la planta de tratamiento de aguas residuales (AyA et al., 2016).

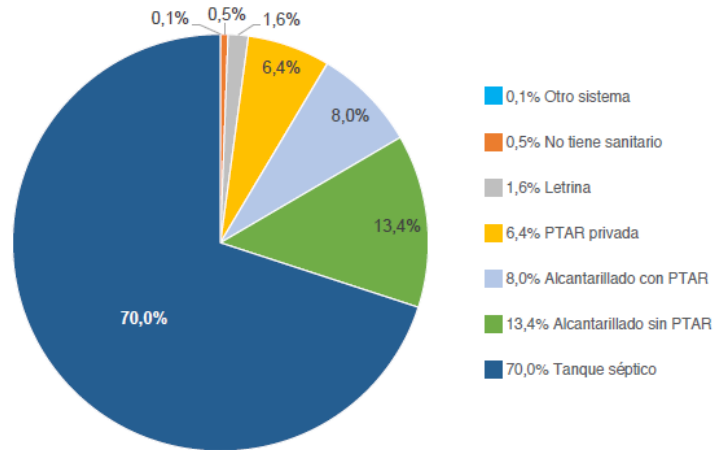


Figura 2. Destino de las aguas ordinarias en Costa Rica

Fuente: AyA et al., 2016

Según el Programa Estado de la Nación (2019), se dio un aumento en la cobertura de alcantarillado sanitario con tratamiento ya que pasó de 4,2 % en 2014 a 8,2 % y 14,4 % en 2016 y 2017, respectivamente. Sin embargo, el avance es poco y es insignificante comparado con el promedio mundial que es de 60 %.

El crecimiento en la disposición adecuada de aguas residuales fue en aumento desde el año 2000 hasta el 2013 como se ilustra en la figura 3. No obstante, en el año 2014 se refleja un descenso abrupto e incluso para el año 2017 se aprecia una baja en la evolución (Programa Estado de la Nación, 2019).

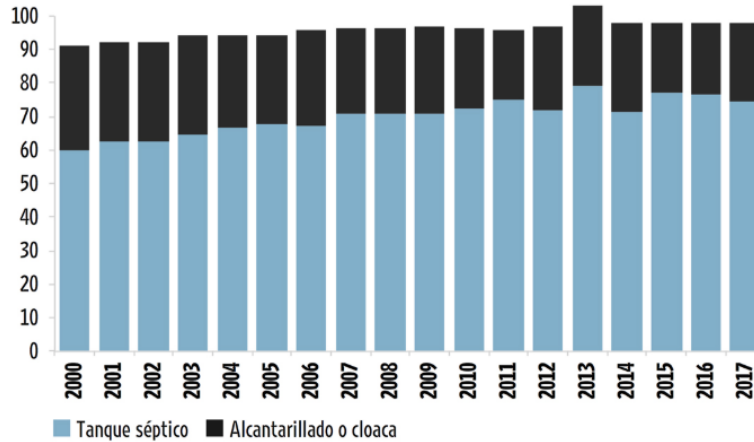


Figura 3. Datos por tipo de tratamiento

Fuente: Programa Estado de la Nación, 2019

No se puede asegurar que todos los tanques sépticos se encuentran en un estado óptimo de funcionamiento. Además, en muchos casos solo las aguas negras se tratan bajo estos sistemas, y un porcentaje de aguas residuales grises se conducen al alcantarillado pluvial que se dirige a ríos.

Respecto a los reportes operacionales de aguas residuales entregados al Ministerio de Salud en 2014-2015, existe un total proyectado de 912 plantas de tratamiento en condominios y urbanizaciones privados, y 29 plantas de tratamiento de operadores como AyA, Empresa de Servicios Públicos de Heredia (ESPH) y las municipalidades (Ruiz, 2012). Según el Instituto de Acueductos y Alcantarillados (AyA), en Costa Rica es significativo el volumen tratado por condominios y urbanizaciones privados. Sin embargo, del total instalado, solo un 31,4 % se encuentra funcionando, y de ese porcentaje solo el 60 % cumple los límites máximos de vertidos.

En cuanto a los residuos sólidos, de acuerdo con la tabla 1, el mayor porcentaje de residuos generados en Costa Rica es biodegradable, por lo tanto, si los Gobiernos locales clasifican y tratan al menos los residuos de alimentos (49,7 % del total), podrían ahorrarse 29

millones de dólares al año por concepto de recolección, transporte y disposición. Asimismo se presentan beneficios ambientales como el ahorro en combustibles fósiles y los gases de efecto invernadero que se generan al disponer todos los residuos sin ningún tratamiento (Programa Estado de la Nación, 2006).

Tabla 1. *Composición de los residuos sólidos en Costa Rica*

	% Plástico	% Vidrio	% Papel	% Aluminio	% Biodegradable	% Otros
Zona urbana	17,7	2,29	20,62	0,1	49,7	9,59
Zona Rural	2,48	1,16	5,72	0,1	63,29	27,25

Fuente: Programa Estado de la Nación, 2006

2.1.1 Biodigestión como fuente de energía renovable en Costa Rica

Las fuentes de energía renovable son utilizadas para sustituir en parte o completamente los combustibles fósiles. Estas fuentes pueden ser de origen solar, eólico, hidroeléctrico, geotérmico y biomásico.

La energía que se puede obtener de la biomasa proviene de la luz solar, la cual, gracias al proceso de fotosíntesis, es aprovechada por las plantas verdes mediante reacciones químicas en las células. Estas toman CO₂ del aire y lo transforman en sustancias orgánicas, según una reacción del tipo: CO₂ + H₂O (H-COH) + O₂ (Secretaría de Energía, 2008).

De esta manera la energía solar se transforma en energía química que se acumula en diferentes compuestos orgánicos (polisacáridos, grasas), y que es incorporada y transformada por el reino animal, incluyendo al ser humano, el cual invierte la transformación para obtener bienes de consumo (Secretaría de Energía, 2008).

La generación de electricidad a través de biomasa de residuos animales y vegetales es escasa en Costa Rica. Sin embargo, es una alternativa implementada principalmente por

agroindustrias como la producción agrícola, ganadería de leche y porcinos. Para el año 2016 Costa Rica contaba con la dedicación de 47 empresas a esta actividad (Morante, 2016).

La biomasa húmeda (mayor al 60 % de contenido de humedad) se puede utilizar para la generación de biogás por medio de procesos bioquímicos (Secretaría de Energía, 2008). Al respecto, el Instituto Costarricense de Electricidad (ICE, 2014) incursionó en el programa de biogás con el objetivo de promover la generación de energía a partir de los residuos biomásicos para autoabastecer la demanda eléctrica, diversificar la matriz energética, disminuir el uso de hidrocarburos y manejar responsablemente los residuos de alimentos.

El Programa Biogás del ICE cuenta con 19 proyectos de digestores a lo largo de país, además para el 2014 se proyectaban otros como Porcina Americana y Coopeagropal para un total de 2 150 kW de generación por biogás en todo Costa Rica (ICE, 2014).

Con la implementación de la PTAR Los Tajos, se instaló un biodigestor para el tratamiento de los lodos excedentes del tratamiento de aguas residuales, este posee una forma esbelta con cúpula y base troncopiramidal, el cual es utilizado para una adecuada homogeneización de lodos (Futurenviro, 2015). Este sistema es un claro ejemplo del potencial de las aguas residuales en la generación de bioenergía.

2.2 Marco legal para la República de Costa Rica

El principal marco legal que rige la disposición del recurso hídrico en Costa Rica es la Ley de Aguas n.º 276, publicada en 1942, la cual otorga competencias a las diferentes instituciones del Estado. La Ley de Aguas define como agua residual a la combinación de líquidos y sólidos acarreados por agua, cuya calidad ha sido degradada por la incorporación de agentes contaminantes. A efectos de esta ley, se reconocen dos tipos: ordinario, que es agua

residual generada por las actividades domésticas (uso de inodoros, duchas, lavatorios, fregaderos, lavado de ropa, etc.) y especial, que es agua residual de tipo distinto al ordinario (Decreto Ejecutivo n.º 31545, 2003).

Con el objetivo de minimizar el impacto negativo de las descargas de aguas residuales, se creó el Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales en 1997, en el cual se establecen los límites de vertido para las actividades residenciales, comerciales e industriales, con el propósito de que estas cumplan con los límites indicados. Se define el tratamiento de aguas residuales como el “conjunto de procesos físicos, químicos o biológicos, cuya finalidad es mejorar la calidad del agua residual a la que se aplican” (Procuraduría General de la República, 1997).

Los límites señalados en la tabla 2 se establecen según el Decreto n.º 33601-MINAE-S del Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales, y consisten en el monitoreo del caudal, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO), el potencial de hidrógeno (pH), las grasas y aceites (GyA), los sólidos sedimentables (SSed), los sólidos suspendidos totales (SST), las sustancias activas al azul de metileno (SAAM) y la temperatura (T).

Tabla 2. Límite máximo de parámetros permitido para el vertido de aguas residuales a un cuerpo receptor

Parámetro	Límite máximo
DBO	50 mg/l
DQO	150 mg/l
Sólidos suspendidos	50 mg/l
Grasas/aceites	30 mg/l
Potencial hidrógeno	5 a 9
Temperatura	15 °C ≤ T ≤ 40 °C
Sólidos sedimentables	1 ml/l
Sustancias activas al azul de metileno	5 mg/l

Costa Rica cuenta con la Ley para la Gestión Integral de Residuos, que incluye la protección del ambiente y uso eficiente de los recursos, mediante acciones que incorporen a diversos sectores del país como el sector financiero, educativo, ambiental y administrativo (Ministerio de Salud, 2011).

La Ley para la Gestión Integral de Residuos define residuo como un “material sólido, semisólido, líquido o gas, cuyo generador o poseedor debe o requiere deshacerse de él, y que puede o debe ser valorizado o tratado responsablemente o, en su defecto, ser manejado por sistemas de disposición final adecuados” (Ley n.º 8839, 2010). También se entiende residuo ordinario como los “residuos de carácter doméstico generados en viviendas y en cualquier otra fuente, que presentan composiciones similares a los de las viviendas” Ley n.º 8839, 2010).

De acuerdo con la Ley para la Gestión Integral de Residuos n.º 8839, el Plan para la Gestión Integral de los Residuos será el marco de acción que oriente las acciones gubernamentales, fije las prioridades y establezca los lineamientos y las metas que orientarán,

sistematizarán e integrarán los diferentes planes municipales, programas sectoriales, proyectos e iniciativas públicas. Este tendrá un periodo de validez de diez años y será sometido a revisión cada tres años.

2.3 Caracterización del agua residual

La caracterización del agua consiste en identificar los parámetros físicos, químicos y biológicos de su composición para darle una clasificación según su calidad.

2.3.1 Características físicas del agua residual

2.3.1.1 Sólidos totales (ST), volátiles (SV) y suspendidos

Los sólidos totales es una de las características físicas más importantes, se encuentran compuestos por materia flotante y en suspensión, en dispersión coloidal y en disolución y sólidos sedimentables. El contenido total de sólidos en el agua residual se define como toda la materia que queda como residuo de evaporación entre 103-105 °C (Deloya, 1991).

Los sólidos fijos son el residuo de los sólidos totales, disueltos o suspendidos, después de llevar una muestra a sequedad durante un tiempo determinado a 550 °C. La fracción orgánica se oxidará y será expulsada como gas a dicha temperatura, permaneciendo la fracción como ceniza (Deloya, 1991).

El total de sólidos suspendidos (TSS) corresponde a la suma de las concentraciones de sólidos orgánicos e inorgánicos. Se dividen en sólidos suspendidos, sólidos orgánicos, sólidos inorgánicos y sólidos coloidales (EPA, 1997). En la tabla 3 se detalla la clasificación de los sólidos suspendidos totales, que comprenden desde los orgánicos, inorgánicos, sedimentables y coloidales.

Tabla 3. *Clasificación según sólidos suspendidos totales*

Sólidos suspendidos totales	Descripción
Sólidos suspendidos	Son los sólidos suspendidos en el agua y estos pueden ser removidos mediante métodos físicos de remoción.
Sólidos orgánicos	Alrededor del 50 % de los sólidos presentes en las aguas residuales derivan de productos de desecho animal o vegetal.
Sólidos inorgánicos	Son inertes y no están sujetos a descomposición, incluyen arena, limo y grava.
Sólidos sedimentables	Representan la fracción de sólidos que se asientan en un periodo determinado.
Sólidos coloidales suspendidos	Se refieren a sólidos orgánicos e inorgánicos que decaen rápidamente.

Fuente: EPA, 1997

2.3.1.2 Turbidez

La presencia de sólidos coloidales le da al agua un aspecto turbio que estéticamente es desagradable y puede ser un indicador de peligro. La turbidez en el agua puede ser causada por partículas de arcilla, limo, descargas de aguas residuales o industriales, desechos o por la existencia de gran número de microorganismos (Tebbutt, 1998).

2.3.1.3 Color

Incluso el agua pura no es incolora; tiene un tinte verde azulado cuando se encuentra en grandes volúmenes. Es necesario diferenciar entre el color verdadero debido al material en solución y el color aparente debido a la materia suspendida. Por su parte, el color amarillo

natural en el agua de las cuencas altas se debe a ácidos orgánicos, pero los consumidores asocian estas tonalidades con un riesgo para la salud, aunque no sea así (Tebbutt, 1998).

2.3.2 Características químicas del agua residual

2.3.2.1 Materia orgánica

El agua residual está compuesta por pequeñas cantidades de un gran número de diferentes moléculas orgánicas, cuya estructura puede variar desde muy simple hasta sumamente compleja. La presencia de estas sustancias dificulta el tratamiento de las aguas residuales porque estas no pueden descomponerse biológicamente o lo hacen muy lento (Deloya, 1991).

2.3.2.2 Potencial de hidrógeno (pH)

Este representa el logaritmo decimal negativo de la concentración de iones hidronio en el agua. Un pH alto implica pocos iones H^+ , dando lugar a condiciones básicas. Por su parte, un pH bajo representa gran cantidad de iones H^+ y condiciones ácidas. El pH tiene repercusiones principalmente en la biocenosis del medio y, por consiguiente, altera los indicadores biológicos (Seoáñez, 2002).

2.3.2.3 Demanda química de oxígeno (DQO)

El oxígeno captado o consumido por las sustancias químicas presentes en un efluente se denomina demanda química de oxígeno. Cuando hay sulfitos, la demanda química ocurre rápidamente y se llama DIO (demanda inmediata de oxígeno), y cuando es más lenta se le denomina demanda de oxígeno por autooxidación.

Este parámetro se utiliza como indicador de los compuestos existentes en el efluente y mediante su medida se estiman materias oxidables presentes de origen orgánico y mineral (Seoánez, 2002). Se emplea para medir la materia orgánica de las aguas residuales que contengan compuestos tóxicos para la vida biológica. Este es igual al oxígeno que la materia orgánica necesita para oxidarse y para su medición se usa dicromato de potasio que es un agente químico oxidante en un medio ácido.

2.3.2.4 Oxígeno disuelto (OD)

El oxígeno es un elemento vital en el control de calidad del agua. La presencia de este en el agua determina el desarrollo de formas de vida superiores. El oxígeno es solo ligeramente soluble en agua sin contenido de cloruro y a una presión barométrica de 1 atm.

Esta solubilidad se ve afectada por la existencia de cloruros que reducen la saturación de la concentración de oxígeno disuelto en 0,015 mg/l por 100 mg/l de cloruro a bajas temperaturas (5-10 °C) y en 0,008 mg/l de cloruro, y a temperaturas más altas (20-30 °C) se puede hacer una corrección barométrica que es directamente proporcional a la relación entre la presión real y el estándar 760 mmHg. La caída de la presión barométrica sobre el nivel del mar es aproximadamente 80 mmHg por 1 000 m de elevación (Tebbutt, 1998).

Las aguas superficiales limpias por lo general están saturadas de OD, pero este puede ser eliminado con rapidez por la demanda de oxígeno de los residuos de alimentos. Los peces pequeños necesitan alrededor de 5 mg/l de OD y los peces más grandes no viven por debajo de los 2 mg/l (Tebbutt, 1998).

2.3.3 Características biológicas del agua residual

La biología del tratamiento de aguas residuales se basa en el consumo de materia orgánica por microorganismos que incluyen bacterias, virus, algas y protozoos. El ser humano regula estos microorganismos mediante parámetros, con el fin de que actúen de manera eficiente y económica. Por lo tanto, es necesario el conocimiento de su metabolismo para controlar el proceso de forma efectiva (EPA, 1997).

Dentro de los microorganismos, las bacterias son las más utilizadas para el tratamiento de las aguas residuales, descomponiendo directamente los contaminantes del agua. Así, las bacterias heterótrofas degradan materiales orgánicos como carbohidratos, grasas y proteínas. Por su parte, las bacterias autótrofas derivan su carbono celular de CO₂ y utilizan una fuente de energía no orgánica para su crecimiento. Las bacterias anaeróbicas prosperan en ausencia de oxígeno, los procesos aeróbicos son los más empleados para el tratamiento previo de residuos industriales de alta resistencia y para la digestión de lodos (EPA, 1997).

El manejo de las aguas residuales se complica debido a la presencia de sustancias resistentes a la degradación biológica como metales pesados y tóxicos orgánicos conocidos como inhibidores. Sin embargo, existen microorganismos que pueden utilizar estos compuestos como fuente de carbono por medio del cometabolismo, el cual se puede dar tanto en ambientes aerobios como anaerobios. Los compuestos tóxicos pueden ser degradados por microorganismos si se inducen a la síntesis de enzimas. Se puede alcanzar una mineralización completa o reducir la toxicidad si el sistema se diseña y se opera adecuadamente para prevenir la producción de contaminantes secundarios (Ramírez, 2004).

2.4 Tratamientos convencionales de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales convencional incluye diversos procesos, desde mecánicos, físicos, químicos hasta biológicos. El éxito de una planta de tratamiento se debe tanto a un diseño correcto como a la comprensión y manejo de cada uno de los procesos involucrados en el tratamiento. Los pasos para el tratamiento convencional de aguas residuales son: 1. pretratamiento, 2. tratamiento primario, 3. tratamiento secundario, 4. tratamiento terciario para remover nutrientes (N, P) y 5. desinfección (Mihelcic y Beth, 2012).

En la figura 4 se presenta la disposición típica de una planta convencional de aguas residuales, el pretratamiento con pantallas y eliminación de arenilla, seguido de un clarificador primario, un tratamiento biológico, un segundo clarificador y un tratamiento anaeróbico de lodos (Mihelcic y Beth, 2012).

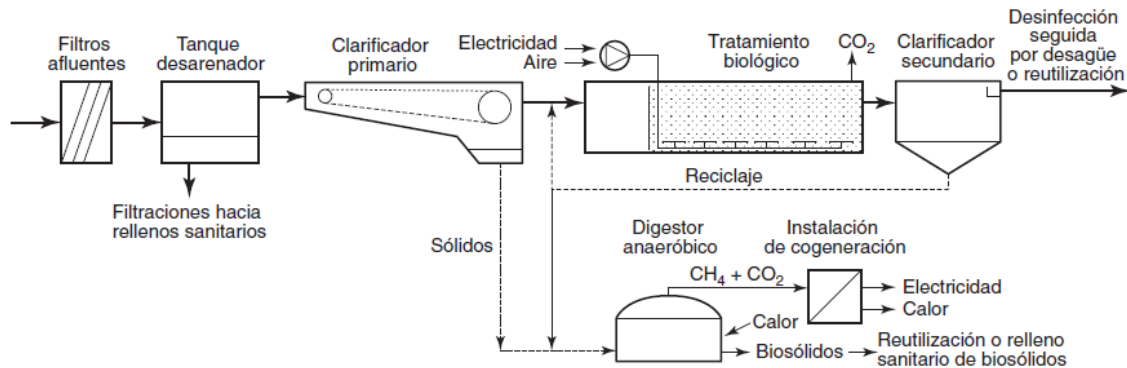


Figura 4. Planta convencional de aguas residuales

Fuente: Mihelcic y Beth, 2012

En una planta convencional de aguas residuales, a gran escala se desarrollan los siguientes procesos:

1. Pretratamiento: El objetivo de este es eliminar espumas, grasas, arena y objetos que puedan dañar el sistema de tratamiento. Algunos sistemas utilizados son la filtración, los tanques desarenadores, la flotación y la equalización.

2. Tratamiento primario: Se encarga de remover los sólidos mediante el asentamiento de la gravedad inactiva, esta se lleva a cabo por medio de tanques de sedimentación o clarificadores. La sedimentación en el fondo del tanque es recolectada como un lodo líquido sólido. Esta etapa remueve alrededor de 60 % de los sólidos suspendidos, 30 % del DBO y 20 % de fósforo. El afluente clarificado que sale del tratamiento primario pasa al secundario y los lodos removidos son segregados para un mayor tratamiento.
3. Tratamiento secundario: Este debe bajar la demanda de oxígeno debida a la sobrecarga de materia orgánica. Para este tratamiento se utilizan microorganismos con la finalidad de descomponer estas moléculas. También se puede utilizar un sistema de crecimiento suspendido conocido como lodo activado, el cual consiste en un tanque de aireación donde el efluente es mezclado con una masa diversa de microorganismos que comprenden bacterias, hongos, rotíferos y protozoos. Los sistemas de aireación funcionan para tratar aguas residuales con niveles de DQO por debajo de los 1 000 mg/L; además, estos reducen significativamente los niveles de DBO, nitrógeno y fósforo (Chan et al., 2009).
4. Tratamiento terciario: Es responsable de eliminar la mayor parte de nitrógeno y fósforo mediante procesos físicos, químicos y biológicos.
5. Desinfección: Este tiene como finalidad eliminar los patógenos antes de verterlas al cuerpo de agua, lo cual se logra mediante la adición de hipoclorito de sodio, dióxido de cloro o gas de cloro.

En una planta de tratamiento de menor escala, un sistema primario de tratamiento puede desarrollarse mediante un reactor anaeróbico, ya que tiene la capacidad de tratar aguas con concentraciones biodegradables de DQO por encima de 4 000 mg/L. Asimismo, se puede

manipular el control del proceso, las tasas volumétricas de carga y la energía requerida, aunado no requiere nutrientes ni oxígeno y se da una excedencia de producción de lodos (Marchaim, 1992).

Los sistemas anaeróbicos tienen un bajo rendimiento si solo se utilizan las aguas residuales. Por esta razón, se desarrollan investigaciones donde se mezclan con residuos de alimentos, los cuales tienen altos rendimientos de metano (CH_4), pero no se recomienda el uso de los mismos como única materia prima porque el pH tiene una caída muy rápida. Por lo tanto, lo ideal es utilizar residuos de alimentos diluidos con aguas residuales para alimentar los biorreactores anaeróbicos (Ghanimeh et al., 2018).

Los sistemas anaeróbicos empleados como tratamiento primario no son suficientes para remover una tasa alta de carga orgánica. Es necesario incluir un sistema adicional, como lo es el sistema aeróbico, el cual se considera como el tratamiento secundario en una planta de pequeña escala (Ghanimeh et al., 2018).

2.5 Tratamiento mediante digestión anaeróbica

La biodigestión anaeróbica es un proceso biológico degradativo donde los materiales orgánicos de un substrato son convertidos en biogás, una mezcla de dióxido de carbono y metano con trazas de otros elementos, por la acción de colonias de microorganismos anaeróbicos. El proceso anaeróbico se clasifica como fermentación anaeróbica o respiración anaeróbica dependiendo del tipo de aceptores de electrones (Varnero, 2011).

En una fermentación anaeróbica, la materia orgánica es catabolizada en ausencia de un aceptor de electrones externo. El producto generado en el proceso acepta los electrones liberados durante la descomposición de la materia orgánica. Por consiguiente, la materia

orgánica actúa como dador y aceptor de electrones. La producción de metano mediante esta vía se conoce comúnmente como metanogénesis acetotrófica. La fermentación anaeróbica se puede aplicar para la recuperación de biocombustibles y productos bioquímicos (Varnero, 2011).

La respiración anaeróbica es un proceso biológico de oxidorreducción de monosacáridos y otros compuestos en el que el aceptor de electrones es una molécula inorgánica distinta del oxígeno. Cuando el CO_2 acepta los electrones liberados por la materia orgánica, se reduce a gas metano (CH_4). La producción de CH_4 mediante esta vía se conoce como metanogénesis hidrogenotrófica. Ciertos microorganismos anaeróbicos también utilizan el CO_2 como aceptor de electrones y reducen el hidrógeno a ácido acético (Varnero, 2011).

La presencia de sulfato en un ambiente anaeróbico desvía parte de la materia orgánica hacia la reducción de sulfato mediante un grupo especializado de bacterias anaeróbicas conocido como bacterias reductoras de sulfato, azufre, carbonato y nitrato y estos funcionan como aceptores de electrones, de modo que el nitrato se reduce rápidamente a amonio y el reductor de nitrato desempeña un papel subordinado en los procesos de fermentación (Deublein y Steinhauser, 2011).

En los residuos de la industria agroalimentaria se encuentran altas concentraciones de carga orgánica, la cual se trata de manera efectiva mediante el tratamiento anaeróbico. Un reactor anaeróbico está conformado por bacterias productoras de fermentación ácida y metánica, las cuales transforman la materia orgánica soluble y coloidal en metano y CO_2 . Este tipo de tratamiento, al generar gases como residuo del proceso, se puede aprovechar para aumentar la temperatura del digestor o contar con un exceso de energía para otros usos como alimentar un sistema secundario de tratamiento (Rigola, 1999).

La degradación anaeróbica de los desechos orgánicos ocurre debido a la acción de diferentes microorganismos, los cuales se desarrollan a lo largo de distintas etapas, comenzando con la hidrólisis hasta alcanzar la metanogénesis (ver figura 5).

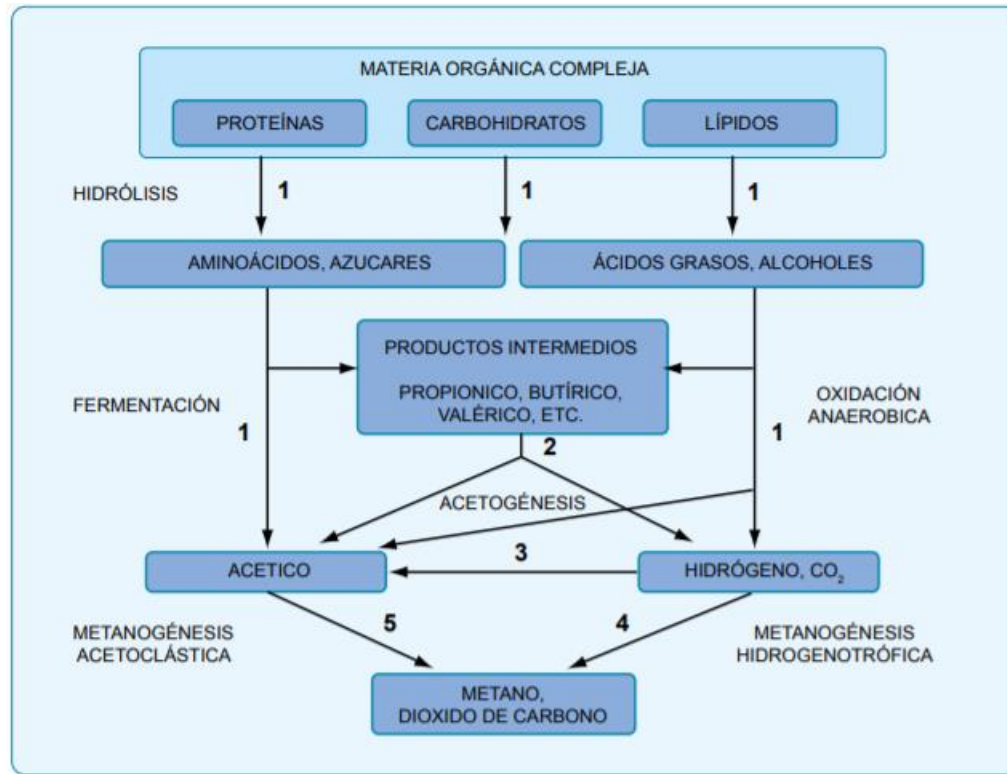


Figura 5. Proceso metabólico del proceso anaeróbico

Fuente: Varnero, 2011

La primera etapa es la hidrólisis, en esta se produce la polimerasa y los compuestos orgánicos como carbohidratos y proteínas, además las grasas se descomponen en monosacáridos, aminoácidos y ácidos grasos. Las bacterias responsables de esta etapa son las hidrolíticas, los géneros y especies que se desarrollan dependen del tipo de material que realiza codigestión, principalmente *Streptococcus* y *Enterobacterium* (Deublein y Steinhauser, 2011). Estas producen enzimas extracelulares del grupo de hidrolasas (amilasas, proteasas y lipasas). La velocidad de este proceso depende de parámetros como pH y producción, difusión y adsorción de enzimas (Shah et al., 2014).

La segunda etapa es la acidogénesis, en la cual las bacterias convierten las sustancias químicas solubles en agua, ácidos orgánicos de cadena corta, alcoholes, aldehídos, dióxido de carbono e hidrógeno. Al descomponerse las proteínas surgen aminoácidos y péptidos que pueden ser fuentes de alimento para los microorganismos anaeróbicos. Este proceso se divide en hidrogenación y deshidrogenación. Los metanógenos pueden usar los nuevos productos como sustratos y fuentes de energía. Asimismo, las principales bacterias de fase ácida introducen oxígeno accidentalmente al proceso, creando condiciones para el desarrollo de lóbulos como *Bacillus*, *Clostridium* y *Pseudomonas* (Shah et al., 2014).

La tercera etapa es la acetogénesis, donde las bacterias *Syntrophomonas* y *Syntrophobacter* convierten los ácidos en acetatos e hidrógeno. Debido a la creación del hidrógeno, se da un ambiente tóxico para los microorganismos que llevan a cabo este proceso, por lo que ocurre una simbiosis para las bacterias acetogénicas con bacterias metano autótrofas. En esta fase se demuestra la eficiencia de la producción de biogás ya que el 70 % del metano surge en el proceso de reducción de acetatos (Shah et al., 2014).

La cuarta etapa es la metanogénesis, en esta fase las bacterias metanogénicas producen metano a partir de los productos de las fases anteriores, es decir, ácido acético, H_2 , CO_2 , formato, metanol, metilamina o sulfuro de dimetilo. La mayoría de los aumentos de metano en el proceso de digestión se debe a las bacterias heterótrofas de metano, solo el 30 % de metano proviene de la reducción de CO_2 . Durante este proceso, el CO_2 se ha agotado y se crea un ambiente ideal para las bacterias ácidas que dan lugar a ácidos orgánicos de cadena corta en la fase de acidificación y producción de H_2 (Shah et al., 2014).

De acuerdo con las etapas de la degradación anaeróbica, en la tabla 4 se describen las principales reacciones del proceso:

Tabla 4. *Etapas de la degradación anaeróbica*

Tipo de reacción	Donador de electrones	Aceptor de electrones	Producto
Hidrólisis	Carbón orgánico	Carbón orgánico	CO ₂
Acidogénesis	Carbón orgánico	Carbón orgánico	H ₂
Acetogénesis	Carbón orgánico/H ₂	CO ₂	CH ₃ COOH
Metanogénesis	Carbón orgánico/H ₂	CO ₂	CH ₄

Fuente: Shah et al., 2014

El biogás se encuentra compuesto principalmente por los componentes de la tabla 5; no obstante, dicha composición es variable según los sustratos que se le proporcionan (Deublein y Steinhauser, 2011).

Tabla 5. *Composición del biogás*

Componente	Contenido	Efecto
CO ₂	25–50 % en vol	Disminuye el valor calorífico, aumenta el número de metano, causas de corrosión.
H ₂ S	0–0,5 % por vol	Efecto corrosivo en equipos y sistemas de tuberías. Las emisiones de NO después de los quemadores
NH ₃	0-0,05 % por vol	dañan las células de combustible.
Vapor de agua	1–5 % por vol	Causa corrosión de equipos y sistemas de tuberías, condensados dañan a instrumentos y plantas, riesgo de congelación de los sistemas de tuberías y boquillas.
Polvo	> 5 μ m	Bloquea boquillas y celdas de combustible.
N ₂	0–5 % por vol	Disminuye el valor calorífico.
Siloxanos	0-50 mg m ⁻³	Actúan como un abrasivo y dañan los motores.

Fuente: Deublein y Steinhauser, 2011

El gas metano se encuentra principalmente en el biogás, este posee propiedades descritas en la tabla 6:

Tabla 6. *Propiedades del gas metano*

Contenido energético	6,0–6,5 kWh/m ³
Combustible equivalente	0,60–0,65 l aceite/m ³ biogás
Límites de explosión	6-12 % biogás en aire
Temperatura de ignición	650-750 °C
Presión crítica	75-89 bar
Temperatura crítica	-82,5 °C
Densidad normal	1,2 kg/m ³
Masa molar	16,043 kg kmol ⁻¹

Fuente: Deublein y Steinhauser, 2011

Existen factores determinantes en el proceso de biodigestión, como lo son la temperatura (mesofílica o termofílica), tipo de materias primas, nutrientes y concentración de minerales, pH (generalmente cercano a la neutralidad), toxicidad y condiciones redox óptimas (Varnero, 2011).

El porcentaje de sólidos totales de la mezcla agregada al digestor es un factor determinante para que el proceso se lleve a cabo en buenas condiciones. Conforme se aumenta el contenido de sólidos totales, se ve afectada la movilidad de las bacterias metanogénicas dentro del sustrato y se ve limitada la eficiencia y producción de biogás (Varnero, 2011).

La digestión anaerobia se puede llevar a cabo con uno o más residuos, siempre y cuando tengan material fermentable y una composición y concentración estable. La codigestión consiste en un tratamiento conjunto de residuos orgánicos de diferentes orígenes en una zona geográfica, estos pueden ser agropecuarios e industriales. Son de gran importancia porque pueden solucionar problemas o carencias de un residuo, si son compensados por las características de otro (Varnero, 2011).

En la biodigestión anaeróbica el inóculo es fundamental para iniciar el proceso y, por lo tanto, obtener una buena degradación de los materiales biológicos. El inóculo debe tener una procedencia similar a la materia prima que se va a utilizar, condiciones operativas y condiciones de pH similares, dado que las comunidades microbianas respectivas varían en muchos aspectos, como el perfil de las enzimas extracelulares, el registro de especies, el comportamiento de formación de biopelículas, los requisitos nutricionales y las características fisiológicas. La fuente de inóculo no solo afecta la cantidad de producción de biogás, sino que también influye en la cinética del proceso de digestión anaeróbica (Shah et al., 2014).

El proceso anaeróbico es afectado por variables como:

- Temperatura: Esta se divide en dos grandes rangos, el mesofílico que va de 20 °C a 35 °C y el termofílico con rangos entre 40 °C y 60 °C.
- Relación carbono nitrógeno: La proporción de estos debe ser equilibrada ya que poca cantidad de nitrógeno entorpece el funcionamiento de las bacterias a la hora de captar el carbono y si hay mucho nitrógeno se puede inhibir el desarrollo de las bacterias. La proporción adecuada es 30 a 1 de carbono a nitrógeno.
- Tiempo de residencia: Este corresponde al tiempo promedio en que la materia orgánica reacciona con los microorganismos.
- Potencial de hidrógeno (pH): Este debe encontrarse en un balance entre 6,5 y 7,5, pues una solución muy ácida o muy básica inhibe el crecimiento de los microorganismos anaeróbicos metanogénicos (Deublein y Steinhauser, 2011).

La implementación de tecnologías productoras de energía a partir de biomasa como la biodigestión tiene muchos beneficios, entre estos se pueden mencionar la generación de energía eléctrica a partir del biogás, el tratamiento de los residuos de alimentos sin efectos

secundarios dañinos para el ambiente y una entrada económica extra para el propietario del biodigestor.

2.5.1 Potencial bioquímico de metano (PBM)

La prueba del potencial bioquímico de metano (BPM) es un sistema complejo y dinámico donde hay interacción microbiológica, bioquímica y fisicoquímica (Angelidaki et al., 2009). Se utiliza para determinar la producción máxima de metano y evaluar de forma rápida si un residuo puede ser correctamente degradado (Sánchez, Patiño, Alcántara, Reyes, Pérez y Ortíz, 2016).

Es útil para establecer si un sustrato es adecuado para la digestión anaerobia, y debido a su simplicidad permite la detección rápida y rentable de sustratos individuales y de materia prima (Faivor y Kirk, 2011). Asimismo, ayuda a determinar la concentración de sustancias orgánicas en un agua residual que se puede convertir anaeróbicamente a CH₄, evaluar la eficiencia potencial del proceso anaeróbico con un agua residual específica, medir el material orgánico residual susceptible de tratamiento anaeróbico adicional y evaluar los restos no biodegradables que quedan después del tratamiento (Speece, 1996).

Los PBM son una alternativa disponible para ayudar con los criterios de diseño específicos del sitio. A través de la conversión estequiométrica, la producción de CH₄ está directamente relacionada con la degradación orgánica; 395 ml de CH₄ equivale a 1 g de reducción de DQO (Speece, 1996).

En las investigaciones realizadas de PBM, se ha encontrado que los biodigestores que operan por lotes tienen una predicción del comportamiento a gran escala. Los sustratos por digerir y sus cargas orgánicas específicas podrían usarse para diseñar diferentes componentes

de plantas de digestión anaerobia a gran escala, como el tamaño de los digestores y las posibilidades explotando el biogás producido (Filer, Ding y Chang, 2019).

En un estudio de investigación hecho para evaluar la influencia de los residuos de alimentos en biodigestores operados por lotes, se utilizaron porcentajes de sólidos totales entre 5 % y 15 %, y se concluyó que el mejor porcentaje es el de 7,5 % con una producción de 4394 ml y una remoción de sólidos totales de 39,20 % (Velmurugan, Jayaraj y Deepanraj, 2014).

Por su parte, en un estudio de investigación de PBM con residuos orgánicos y aguas residuales, se emplearon porcentajes de sólidos totales de 10 % para restos de alimentos y 10 % de aguas residuales, además se utilizaron porcentajes de 6 % de algas y 5 % para desechos de panadería. Con la mezcla de restos de alimentos y aguas residuales, se obtuvieron porcentajes de remoción de sólidos totales de 68 % y 85 %, y una remoción de sólidos volátiles de 68 % y 88 % (Wickham, Galway, Bustamante y Nghiem, 2016).

En otra investigación de PBM, se evaluaron proporciones de residuos de frutas y lodos activados de un digestor anaeróbico, durante un tiempo de quince días, y se obtuvieron porcentajes de remoción de 13 % y 17 % de sólidos totales y una remoción de sólidos volátiles de 18 % y 29 % (Sánchez et al., 2016).

Además, realizando una codigestión de aguas residuales municipales junto con residuos de alimentos, se logró una producción de metano entre 490 ml/g SV y 790 ml/g SV (Shah et al., 2014).

Ahora bien, la metodología de ensayo de PBM fue establecida primeramente en 1979, descrita como un procedimiento simple y económico para monitorear la biodegradación anaeróbica de diferentes sustratos (Faivor y Kirk, 2011).

Para llevar a cabo un ensayo del potencial de biometano, primero se debe caracterizar por completo el sustrato que se utilizará, mediante pruebas de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno y fósforo; también es recomendable calcular el contenido de lignina, celulosa y hemicelulosa. En el caso de los residuos de cocina, el ST debe calcularse después del incremento del pH para disminuir la volatilidad de ácidos grasos volátiles (Angelidaki et al., 2009). En una prueba de PBM se debe considerar el tamaño de la partícula que tiene el sustrato por utilizar, es preferible que sea lo más homogéneo posible (Angelidaki et al., 2009).

Se debe utilizar inóculo para proporcionar una población microbiana estándar y uniforme necesaria con el fin de realizar estudios de PBM (Faivor y Kirk, 2011). El inóculo debe proceder de un biodigestor activo que tenga alta producción de biogás para asegurar que el inóculo se encuentra en buenas condiciones, en caso contrario se debe considerar efectuar mezclas de inóculos como lodos de aguas residuales y gránulos. El inóculo debe ser desgasificado, o sea, es preincubado para agotar los residuos de alimentos biodegradables presentes en el material. Esto debe hacerse a la misma temperatura en que se lleva a cabo el proceso, la desgasificación debe prolongarse hasta que no haya una producción significativa de metano, en promedio dos a cinco días de incubación (Angelidaki et al., 2009).

Con el objetivo de cumplir con el protocolo de ensayos de PBM, los materiales requeridos para realizar el ensayo se encuentran estandarizados y son definidos en el protocolo. De igual forma, el equipo utilizado para efectuar los ensayos de PBM está estandarizado. Este incluye el baño de agua a temperatura constante, cromatógrafo de gases, espectrofotómetro, agitador, horno y horno de mufla (Faivor y Kirk, 2011). Con los resultados obtenidos de la producción de biogás, se gráfica con respecto al tiempo y se obtiene una visión

gráfica de la producción, la cual tiene un comportamiento similar a la figura 6 (Esposito, Frunzo, Liotta, Panico y Pirozzi, 2012).

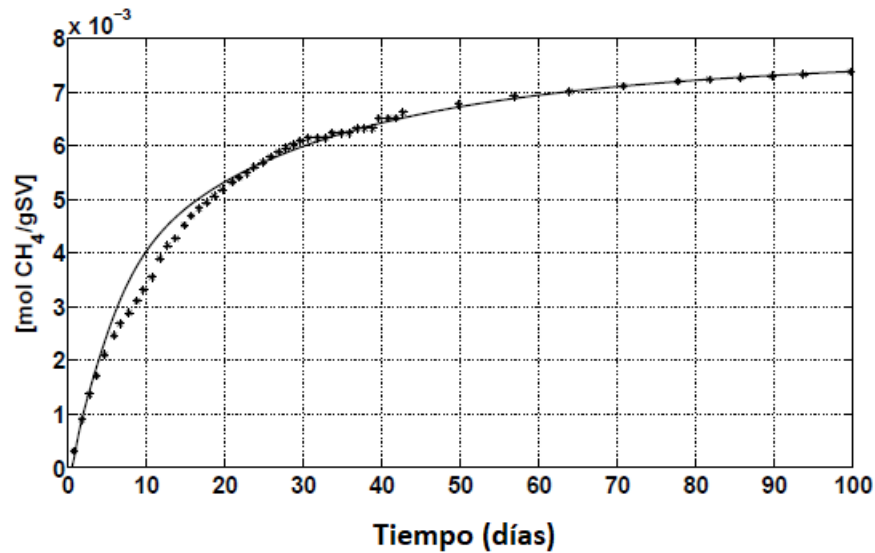


Figura 6. Comportamiento típico en un ensayo de potencial bioquímico de metano

Fuente: Esposito et al., 2012

2.6 Tratamientos mediante sistemas aeróbicos

Este tipo de tratamiento corresponde a la biomasa conformada por microorganismos aeróbicos o facultativos, los cuales se refieren a los consumidores de oxígeno. En este sistema los organismos vivos consumen la materia orgánica disuelta en el agua y la convierten en CO_2 , y parte de lo consumido se sintetiza como materia celular (Rigola, 1999). El tratamiento aeróbico consiste en que una biomasa de microorganismos metaboliza y floclula los residuos de alimentos obteniendo un efluente claro.

El tratamiento aeróbico es un proceso de respiración donde el oxígeno libre es el único aceptor final de electrones. En este, el carbón se oxida y el oxígeno se reduce. En la figura 7 se detalla el metabolismo aerobio de la materia orgánica, donde esta es transformada por las bacterias aeróbicas generando la molécula de $\text{C}_5\text{H}_7\text{CO}_2$ que representa las bacterias o la

biomasa formada. Además, la degradación biológica aerobia de la materia orgánica implica la aparición de nitrógeno amoniacal, incrementándose en el afluente. Las bacterias emplearán el oxígeno disuelto para oxidar la materia orgánica en anhídrido carbónico y generar energía. En ambas vías del metabolismo aeróbico de la materia orgánica, se origina nitrógeno amoniacal y se consume el oxígeno disponible en el agua. Estequiométricamente, se estima que para oxidar 1 g de biomasa, se consume 1,42 g de oxígeno (Lozano, 2016).

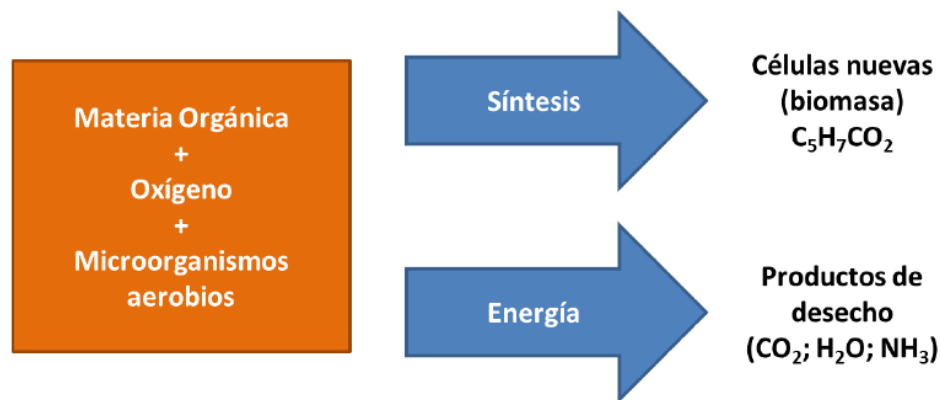


Figura 7. Metabolismo aeróbico de la materia orgánica

Fuente: Lozano, 2016

El tratamiento biológico secundario depende de la presencia de suficientes microorganismos, bacterias específicamente, además estos deben estar en contacto con la materia orgánica, oxígeno, nutrientes, temperatura adecuada, rangos específicos de pH y el tiempo suficiente para que los microorganismos realicen el tratamiento secundario. Estos sistemas deben mantener una relación de nutrientes de 100/5/1 DBO/nitrógeno/fósforo para tener un crecimiento saludable (Soediono, 1989).

El oxígeno es requerido para la respiración de los microorganismos en el tanque de aireación. El proceso de los lodos activados depende de la actividad de estos microorganismos y, por lo tanto, un control en la cantidad de oxígeno del tanque de aireación es importante para un buen funcionamiento. Este se encuentra entre 0,5 mg/l y 4 mg/l, siendo 2 mg/l la cantidad

óptima de oxígeno disuelto requerida por sistema. Más oxígeno del rango recomendado agrega un costo innecesario al tratamiento y es poca la disminución del metabolismo de los microorganismos (EPA, 1997).

La temperatura y el pH son vitales para el desarrollo de las bacterias. La velocidad de reacción de los microorganismos incrementa con la temperatura, doblándose alrededor de cada 10 °C de aumento de temperatura, hasta que se alcance una cierta temperatura límite. Conforme al rango de temperatura en el que funcionan mejor, las bacterias se pueden clasificar como psicrófilos de 12 °C a 18 °C, mesófilos 25 °C a 40 °C o termófilos 55 °C a 65 °C. La mayoría de las plantas de tratamiento secundarias son mesófilas y operan entre los 25 °C y los 40 °C (Soediono, 1989).

Según Alviz y Cueto (2012), los sistemas de crecimiento en suspensión se pueden clasificar en: aireación prolongada, estabilización por contacto, lodos activados convencionales y sistema de aireación. Los elementos utilizados para aumentar la aireación pueden ser: equipos de aireación difusa o de aire comprimido en los cuales el aire se rompe en burbujas y se dispersa en el tanque, sistemas de turbina en los que se dosifica el aire debajo de las paletas de rotación de un impulsor sumergido y sistemas de aireación superficial que consisten en colocar un equipo en la superficie del agua, el cual ejecuta la transferencia de oxígeno mediante turbulencia superficial y aspersion de agua.

2.6.1 Sistemas de aireación difusa

El sistema de aireación difusa está formado por difusores y equipos de conducción de aire, distribuidos en la masa de agua residual. Los sistemas de conducción de aire están conformados por compresores, tuberías y difusores de aire que producen burbujas mediante

poros, los cuales pueden ser finos (2 a 5 mm), semifinos (6 a 10 mm) y de burbuja gruesa (>10 mm) (Alviz y Cueto, 2012).

Los sistemas de aireación difusa pueden transferir oxígeno eficientemente, esto depende del diseño del difusor, la burbuja, el caudal de aire y la profundidad. Respecto a la selección del compresor, se toman en cuenta los caudales y DBO máximos para el cálculo de la potencia. En cuanto a los conductores de aire, se diseñan considerando las variables de presión y temperatura (Alviz y Cueto, 2012).

Los difusores pueden transferir entre 0,3 kg O₂/kWh a 1,2 kg O₂/kWh de aire. Este tipo de difusores es utilizado en depuradoras pequeñas con tanques que tienen profundidades entre 2,5 y 5,0 m, con anchos entre 3 y 9 metros. La relación ideal ancho/profundidad de estos tanques debe ser menor a 2, con el fin de asegurar una aireación efectiva y una mezcla apropiada (Lozano, 2016).

Los difusores porosos tienen diversas formas, los más comunes son los de domo, disco y membrana, los cuales se fabrican principalmente de cerámica rígida y plástico; estos se aprecian en la figura 8.

Los difusores se colocan en los colectores de aire, que pueden extenderse a lo largo del tanque cerca del fondo y a lo largo de uno o dos lados. Los colectores cortos pueden montarse en canales móviles en un lado del tanque. También pueden instalarse en un patrón de rejilla en la parte inferior del tanque de aireación para proporcionar una distribución uniforme en todo el tanque.

A medida que el aire emerge del poro de la superficie, el tamaño de poro, la tensión superficial y el caudal de aire interactúan para producir el tamaño de la burbuja. Los pasajes de aire se crean mediante agujeros de 2 a 5 mm de perforación en el material. Cuando se

enciende el aire, el difusor se expande y cada ranura actúa como una apertura variable; cuanto mayor es el caudal de aire, mayor es la apertura (Crites y Tchobanoglous, 1998).



Figura 8. (a) Difusor de membrana. (b) Difusor de domo
Fuente: Xylem, 2012a

2.6.2 Lodos activados

Un reactor de lodos activados consiste en un cultivo microbiano en condiciones aerobias. El proceso hace uso de un sistema de aireación o agitación, el cual suministra el oxígeno que demandan las bacterias, evita que haya asentamiento de la biomasa en el reactor y mantiene homogéneo el licor de mezclado en el tanque.

Una vez que la materia orgánica ha sido oxidada, el efluente se envía a un sedimentador o decantador secundario en donde se separa el lodo (biomasa) del agua. Parte de esta biomasa decantada es recirculada al reactor con el propósito de mantener en él una buena concentración de microorganismos y otra parte se desecha (purga), evitando las acumulaciones excesivas de microorganismos en el sistema que pueden alterar los tiempos de retención celular (Lozano, 2016) (ver figura 9).

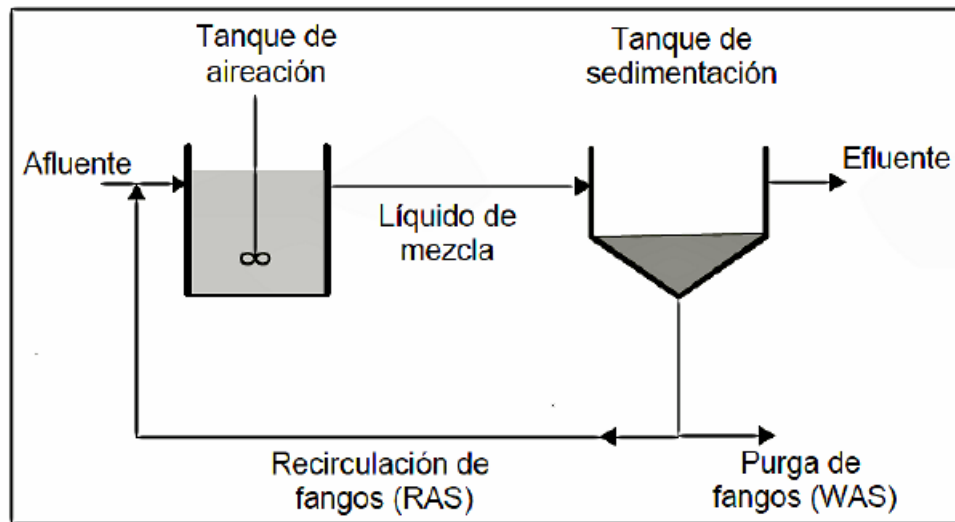


Figura 9. Esquema básico de un proceso de lodos activados

Fuente: Lozano, 2016

Las condiciones aerobias y la materia en suspensión se mantienen por el suministro de aire, que se realiza mediante el sistema de difusión o de aeración mecánica. Después del tiempo de retención hidráulica, el licor mezclado pasa a un tanque de sedimentación secundaria, donde se separa del agua tratada. Esta sale por la parte superior del tanque, y los microorganismos y otros productos de la degradación se separan en forma de flóculos (Ramírez, 2004).

Un sistema de lodos activados en buenas condiciones debe presentar características como:

- Los microorganismos tienden a agruparse para formar flóculos de color café claro.
- Los flóculos sedimentan a una tasa uniforme, definiendo una clara interfase entre el agua y el lodo, y casi no dejan partículas suspendidas por arriba de dicha interfase.
- Al examinarlos al microscopio se observan pocos microorganismos como flagelados y amebas, y muchos ciliados tanto de nado libre como fijos (Calderón, 2004).

Asimismo, las pruebas deseables en el análisis del tratamiento con lodos activados en aireación extendida son:

- El oxígeno disuelto (OD) tiene como objetivo medir la actividad microbiana mediante la velocidad de utilización del oxígeno por los microorganismos; si la concentración es baja (< 1 mg/L), se inhibe la actividad microbiana, estos problemas pueden ser debido a afectaciones en el sistema de aireación o sobrecarga orgánica. Por el contrario, el exceso de oxígeno disuelto (> 2 mg/L) afecta la sedimentación del lodo y requiere mayor cantidad de energía eléctrica. Este exceso puede ser causado por sobredosificación de oxígeno o baja actividad metabólica (lodos viejos).
- La demanda química de oxígeno (DQO) mide la cantidad de materia orgánica presente en el agua.
- Los sólidos suspendidos (SST) y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) son indicadores analíticos utilizados como parámetros de control.
- La prueba de sedimentabilidad es un indicador para evaluar la calidad de los lodos en el tanque.
- El pH debe estar entre 6.5 y 8.5 para que los microorganismos se puedan desarrollar y el proceso funcione de acuerdo con lo esperado (Calderón, 2004).

Además de los parámetros de control mencionados, se encuentran los sólidos totales y volátiles. En términos de remoción de materia orgánica, los sólidos totales deben estar en un rango entre 4 g/l y 7 g/l para un debido tratamiento y el porcentaje de remoción de los sólidos volátiles ubicarse entre 65 % y 85 % de remoción en plantas de tratamiento (Charpentier, 2014).

2.6.2.1 Caracterización microbiológica de los lodos activados

El proceso de lodos activados se basa en el cultivo de una población de millones de microorganismos variados, la mayoría son bacterias heterótrofas aeróbicas y facultativas suspendidas en las aguas residuales.

Estos son organismos naturales; a medida que se alimentan de los contaminantes orgánicos de las aguas, se convierten en más organismos, los cuales son llamados biomasa y algunos subproductos. La cantidad de biomasa producida a menudo se estima en 0,7 libras por litro de DO eliminada en el proceso secundario (Michigan Department of Environmental Quality (DEQ), 2007). No es posible ver a simple vista una bacteria, sin embargo, estas se aglomeran para formar una masa biológica que puede observarse como un flóculo de color marrón.

La tasa de crecimiento de los microorganismos consta de varias etapas que se ilustran en la figura 10 y se describen a continuación:

- Fase de latencia: Representa el tiempo que requieren los organismos para aclimatarse a su nuevo ambiente y empezar a reproducirse.
- Fase exponencial: Las células se dividen a cierta tasa determinada en función de su tiempo de generación y su habilidad para procesar el alimento.
- Fase estacionaria: Aquí la población permanece estacionaria debido a que se agotó el sustrato o los nutrientes necesarios para su crecimiento. También se compensa el crecimiento de células nuevas con el número de células muertas.
- Fase de muerte exponencial: Durante esta fase, la tasa de mortalidad de las bacterias excede la producción de células nuevas. La tasa de mortalidad por lo general es una

función de la población inversa de la fase de crecimiento exponencial (Moeller y Tomasini, 2004).

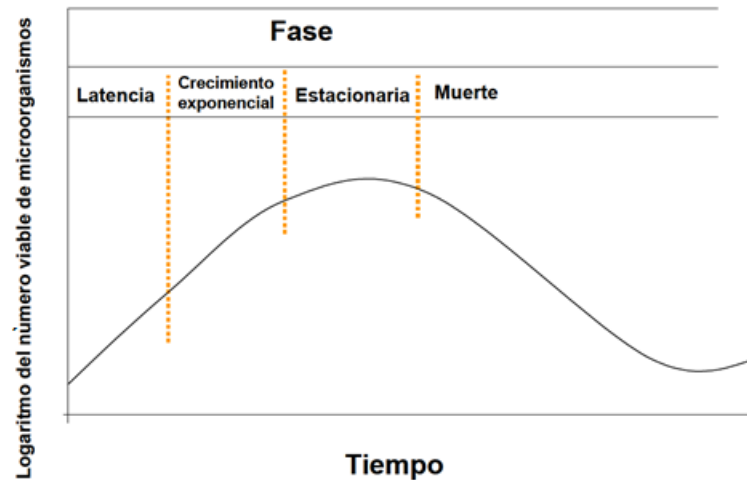


Figura 10. Etapas de crecimiento microbiano

Fuente: Moeller y Tomasini, 2004

Una metodología para conocer el estado de los lodos es por medio de un análisis microbiológico, el cual se lleva a cabo mediante el uso de un microscopio. El tiempo de retención celular es una de las determinantes del tipo de microorganismos que se pueden encontrar en los lodos activados. Con un tiempo menor a cuatro días, se hallan amebas y flagelados que son organismos simples. Después de cuatro días se comienzan a observar ciliados y ciliados acechados. En tiempos de retención celular altos, se encuentran organismos multicelulares como rotíferos y nemátodos (DEQ, 2007).

Los organismos más importantes son los protozoos y los rotíferos. Estas formas de vida superiores también desempeñan un papel relevante en la clarificación de las aguas residuales, el consumo de bacterias y partículas pequeñas, y la mejora de la capacidad de asentamiento de la biomasa. Un predominio de ciliados y rotíferos en el MLSS es un signo de buena calidad de lodos. A la inversa, el predominio de organismos filamentosos y un número

limitado de ciliados es característico de un lodo activado de mala calidad. Esta condición se asocia comúnmente con un lodo que se asienta mal (DEQ, 2007).

Los principales microorganismos presentes en los lodos activados son:

- Bacterias, estas son las responsables de la oxidación de la materia orgánica y de la transformación de los nutrientes, producen polisacáridos y materiales poliméricos que ayudan en la floculación de la biomasa microbiana (Moeller y Tomasini, 2004).
- Protozoarios, son organismos pertenecientes al reino protista y son predadores de bacterias. Los principales grupos son los ciliados, flagelados y *Rhizopoda* o *Amiboidea*. Se alimentan de bacterias, por esto son de vital importancia (Moeller y Tomasini, 2004).
- Los rotíferos, son estrictamente aeróbicos, existiendo solo donde el oxígeno disuelto es abundante. Los rotíferos son más abundantes en tiempos de residencia celular más altos y son una indicación de un alto nivel de tratamiento microbiano (DEQ, 2007).

El proceso de lodos activados es utilizado para reducir la toxicidad de los inhibidores debido a su mezcla de cultivos microbianos, que, por su capacidad de remoción de múltiples sustratos, incrementan la capacidad de biodegradación, aumentan la resistencia a la presencia de sustancias tóxicas y se aprovechan para remover compuestos xenobióticos (Ramírez, 2004).

2.7 Energía

Al ser integrado el sistema, se puede aprovechar la energía producida por el digestor anaeróbico y, de esta manera, suplir la energía requerida por el sistema de aireación. Para poder tener un alto provecho de la energía producida, se necesita contar con sistema que

transforme la energía química producto de la digestión directamente en energía eléctrica que pueda ser utilizada para alimentar el sistema de aireación.

Un posible sistema para la conversión de energía corresponde a las celdas de combustible microbiano. Estas son un dispositivo que utiliza microorganismos para convertir la energía química presente en un sustrato en energía eléctrica, lo cual es posible cuando bajo ciertas condiciones algunos microorganismos transfieren los electrones producidos en su actividad metabólica a un electrodo (ánodo) en lugar de a un aceptor natural de electrones (como oxígeno) (Revelo, Hurtado y Ruiz, 2013).

Esta tecnología puede ser aplicada en procesos de remoción de materia orgánica, biorremediación y generación alternativa de energía. Asimismo, en el tratamiento de aguas residuales a pequeña escala (He et al., 2013) y biosensores para medir la demanda biológica de oxígeno (Kim, Chang, Gil, Park y Kim, 2003). Por medio de la electrosíntesis microbiana se estudia la reducción de oxígeno y la producción de combustibles, pues en esta se reduce el CO₂ a compuestos orgánicos y la producción de hidrógeno (Lovley, 2011).

En la figura 11 se observa una celda de combustible microbiana, la cual se compone de dos cámaras, una anaeróbica y otra aeróbica, en cada una se coloca un electrodo, el ánodo en la anaeróbica y el cátodo en la aeróbica (Du, Li y Gu, 2007). La cámara anaeróbica contiene los sustratos orgánicos que se oxidan por acción de los microorganismos y generan electrones, protones y CO₂. Los electrones captados por el ánodo son transferidos al cátodo mediante un circuito externo. Al mismo tiempo, en la cámara anódica se originan protones que migran hacia la cámara catódica a través de un separador donde se combinan con el oxígeno del aire para reducirse a agua con los electrones que captan directamente del cátodo (Revelo et al., 2013).

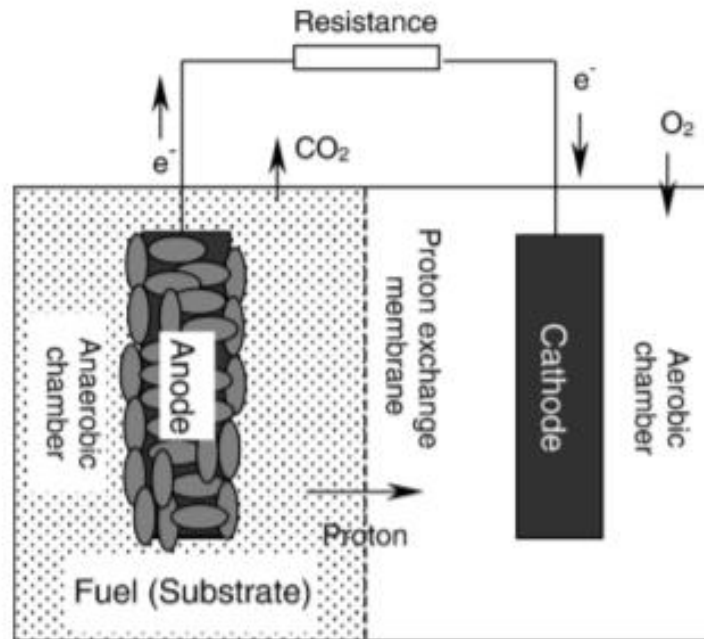


Figura 11. Diagrama de una celda de combustible microbiana

Fuente: Du et al., 2007

Por último, en China se utilizó una celda de combustible como pretratamiento biorremediación de un lago y se logró que la materia orgánica soluble disminuyera de manera significativa y al mismo tiempo se generó una densidad de potencia de 164 mW/m^3 (He et al., 2013).

3. METODOLOGÍA

Se diseñó un sistema a escala para el tratamiento de residuos domésticos, con el propósito de cumplir los objetivos específicos del proyecto, a saber, el diseño del sistema anaeróbico (sección 5.2) y el diseño de un sistema de aireación para el tratamiento del efluente del biodigestor (sección 5.3).

Además, se presentó para el objetivo 3 la optimización de los parámetros de cada uno de los sistemas de tratamiento. Por su parte, en la sección 5.4, se determinaron los balances de energía del sistema correspondientes al objetivo específico 4.

La metodología se segmentó en dos fases; la primera consistió en desarrollar un ensayo de potencial bioquímico de metano (PBM) para establecer la capacidad del sistema de convertir la materia orgánica en biogás, reduciendo la carga orgánica de los residuos y generando un subproducto. Este experimento se llevó a cabo en el Laboratorio de Bioprocesos (EIB) de la Universidad de Costa Rica. La segunda fase del sistema fue el tratamiento aeróbico por medio de un tanque de lodos activados, el cual se construyó y operó en el taller de la Escuela de Biosistemas de la Universidad de Costa Rica.

El diagrama de la figura 12 ilustra el sistema planteado, en el cual ingresa una mezcla de aguas residuales y restos de alimentos al biodigestor a una temperatura de 35 °C. Posterior al tratamiento anaerobio, el efluente es tratado en un sistema de aireación con lodos activados.

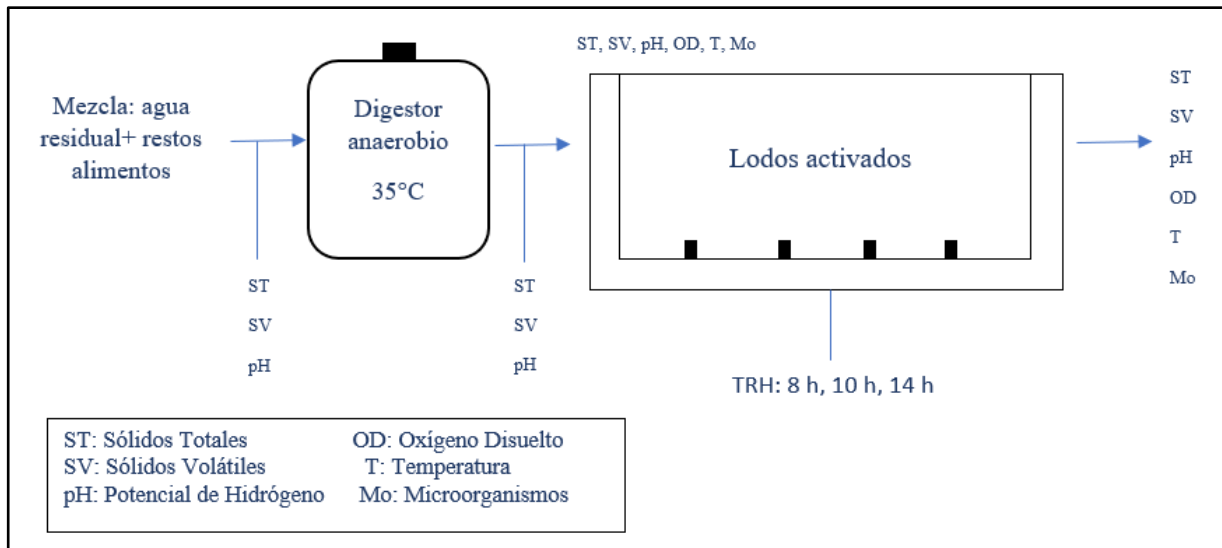


Figura 12. Diagrama del sistema de tratamiento de residuos

3.1 Materiales utilizados

El agua residual utilizada para cada uno de los ensayos se obtuvo de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Facultad de Odontología de la Universidad de Costa Rica (ver figura 13), en específico de la fosa ubicada después del contactor anóxico. Se extrajo el agua mediante un recipiente abierto con un extensor y se vertió en recipientes de 1 galón, los cuales se taparon y se transportaron inmediatamente al laboratorio. Se colocaron en un refrigerador a $1,9 \pm 2$ °C hasta que se utilizaron para cada ensayo.



Figura 13. Recolección de agua residual en la PTAR de Odontología de la UCR

Los residuos de alimentos que se utilizaron fueron colectados por dos familias de tres personas, una en Barrio Don Bosco en San José y la otra en Oreamuno de Cartago. Se colectaron todos los residuos generados durante el día, los cuales correspondían a frutas, verduras, hortalizas y vegetales crudos y se excluyeron partes fibrosas de cáscaras como la cáscara del plátano, chayote y piña, además de frutas cítricas para evitar acidificar el sistema; asimismo, no se adicionaron residuos de origen animal. Todos los residuos se mezclaron en una licuadora Osterizer Blender. En el proceso de licuar los residuos de alimentos, no se agregó agua, ya que los mismos residuos originaron una cantidad suficiente para realizar este proceso.

Para activar el sistema anaerobio, se utilizó inóculo proveniente de un biodigestor UASB de la empresa CoopeLibertad ubicado en Heredia, $10^{\circ}00'21,25''N$ y $84^{\circ}06'57''O$, el cual opera degradando desechos de un beneficio de café.

Tanto para el sistema anaeróbico como para el aeróbico se efectuaron pruebas de sólidos totales y sólidos volátiles antes y después del tratamiento. La metodología utilizada para determinarlos se describe a continuación:

- Prueba de sólidos totales: Se colocaron crisoles en el horno de convección forzada marca Jeio Tech modelo OF-22 a 105 °C durante dos horas. Después de transcurrido este tiempo se colocaron las muestras en un desecador hasta que alcanzaron la temperatura ambiente. Se mide la masa de cada uno de los crisoles antes de colocar la muestra y se registraron como m_m . Se midieron 10 g de la muestra en cada uno de los crisoles y se registró la masa como m_1 . Se colocó cada uno de los crisoles con la muestra en el horno a 105 °C durante 24 horas; al finalizar este tiempo, se sacó la muestra del horno y se colocó en el desecador hasta que alcanzara la temperatura ambiente, posteriormente se registró la masa. Se colocó de nuevo la muestra en el horno a 105 °C por una hora; pasado el tiempo, se colocaron en el desecador los crisoles hasta que lograran la temperatura ambiente, y se registra como m_2 . Para calcular el porcentaje de sólidos totales, se utilizó la ecuación 4.1.

$$\%ST = \frac{m_2 - m_m}{m_1 - m_m} \times 100 \quad [4.1]$$

Donde m_m corresponde a la masa del crisol antes de colocar la muestra, m_1 es la masa del plato más la muestra y m_2 es la masa final.

Prueba de sólidos volátiles: Este procedimiento se llevó a cabo con los crisoles etiquetados como m_2 . Se colocaron los crisoles en el horno mufla marca Yamato modelo F0810CR a 550 °C durante dos horas. Al finalizar el tiempo, estos se colocaron en el desecador hasta que alcanzaran la temperatura ambiente, se registra la

masa. Se regresó el plato al horno de 550 °C por 30 minutos, después de este tiempo se colocó la muestra en el desecador hasta lograr la temperatura ambiente y se registra la masa de la muestra como m_3 . El porcentaje de sólidos volátiles se calculó mediante la ecuación 4.2.

$$\%SV = \frac{m_2 - m_3}{m_2 - m_{mm}} \times 100 \quad [4.2]$$

Donde m_m es la masa del crisol antes de colocar la muestra, m_2 es la masa final de sólidos totales y m_3 corresponde a la masa final.

3.2 Tratamiento primario: ensayo de potenciales bioquímicos de metano (PBM)

Para el análisis del sistema anaeróbico, se desarrolló un procedimiento de PBM. Se efectuaron dos ensayos:

- i. **El ensayo 1** se llevó a cabo para evaluar el impacto de los sólidos totales de la materia prima en la productividad de biogás.
- ii. **El ensayo 2** se realizó con la finalidad de evaluar proporciones de los dos sustratos (agua residual:restos de alimentos), considerando los porcentajes de sólidos totales del ensayo 1, para determinar cuál de los sustratos tiene mejor desempeño en el proceso, si el agua residual o los restos de alimentos.

Para el ensayo 1, se definieron dos porcentajes de sólidos totales: 1 % y 2 % de sólidos totales que se generan con la mezcla de agua residual y residuos de alimentos originados persona/día. Según la literatura consultada, para sistemas de biodigestión que operan por lotes, se utilizan porcentajes de sólidos totales entre 5 % y 15 %; sin embargo, en esta referencia se trabajó únicamente con un sistema de biodigestión. En el caso de este proyecto, al tener un

sistema secundario, se debió considerar la capacidad de este de soportar la materia orgánica que se le agregue y en cuanto a los lodos activados, no es posible trabajar con altas concentraciones de sólidos totales, por lo tanto, el 1 % y 2 % se basaron en este principio. Además se fundamentó en la cantidad de sólidos totales que posee la materia prima utilizada y que no es posible elevar más los porcentajes de sólidos totales.

Respecto al ensayo 2, se definieron dos proporciones, 50:50 y 90:10, que corresponden a residuos de alimentos:aguas residuales, respectivamente; asimismo, se mantuvieron los porcentajes de sólidos totales (1 % y 2 %). De acuerdo con la literatura estudiada, las proporciones que contienen mayor porcentaje de estiércol y menor porcentaje de restos de alimentos tienen mayor generación de biogás (González, Jurado y Gómez, 2017). Por consiguiente, hay dos valores extremos para poder probar esta hipótesis.

Con el fin de cumplir con el protocolo de ensayos de potencial bioquímico de metano (PBM) (Faivor y Kirk, 2011), se utilizaron botellas de serum KG-35 con una capacidad de 200 ml selladas con un tapón de caucho de butilo por medio de tapas de engarce de aluminio de 20 mm. Un tapón de caucho de butilo permite el ingreso y salida de una jeringa de vidrio hermética de 30 cc con la cual se realiza el depósito inicial de gas nitrógeno para extraer el oxígeno de la botella y una de 100 cc para efectuar las mediciones del biogás (ver figura 14).



Figura 14. Medición del volumen de biogás (ml)

Las botellas de serum se llenaron con la mitad de inóculo y la mitad de mezcla, siendo la mezcla una combinación de alimento y agua residual en la que se obtuvieron valores de porcentaje de sólidos totales en 1 % y 2 % para el ensayo 1, y se cumplieron las proporciones establecidas para el ensayo 2.

Las mediciones se detuvieron cuando la producción de biogás fue menor de 3 ml por día o cuando se alcanzó el equilibrio. Al finalizar la prueba de PBM, se quitaron las tapas de aluminio, los tapones de goma de cada serum y se efectuaron mediciones de pH inmediatamente después de abrir las botellas.

Para evaluar el desempeño de los microdigestores, se realizaron pruebas de laboratorio, las cuales se detallan a continuación:

- Medición de la producción de biogás dos veces al día y después de quince días una vez al día.
- Medición de potencial e hidrógeno (pH) de cada uno de los biorreactores al iniciar la prueba y al finalizarla.

- Pruebas de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV), al iniciar la prueba y al finalizarla para conocer la reducción de materia orgánica.

En cuanto a la optimización del sistema anaeróbico, se requirió identificar cuál escenario produce mayor cantidad de biogás y en cuál ensayo se reduce la mayor cantidad de materia orgánica.

3.2.1 Ensayo 1

En el ensayo 1 se estabilizaron los residuos antes de introducirlos al digestor, con la finalidad de evitar condiciones ácidas por la fermentación. Para esto se realizó una hidrolización de la mezcla, que consiste en colocar en botellas de vidrio los residuos de alimentos en la incubadora durante quince días a una temperatura de 35 °C. Se efectuó una medición de pH mediante el medidor de pH modelo HI 2211. Debido a la persistencia de la acidez, se agregó una solución de NaOH al 20 % hasta alcanzar un valor cercano a 7.

Con el objetivo de asegurar una atmósfera anaeróbica, se insertó una aguja de 30 cc abierta al exterior y una segunda aguja de 30 cc por la cual se le agregó nitrógeno industrial a la botella a una presión de 50 psi durante tres minutos, este desplazó el aire dentro de la botella y de esta manera se eliminó el oxígeno, creando la atmósfera ideal para el crecimiento de los microorganismos.

En cada una de las botellas de serum de 200 ml se agregaron 150 g de sustrato, de los cuales 75 g son de mezcla y 75 g son de inóculo. Se sellaron con la tapa de goma y se colocaron en el agitador modelo Thermo Scientific MaxQ 4450 a una velocidad de 95 rpm durante cuatro horas (ver figura 15).

Posterior a las primeras cuatro horas, se purgaron los biorreactores con una jeringa y se colocaron de nuevo en el agitador durante quince horas. Pasado este tiempo, se realizó la primera medición. Se efectuaron mediciones dos veces al día durante quince días y los siguientes quince días se hizo una medición al día, para un total de 720 horas.

Para llevar a cabo la medición, se extrajeron los microdigestores del agitador aproximadamente 20 minutos antes con el propósito de que la temperatura se estabilizara con respecto a la temperatura ambiente para que la presión no afectara la medición.



Figura 15. Microdigestores en el equipo de agitación

Se realizaron balances de masa, expresados en las ecuaciones 4.3 y 4.4, para determinar la cantidad de residuos de alimentos y agua residual que se necesita para cada una de las proporciones establecidas de 1 % y 2 %.

$$m_{ro} \times ST_{ro} + m_{arg} \times T_{arg} = m_{ro+arg} r \times ST_{ro+arg} \quad [4.3]$$

$$m_{ro} + m_{arg} = m_{total} \quad [4.4]$$

Donde m_{ro} corresponde a los residuos de alimentos, ST_{ro} al porcentaje de sólidos totales de residuos de alimentos, m_{arg} al agua residual, ST_{arg} al porcentaje de sólidos totales

de agua residual, m_{ro+arg} al total de residuos de alimentos más agua residual y ST_{ro+arg} es el porcentaje de sólidos totales definido para el experimento.

En cada una de las botellas se agregó 50 % de mezcla y 50 % de inóculo, debido al pH neutro del inóculo. Los ensayos de PBM de cada materia o mezcla se completaron por triplicado.

3.2.2 Ensayo 2

Para el ensayo 2, se utilizaron botellas serum de 200 ml. Se sellaron con la tapa de goma y se colocaron en la incubadora. En este ensayo no se mantuvieron en agitación constante, solo se agitaron dos veces al día por dos minutos cada una.

Se agregaron 75 g de inóculo y 75 g de mezcla a cada botella serum para un total de 150 g cada una y se depositó nitrógeno para desplazar el aire dentro de la botella. Se realizaron mediciones de productividad de biogás dos veces al día hasta que se alcanzó la estabilización, posterior a este periodo se efectuaron una vez al día. El experimento se llevó a cabo por 572 horas.

Con el propósito de hacer la medición, se colocaron los microdigestores fuera de la incubadora, aproximadamente 20 minutos antes de la medición para que la temperatura se estabilizara con respecto a la temperatura ambiente y así no afectara la medición.

En este ensayo se utilizaron dos proporciones de sustrato, sustrato 1 para los restos de alimentos y sustrato 2 para las aguas residuales; y para cada una de esas proporciones se definió una de 1 % de sólidos totales y otra de 2 % de sólidos totales. Se definió la primera proporción como 90:10; 90 % de sustrato 1 y 10 % de sustrato 2. La segunda proporción correspondió a 50:50, donde se agregó 50 de sustrato 1 y 50 de sustrato 2. Para cada una se definió 1 % de sólidos totales y 2 % de sólidos totales.

El cálculo de la cantidad de sustrato 1 y 2 que se requirió para el ensayo se describe en las ecuaciones de la 4.5 a la 4.9. Para este se utilizó la masa total de la mezcla requerida multiplicada por los sólidos totales necesarios y con esto se obtuvo la masa de sólidos totales. Esta masa se multiplicó por cada porcentaje de la proporción de cada sustrato para lograr la masa de sólidos totales de cada uno de los sustratos y al dividir esta por los sólidos totales de cada sustrato se consiguió la masa requerida de residuos de alimento y de aguas residuales para el ensayo 2.

$$\frac{m_t \cdot ST}{100} = m_{ST} \quad [4.5]$$

$$m_{ST} \cdot P_1 = m_{ST1} \quad [4.6]$$

$$m_{ST} \cdot P_2 = m_{ST2} \quad [4.7]$$

$$\frac{m_{ST1}}{ST_1} = m_1 \quad [4.8]$$

$$\frac{m_{ST2}}{ST_2} = m_2 \quad [4.9]$$

Donde m_{ST} corresponde a la masa de sólidos totales (g), P_1 es el porcentaje de proporción deseada para residuos de alimentos (%), P_2 es el porcentaje de proporción deseada para agua residual (%), S_T es el porcentaje de sólidos totales deseados (%), S_{T1} son los sólidos totales de los residuos de alimentos (%), S_{T2} son los sólidos totales del agua residual (%), m_{ST1} es la masa de sólidos totales deseados sustrato 1 (residuos de alimentos) (g), m_{ST2} es la masa de sólidos totales deseados sustrato 2 (agua residual) (g), m_2 es la masa de agua residual deseada (g), m_1 es la masa de residuos de alimentos deseada (g) y m_t es la masa total de la mezcla (g).

3.3 Tratamiento secundario: tanque de aireación

En el caso del tratamiento secundario, se diseñó un tanque de aireación con la finalidad de reducir la carga orgánica del efluente proveniente del tratamiento anaeróbico, donde se mantuvieron condiciones con oxígeno disuelto entre 1 y 2 mg/l (Soediono, 1989).

Para realizar el diseño del tanque de aireación y sedimentación, se utilizó como base la metodología de la Organización Panamericana de la Salud (2005). En esta se describen las ecuaciones y parámetros base para el diseño de un sedimentador.

Con el objetivo de conocer el tipo de difusor que se utiliza, se hizo una medición del tamaño de la burbuja y de esta manera se definió si es de burbuja fina, semifina o gruesa (Alviz y Cueto, 2012).

Por último, para determinar la distribución de difusores requeridos, se efectuó una relación de la profundidad y el distanciamiento entre difusores de una planta de tratamiento convencional con el prototipo utilizado. En relación con esto, en una planta de tratamiento convencional, los difusores se colocan en una profundidad de 9 m y un distanciamiento de 0,3 m (EPA, 1989).

3.3.1 Estabilización del tanque de aireación

El tanque de aireación se estabilizó quince días antes de comenzar la prueba preliminar. Para esto se agregaron 7 litros de lodos activados nuevos de la PTAR de Odontología. Durante los siguientes quince días se purgó un litro de lodos del tanque y se agregó un litro de agua cruda de la planta.

Para el desarrollo del ensayo, el tanque de aireación atravesó un periodo de estabilización de 72 horas con la mezcla con que se alimentó el sistema, con la finalidad de

asegurar que el porcentaje de remoción fuera efecto de las bacterias del sistema de tratamiento.

3.3.2 Caracterización microbiológica de los lodos activados

Se recibió una capacitación por parte de la Empresa de Servicios Públicos de Heredia acerca de las características básicas para establecer la muestra y realizar el conteo microbiológico.

La caracterización de los lodos activados se llevó a cabo en el Instituto de Investigación en Ingeniería, en el Laboratorio de Recursos Forestales de la Universidad de Costa Rica. La caracterización se realizó mediante el uso de un microscopio electrónico Nikon E200.

Las muestras del agua en el sistema de tratamiento se tomaron del tanque de aireación a una temperatura aproximadamente constante de 22 °C y se almacenaron en un vial plástico de 50 ml.

Se colocó una gota de la muestra en un portaobjetos y se colocó otro portaobjetos encima, cuidadosamente para que se expandiera la muestra y poder observar el medio (ver figura 16). Se alineó este en el microscopio y se realizó el conteo de microorganismos, este debió hacerse en un orden preestablecido de izquierda a derecha para asegurarse de no contabilizar más de una vez el mismo organismo.

Se montaron tres muestras en tres portaobjetos diferentes para aumentar la variabilidad. Durante el conteo se llenó la tabla 7 y al finalizar se hizo el conteo total de microorganismos observados a través del microscopio.

Tabla 7. Tabla para realizar el conteo de microorganismos

Grupo de microorganismos	Portaobjetos 1	Portaobjetos 2	Portaobjetos 3	Total
Amebozoas				
Flagelados				
Ciliados nado libre				
Ciliados fijos				
Rotiferos				



(a)



(b)

Figura 16. (a) Colocación gota en portaobjeto. (b) Microscopio con muestra

3.3.3 Desarrollo del ensayo

La mezcla del afluente para el sistema aeróbico se definió de acuerdo con el porcentaje final de sólidos volátiles del ensayo de biodigestión.

Para el desarrollo de la investigación se utilizó el tiempo de retención hidráulica sugerido por la literatura. Según la literatura consultada, el desarrollo de la aireación se da en periodos entre cinco y catorce horas; por lo tanto, se pusieron a prueba tiempos de retención hidráulica de ocho, diez y catorce horas (EPA, 1997).

De acuerdo con los tiempos de retención hidráulica definidos teóricamente, se calculó el afluente que ingresa al tanque de aireación mediante la ecuación 4.10 (Charpentier, 2014).

$$TRH = \frac{V_T(L)}{V_A(día)} \quad [4.10]$$

Donde TRH corresponde al tiempo de retención hidráulica, V_T es el volumen del tanque de aireación y V_A es el volumen del afluente.

No se podían utilizar tiempos de retención menores a ocho horas debido a que en pruebas preliminares se detectó que los microorganismos no soportan un volumen de afluente mayor a 1 litro, y este se obtuvo evaluando el tiempo de retención hidráulica de ocho horas.

Para preparar la mezcla del tanque de aireación, se utilizaron como materia prima los restos de alimentos y el agua residual de un tanque séptico. La mezcla debió alcanzar gramos de sólidos volátiles iguales a los obtenidos después de la biodigestión, con la finalidad de simular el efluente del biodigestor ya que no se tenía la materia prima suficiente para utilizar el efluente real del sistema anaeróbico. Para esto se efectuó un balance de masa con la ecuación 4.11.

$$V_T = V_{S1} \cdot ST_{S1} + V_{S2} \cdot ST_{S2} \quad [4.11]$$

Donde V_T es el volumen total, V_{S1} es el volumen requerido del sustrato 1, ST_{S1} corresponde a los sólidos totales del sustrato 1 (%), V_{S2} es el volumen requerido del sustrato 2 y ST_{S2} son los sólidos totales del sustrato 2 (%).

Se realizaron cuatro muestreos en cada una de las tres réplicas, los cuales se tomaron en dos periodos de alimentación, uno a las 8:00 am y otro a las 3:00 pm, en cada uno de estos se alimentó la mitad del afluente a las 8:00 am y la otra mitad a las 3:00 pm y se tomaron muestras para llevar a cabo los análisis pertinentes.

Para evaluar la capacidad de remoción del tanque de aireación, se efectuaron pruebas de laboratorio a las muestras tomadas del tanque de aireación. Las pruebas que se realizaron se detallan a continuación:

- Medición del potencial de hidrógeno (pH) de la materia prima destinada para la alimentación del tanque y de una muestra en cada uno de los tiempos de retención hidráulica.
- Medición de temperatura al inicio del experimento y en cada uno de los tiempos de retención hidráulica.
- Medición de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) con el material decantado después de 30 minutos en una probeta de 50 ml conocida como decantómetro (Calderón, 2004), lo anterior al inicio de la prueba y para cada una de las muestras en los tiempos de retención hidráulica.
- Mediciones de oxígeno disuelto con el modelo HI 9142, que se efectuaron al iniciar el experimento y en cada uno de los tiempos de retención hidráulica. Se llevó a cabo una medición en tres puntos representativos dentro del tanque de aireación. La primera medición se hizo en la parte más profunda del tanque, la segunda medición en el medio del tanque y la tercera medición en la parte menos profunda del tanque de manera que se encuentran espaciados uniformemente a lo largo del tanque (Calderón, 2004). Cada una de las mediciones se realizó con una diferencia entre mediciones de dos minutos.

La optimización del sistema aeróbico se definió a partir de los tiempos de retención hidráulica, ya que conociendo el tiempo en que el sistema tiene un desempeño óptimo, se

puede ahorrar energía en el consumo. De acuerdo con la remoción de contaminantes de sólidos totales y volátiles, se estableció cuál fue el tiempo que tiene mejor rendimiento.

3.4 Estadística

En cuanto al análisis estadístico, se utilizó el *software* Rstudio, por medio del cual se hizo la prueba de análisis de varianza y prueba de confiabilidad Tukey. Este análisis se efectuó para cada uno de los ensayos realizados para el sistema anaerobio.

Este proceso fue aplicado a los valores acumulados de la producción de biogás en ml/gSV. Esta producción acumulada corresponde a la suma total de producción de biogás para cada una de las réplicas. Por lo tanto, se tienen tres valores de producción acumulada de biogás para cada escenario. De este modo, se incluyeron los escenarios 1 %, 2 % y el control, para el ensayo 1. De igual forma, se realizó un ANOVA y la prueba de Tukey para evaluar la diferencia entre las proporciones 90:10 y 50:50, con cada escenario de 1 % y 2 %.

3.5 Balances de energía

3.5.1 Balance de masa anaeróbico

Para determinar el balance de masa, se debió tomar en cuenta la masa de entrada (m_E), la masa que sale del sistema (m_S), y la diferencia entre la masa de entrada y la de salida correspondieron a la masa consumida (m_C). El sistema estaba delimitado por la botella de vidrio en donde se encontraba, se asumió que el sistema no presentaba fugas. Por consiguiente, el balance de masa se describió según la ecuación 4.12 (Doran, 2013).

$$m_E - m_S + m_C = 0 \quad [4.12]$$

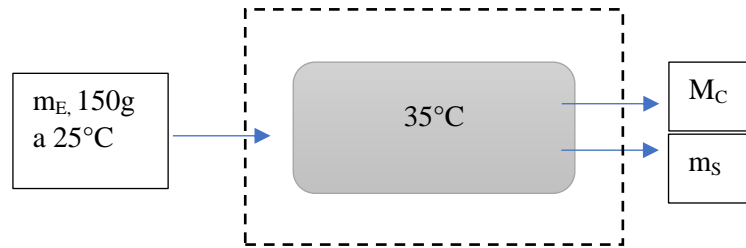


Figura 17. Balance de masa

Se realizó un análisis para cada uno de los componentes del sistema, ya que se desconocía la reacción química del sistema. Por lo tanto, se hizo un balance masa para los sólidos totales y uno para los sólidos volátiles.

3.5.2 Balance de energía anaeróbico

Se calculó la cantidad de energía del biogás, el cual se definió según la ecuación 4.13.

$$E_{biogás} = (m_{biogás})_{producida} \cdot VMC_{biogás} \quad [4.13]$$

Donde $E_{biogás}$ es la energía del biogás en MJ, $(m_{biogás})_{producida}$ es la masa de biogás en kg y $VMC_{biogás}$ es el valor mínimo de combustión correspondiente a 23 MJ/kg (Colmenar Santos, Bonilla Gómez, Borge Diez y Castro Gil, 2015).

3.5.3 Sistema de tratamiento aeróbico

Para los balances de materia del sistema aeróbico, se consideró únicamente el balance de energía del compresor y la potencia eléctrica requerida para operar el sistema.

En sistemas de tratamiento con lodos activados, se requirió un suministro de energía para asegurar el caudal de aire necesario para alimentar el sistema. Estudios indican que se requiere 0,3 kWh/m³ de agua residual para operar sistemas de tratamiento biológico (Rogala, Varela e Icaran, 2009).

Respecto al cálculo del caudal de aire necesario para alimentar el sistema, se utilizó la ecuación 4.14 (Lozano, 2016). El valor de “N” fue proporcionado por el fabricante de cada equipo difusor, que corresponde a la capacidad nominal (en condiciones estándar) de oxígeno del equipo. Si este valor era desconocido, se utilizó la potencia nominal teórica, la cual se considera entre 1 y 2 kilogramos de oxígeno por hp (potencia) y por hora: 1 a 2 kg de O₂/hp*h. Para el cálculo de esa potencia nominal fue necesario aplicar la (ecuación 5) que justifica los hp de potencia utilizados para el cálculo.

$$Q = \frac{N}{N' \cdot hd \cdot CA} \quad [4.14]$$

Donde Q es la cantidad de aire suministrado en m³/h, N es la capacidad nominal de oxígeno de los difusores en $\frac{kgO_2}{Hp} h$, N' es la tasa de absorción específica correspondiente a 0,044 (Lozano, 2016), hd es la sumergencia o profundidad de instalación de los difusores en m y CA es la concentración de O₂ en el aire equivalente a 0,28 kg/m³ en condiciones estándar.

Para calcular la potencia requerida por el sistema de aireación, se emplearon las ecuaciones 4.15 y 4.16, con la finalidad de obtener la potencia del compresor (Bustamante, 2016).

$$P_c = \frac{\alpha \cdot m_{aire}}{n_c} \quad [4.15]$$

$$\alpha = \frac{\gamma}{\gamma - 1} \cdot P_0 \cdot \left(\left(\frac{P_1}{P_0} \right)^{\frac{\gamma-1}{\gamma}} - 1 \right) \quad [4.16]$$

Donde γ es el calor específico, m_{aire} es el flujo de aire en m^3/s , n_c es la eficiencia de la bomba, P_0 es la presión absoluta en Pa y P_1 es la presión de salida en Pa.

Una vez calculada la potencia, se utilizó la tarifa básica definida por el Instituto Costarricense de Electricidad (ICE) (2011) para calcular el costo económico que representa el uso diario por mes del sistema.

4. RESULTADOS

4.1 Tratamiento primario: ensayo de potencial bioquímico de metano (PBM)

En esta sección se presentan los resultados del ensayo 1. Al respecto, lo que se buscó optimizar fueron los sólidos totales de 1 % y 2 %. En el ensayo 2 se evaluaron las proporciones de 50:50 (residuos de alimentos:agua residual), 90:10 y con sólidos totales de 1 % y 2 % para evaluar el potencial bioquímico de metano de cada una de las mezclas propuestas.

Para todo el experimento se definió como control una muestra de 100 % inóculo, con el propósito de comparar esta con las diferentes mezclas para codigestión.

4.1.1 Ensayo 1

Los cálculos realizados para definir la cantidad de agua residual y residuos de alimentos se basaron en el siguiente balance de masa de las ecuaciones 4.3 y 4.4. La mezcla de 1 % contiene 97 ml de residuos de alimentos y 1 403 ml de agua residual. Para la mezcla de 2 %, se combinaron 242 ml de residuos de alimentos y 1 258 ml de agua residual.

En la tabla 8 se observan los sólidos totales y sólidos volátiles iniciales de la materia prima empleada para efectuar las mezclas, y el inóculo usado para comenzar la síntesis de materia orgánica.

Tabla 8. *Caracterización de materia prima al iniciar el experimento*

materia	ST (g/l)	Desv Est	SV (g/l)	Desv Est
Residuos de comida	106	0,0310	102	2,53
Agua residual	29,03	0,0660	18,3	0,450
Inóculo	40,1	0,0660	19,2	2,50

Desv Est de 3 muestras

En la tabla 9 se presentan los valores del potencial de hidrógeno antes de comenzar el experimento y al finalizar. De acuerdo con estos resultados, se observa que para las mezclas de 1 % y 2 % el pH aumentó a lo largo del experimento, debido a que los biorreactores se mantuvieron en temperatura y agitación constante, por lo tanto, los ácidos grasos volátiles se mantuvieron estables y no propiciaron el incremento de la toxicidad dentro de los digestores.

Tabla 9. *Potencial de hidrógeno en los microdigestores*

Escenario	Inicial	Desv Est	Final	Desv Est
1 %	6,79	0,0451	6,86	0,0513
2 %	6,68	0,00577	7,18	0,0600
Control	7,07	0,0557	6,98	0,0731

Desv Est de 3 muestras

4.1.1.1 Producción de biogás del ensayo de PBM

En la figura 18 se aprecia la relación de la producción de biogás a lo largo del tiempo, la cual ilustra la relación entre la cantidad volumétrica de biogás producido según la cantidad de sólidos volátiles que tenía al principio del ensayo. Asimismo, se exponen los valores normalizados mediante la división del volumen generado de biogás entre los gramos de sólidos volátiles de cada proporción.

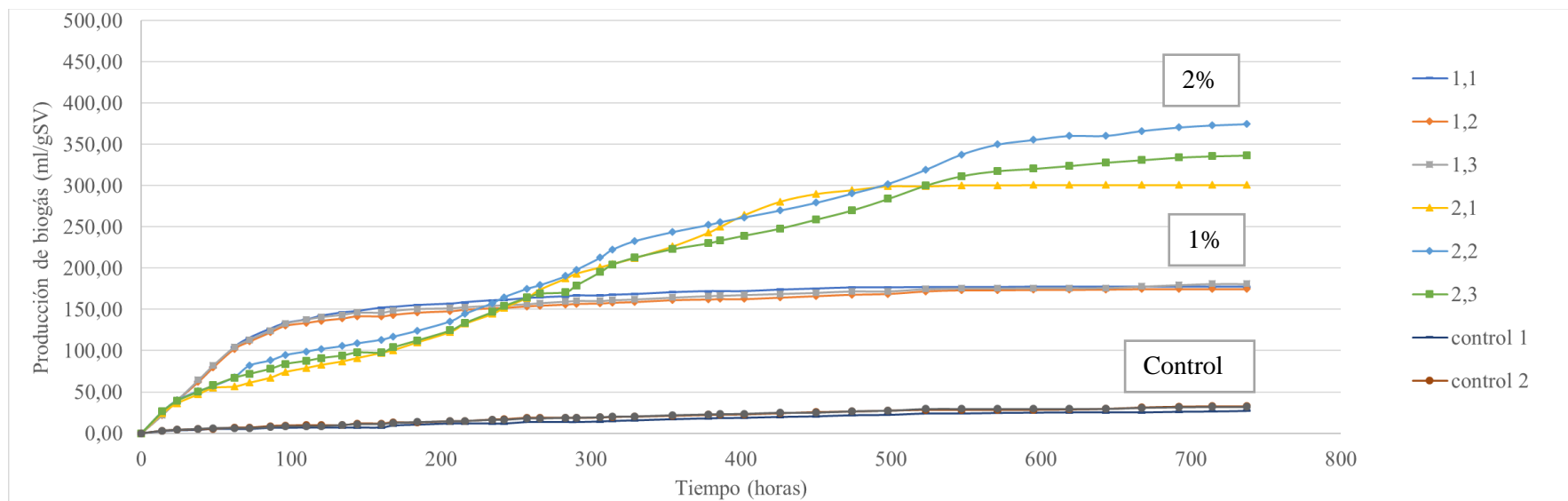


Figura 18. Gráfico de la producción de biogás vs tiempo del experimento

Nota: 1.1, 1.2 y 1.3 corresponden a la mezcla de 1 % y sus respectivas réplicas 2.1, 2.2 y 2.3 corresponden a la mezcla de 2 % y las réplicas respectivas y de control.

Durante el transcurso del experimento, se notaron las fases de crecimiento y estabilización de los microdigestores. Se observó que el control, que es 100 % inóculo, no tuvo una generación de biogás representativa; de esta manera, se puede deducir que el inóculo no aportó material extra al experimento, únicamente se encargó de suministrar las comunidades microbianas para la estabilización del sistema.

Según el comportamiento apreciado en la gráfica, para la mezcla de 2 % se vio variabilidad entre cada una de las réplicas, debido a que cada uno de los microdigestores es un ambiente diferente porque es un tratamiento biológico y, por consiguiente, cada réplica tuvo un desarrollo único.

Para el escenario correspondiente a 1 % de sólidos totales, la estabilización se encontró en las primeras 100 horas pues no había suficiente alimento y se dio una inhibición debido a la acumulación de subproductos metabólicos tóxicos para los microorganismos. Por lo anterior, lo más que lograron generar de biogás fueron 177,63 ml biogás/g SV.

Con la mezcla de 2 % de sólidos totales, la estabilización ocurrió a las 600 horas, este periodo se extendió porque los microorganismos tuvieron mayor cantidad de sólidos totales para consumir y se obtuvo una producción máxima de 337,36 ml biogás/g SV.

De acuerdo con la generación de biogás, se puede concluir que el escenario de 2 % es mejor que 1 %, ya que el de 2 % tiene mayor cantidad de alimento disponible para los microorganismos y por esto se evita la acumulación de subproductos metabólicos tóxicos para los microorganismos.

4.1.1.2 Análisis estadístico para el ensayo 1

Se llevó a cabo una prueba de ANOVA para determinar si el inóculo (control) tiene diferencias significativas entre el inicio y el final de los sólidos volátiles en cada una de las botellas. En la tabla 10 se muestran los resultados de los sólidos volátiles del inóculo, los cuales fueron utilizados para hacer la prueba estadística.

De acuerdo con la prueba de ANOVA efectuada a los sólidos volátiles del inóculo, el valor de p que se reportó fue 0,0896, por esto no hubo diferencias importantes entre el inicio y el final. Por consiguiente, la contribución del biogás proveniente del inóculo se puede considerar como no relevante.

Tabla 10. *Sólidos volátiles del inóculo (n=5)*

Inóculo	SV (g) inicial	SV (g) final
Inóculo 1	2,21	3,30
Inóculo 2	3,22	4,09
Inóculo 3	3,31	4,11
Promedio	2,93	3,81
Desv Est	0,620	0,510

Se llevó a cabo una segunda prueba estadística para comparar los resultados de producción acumulada de biogás de 1 % y 2 %. Según el análisis de varianza realizado entre las mezclas de 1 % y 2 %, los resultados de la producción de biogás fueron distintos porque el valor de p fue 0,00172, siendo menor a $\alpha = 0,05$ que fue el valor de referencia.

En la figura 19 se observa que los promedios se encuentran alejados entre sí, comprobándose la diferencia entre estos. También se puede concluir con la figura 18 que se tuvo mayor variabilidad en los datos de la réplica de 2 %.

De acuerdo con el resultado de la prueba de Tukey, se logró un 95 % de confiabilidad para la distribución de datos.

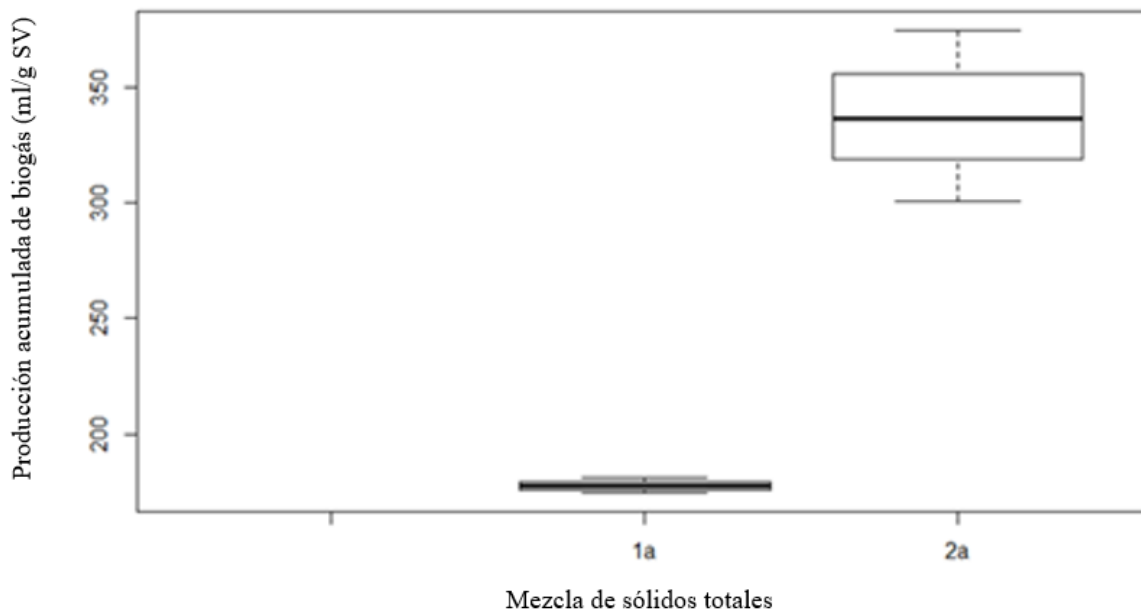


Figura 19. Diagrama de caja para valores de mezclas 1 % (1a) y 2 % (2a)

4.1.1.3 Balances de masa del PBM

A partir de la ecuación 4.12, se hicieron los balances de masa para cada escenario. En la tabla 11 se ilustran los valores iniciales de sólidos totales y sólidos volátiles de cada una de las muestras para la digestión.

Tabla 11. *Sólidos totales y volátiles a la entrada de los microdigestores*

Mezcla	ST (g/l)	Desv Est	SV (g/l)	Desv Est
1%	21,6	0,351	15,0	0,301
2%	31,6	3,40	22,8	2,71

Desv Est de 3 muestras

En la tabla 12 se presenta el balance de materia para la mezcla de 1 % de sólidos totales, en donde se aprecia una remoción de materia de 8,08 %.

Se observa un comportamiento particular de 1.1 porque la remoción de materia es menor que en 1.2 y 1.3, esto se debe a la gran variabilidad biológica que se desarrolla en un sistema de este tipo, ya que cada uno de los biodigestores aunque se desarrollen en igualdad de condiciones, es un ambiente único, por lo tanto estas diferencias son normales y aceptables.

Tabla 12. Balance de materia para sólidos totales de la mezcla de 1 %

	1.1	1.2	1.3	Promedio	Dsv Est
Entrada (g/l)	21,6	21,6	21,6	21,6	-
Salida (g/l)	20,7	19,3	19,4	19,8	0,791
Diferencia (g/l)	0,830	2,23	2,16	1,74	0,791
Remoción (%)	3,85	10,4	10,03	8,08	3,67

Desv Est de 3 muestras

En la tabla 13 se ilustra el balance de masa de la mezcla 1 % para los sólidos volátiles y se puede ver una remoción de 16,2 %.

Tabla 13. Balance de materia para sólidos volátiles de la mezcla de 1 %

	1.1	1.2	1.3	Promedio	Dsv Est
Entrada (g/l)	15,02	15,02	15,02	15,02	-
Salida (g/l)	12,1	12,4	12,3	12,6	0,352
Diferencia (g/l)	2,04	2,61	2,68	2,44	0,352
Remoción (%)	13,6	17,4	17,8	16,2	2,34

Desv Est de 3 muestras

En la tabla 14 se presentan los balances de materia para los sólidos totales de la mezcla de 2 %, donde el porcentaje de remoción de sólidos totales es de 24,1 %.

Tabla 14. Balance de materia para sólidos totales de la mezcla de 2 %

	2.1	2.2	2.3	Promedio	Dsv Est
Entrada (g/l)	31,6	31,6	31,6	31,6	-
Salida (g/l)	23,8	23,6	24,5	23,1	0,662
Diferencia (g/l)	7,75	8,02	7,08	7,62	0,662
Remoción (%)	24,5	25,4	22,4	24,1	2,10

Desv Est de 3 muestras

En la tabla 15 se observa que el balance de materia de sólidos volátiles para la mezcla de 2 % es de 33,9 %.

Tabla 15. Balance de materia para sólidos volátiles de la mezcla de 2 %

	2.1	2.2	2.3	Promedio	Dsv Est
Entrada (g/l)	22,8	22,8	22,8	22,8	-
Salida (g/l)	15,01	14,8	15,4	15,09	0,441
Diferencia (g/l)	7,82	8,01	7,39	7,74	0,441
Remoción (%)	34,2	35,1	32,4	33,9	1,93

Desv Est de 3 muestras

De acuerdo con los resultados obtenidos, el escenario con un mejor comportamiento tanto en producción de biogás como de remoción de materia orgánica correspondió a 2 %, al tener una remoción de sólidos totales de 24 % y 33,9 % de sólidos volátiles. Si se comparan estos resultados con un experimento similar (Wickham et al., 2016) que remueve entre 83 % de sólidos totales y 68 % de sólidos volátiles, no se logró una reducción alta de materia orgánica.

4.1.1.4 Energía del biogás

Según la ecuación 4.13, se desarrolló el balance de energía del biogás. En la tabla 16 se muestran los resultados de cantidad de energía generada en forma de biogás del sistema

anaerobio del ensayo 1, donde la mezcla de 1 % originó 6,89 kJ de energía y el biogás de la mezcla de 2 % triplicó la energía del biogás generando 18,8 kJ. De esta manera, el mejor escenario fue el que produjo mayor cantidad de energía, más biogás y mayor reducción de contaminantes.

Tabla 16. *Energía del biogás en el ensayo 1*

Componente	1 %	2 %
Volumen biogás (ml)	400	1000
Masa de biogás (kg)	0,000300	0,000817
Energía del biogás (kJ)	6,89	18,8

4.1.2 Ensayo 2

En la tabla 17 se exponen las cantidades de masa (M) de cada sustrato que ingresa al digestor. El sustrato 1 corresponde a los residuos de alimentos y el sustrato 2 al agua residual. Estos datos se obtuvieron mediante las ecuaciones 4.5, 4.6, 4.7, 4.8 y 4.9.

Tabla 17. *Masa de cada sustrato para el ensayo 2*

TS	M sustrato 1 (g)	M sustrato 2 (g)	M agua pura (g)
90:10 1 %	7,70	11,4	55,8
90:10 2 %	3,92	5,71	65,4
50:50 1 %	2,11	28,6	44,2
50:50 2 %	4,29	57,3	13,5

Proporciones basadas en sólidos totales

En la tabla 17 se detallan los valores iniciales de cada sustrato y el agua añadida para cada escenario con el fin de realizar cada una de las mezclas. En la tabla 18 se muestran los resultados de sólidos totales y volátiles al inicio del ensayo de cada una de las mezclas para codigestión.

Tabla 18. *Sólidos totales y volátiles iniciales de las mezclas 50:50 y 90:10*

Proporción	ST (g/l)	Desv Est	SV (g/l)	Desv Est
50:50 1 %	14,7	0,184	10,6	0,229
50:50 2 %	16,1	0,438	12,6	0,212
90:10 1 %	15,3	0,0626	11,7	0,407
90:10 2 %	17,8	0,265	14,3	0,175
Control	17,1	3,44	11,6	2,41

Desv Est de 3 muestras

4.1.2.1 Producción de biogás del ensayo 2

En la figura 20 se presenta gráficamente la producción de biogás en función del tiempo para la proporción de 90:10. La mezcla de 1 % de sólidos totales encuentra el equilibrio cerca de las 100 horas y tiene una producción de 159,03 ml biogás/g SV. Por otra parte, la mezcla de 2 % logra un equilibrio cerca de las 400 horas del experimento y tiene una producción máxima de 364,5 ml biogás/g SV.

En la figura 21 se ilustran gráficamente los resultados de producción de biogás para la proporción de 50:50. La mezcla de 1 % agotó el alimento cerca de las 200 horas y generó 248,2 ml biogás/g SV. De igual modo, la mezcla de 2 % alcanzó el equilibrio a las 200 horas, pero esta tiene una producción de biogás de 392,03 ml biogás/g SV.

Tanto para el ensayo de 90:10 como el de 50:50, la mayor producción de biogás se dio en la mezcla de 2 % ya que esta tiene mayor cantidad de alimento para los microorganismos.

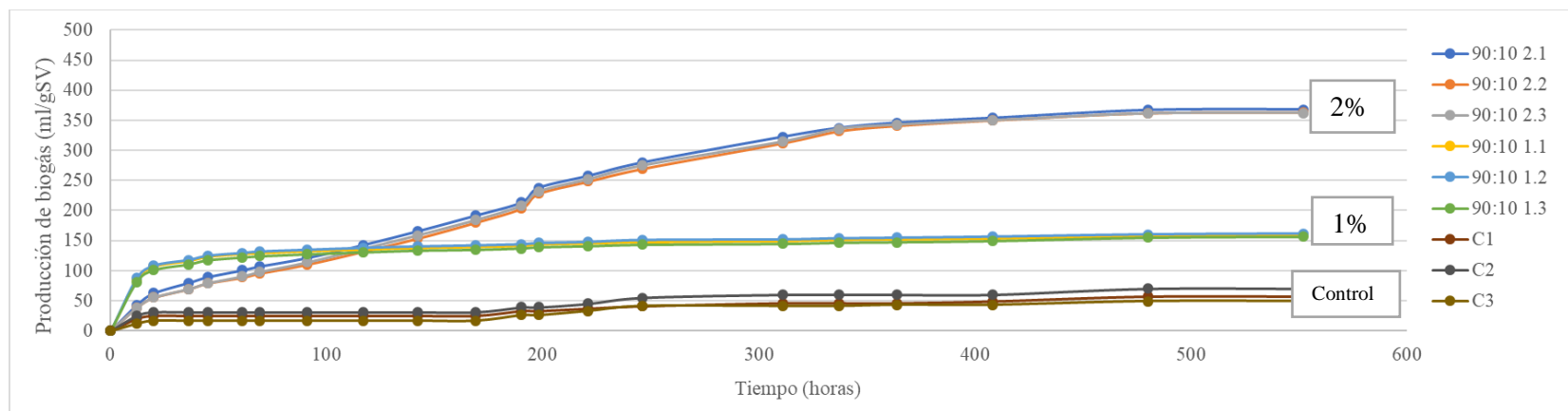


Figura 20. Producción de biogás del ensayo 90:10

Nota: 90:10 pertenece a 90 % de sustrato 1 y 10 % de sustrato 2. Las réplicas 1.1, 1.2 y 1.3 corresponden a la mezcla de 1 % y 2.1, 2.2 y 2.3 corresponden a la mezcla de 2 %

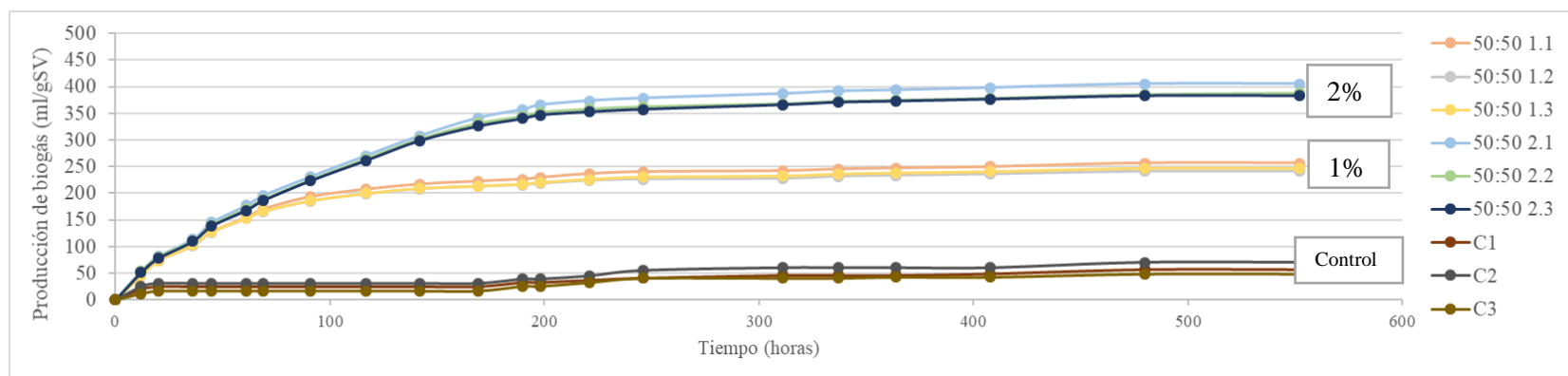


Figura 21. Producción de biogás del ensayo 50:50

Nota: 50:50 corresponde a 50 % de sustrato 1 y 50 % de sustrato 2. Las réplicas 1.1, 1.2 y 1.3 pertenecen a la mezcla de 1 % y 2.1, 2.2 y 2.3 pertenecen a la mezcla de 2 %

Al comparar el ensayo de 90:10 con el de 50:50, se observa una clara diferencia en la producción de biogás, la cual fue mayor para la mezcla de 50:50 con la proporción de 2 % con 392,03 ml biogás/g SV. Esto se debió a que la mezcla de 90:10 tiene 90 % de residuos de alimentos, los cuales poseen un alto contenido de carbohidratos que aceleran el proceso de fermentación acidificando el sistema y reduciendo la capacidad de los microorganismos de generar biogás.

4.1.2.2 Análisis estadístico para el ensayo 2

El análisis estadístico para el ensayo 2 se realizó mediante un análisis de ANOVA y una prueba de Tukey. Según el diagrama de caja de la figura 22, los escenarios 90:10 1 % (1a), 90:10 2 % (1b), 50:50 1 % (2a) y 50:50 2 % (2b) tienen diferencias significativas entre sí, además el valor de p es 0,0000000072 por lo cual se corrobora la afirmación. Por consiguiente, es válida la comparación entre las proporciones de 90:10 y 50:50.

De igual forma se llevó a cabo el análisis de Tukey para verificar la existencia o no de diferencias entre réplicas, y de igual modo todos los valores obtenidos para p fueron inferiores al valor de referencia $\alpha = 0,05$, por lo cual hubo diferencias significativas.

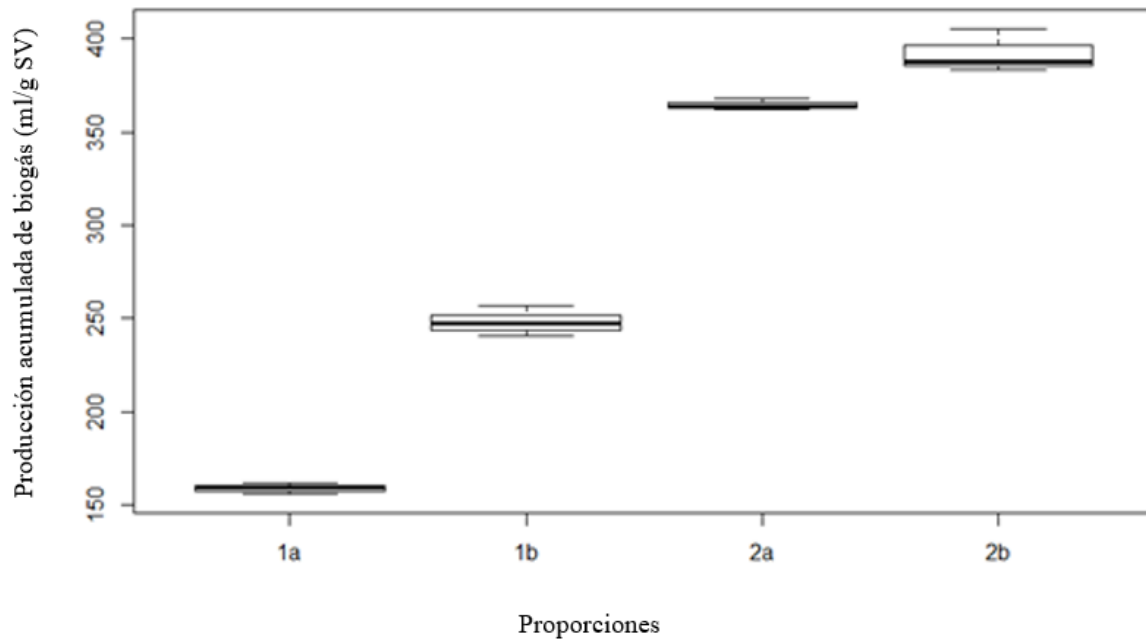


Figura 22. Diagrama de caja del análisis estadístico de PBM ensayo 2

4.1.2.3 Balance de masa del PBM

Se efectuó el balance de masa mediante la aplicación de la ecuación 4.12, para cada uno de los escenarios.

En la tabla 19 se muestra el balance de masa para los microdigestores con proporción de 50:50 y 1 %. Según estos resultados, se observan remociones de 88,5 % de sólidos totales y 92 % de sólidos volátiles.

Tabla 19. Balance de masa proporción 50:50 para 1 %

	Sólidos totales (g/l)					Sólidos volátiles (g/l)				
	1.1	1.2	1.3	Prom	Dev Est	1.1	1.2	1.3	Prom	Dev Est
Entrada (g/l)	14,9	14,5	14,8	14,7	0,184	10,8	10,4	10,6	10,6	0,229
Salida (g/l)	1,60	1,71	1,82	1,71	0,0858	0,801	0,801	0,910	0,801	0,0632
Consumido(g/l)	13,3	12,8	13,0	13,04	0,209	10,02	9,61	9,71	9,82	0,223
Remoción (%)	89,1	88,4	87,9	88,5	0,607	92,4	92,4	91,40	92,08	0,581

Desv Est de 3 muestras

En la tabla 20 se ilustra el balance de masa para los microdigestores de 50:50 y 2 %, en donde se muestran los porcentajes de remoción, que corresponden a 87,8 % sólidos totales y 93,5 % sólidos volátiles.

Tabla 20. Balance de masa proporción 50:50 para 2 %

	Sólidos Totales (g/l)					Sólidos Volátiles (g/l)				
	2.1	2.2	2.3	Prom	Desv Est	2.1	2.2	2.3	Prom	Desv Est
Entrada (g)	16,9	17,4	16,6	16,1	0,438	12,5	12,8	12,4	12,6	0,212
Salida (g)	2,11	2,09	2,0	2,07	0,0585	0,870	0,785	0,795	0,817	0,0467
Consumido(g/l)	14,8	15,3	14,6	14,9	0,405	11,6	12,04	11,6	11,8	0,236
Remoción (%)	87,5	88,01	87,9	87,8	0,292	93,04	93,9	93,6	93,5	0,428

Desv Est de 3 muestras

En la tabla 21 se aprecian los resultados obtenidos en el proceso de digestión anaeróbica para los microdigestores con proporción 90:10. La mezcla de 1 % tuvo porcentajes de remoción de 81,9 % de sólidos totales y 89,6 % de sólidos volátiles.

Tabla 21. Balance de masa proporción 90:10 para 1 %

	Sólidos totales (g/l)					Sólidos volátiles (g/l)				
	1.1	1.2	1.3	Prom	Dev Est	1.1	1.2	1.3	Prom	Dev Est
Entrada (g/l)	15,3	15,3	15,4	15,3	0,0626	11,6	11,4	12,2	11,7	0,407
Salida (g/l)	2,76	2,84	2,76	2,78	0,0459	1,24	1,38	1,02	1,21	0,184
Consumido(g/l)	12,6	12,4	12,7	12,6	0,102	10,3	10,02	11,2	10,5	0,590
Remoción (%)	81,1	81,4	82,1	81,9	0,359	89,3	87,9	91,7	89,6	1,90

Desv Est de 3 muestras

En la tabla 22 se ilustran los resultados de 90:10 para la mezcla 2 %, la cual tuvo una remoción de materia orgánica de 85 % de sólidos totales y 85,2 % de sólidos volátiles.

Tabla 22. Balance de masa proporción 90:10 para 2 %

	Sólidos totales (g/l)					Sólidos volátiles (g/l)				
	2.1	2.2	2.3	Pro m	Dev Est	2.1	2.2	2.3	Pro m	Dev Est
Entrada (g/l)	17,6	17,8	18,1	17,8	0,265	14,1	14,2	14,5	14,3	0,175
Salida (g/l)	2,8	2,8	2,4	2,7	0,206	2,06	2,0	2,3	2,1	0,163
Consumido (g/l)	14,8	14,1	15,7	15,1	0,466	12,08	12,2	12,2	12,2	0,0718
Remoción (%)	84,1	84,3	86,6	85,0	1,36	85,5	85,1	84,08	85,2	0,970

Desv Est de 3 muestras

Según el análisis realizado de los balances de masa, la proporción que obtuvo mejores resultados de producción de biogás fue la de 50:50 y 2 %, y tuvo resultados satisfactorios de remoción de materia orgánica, con una remoción de 87,8 % sólidos totales y 93,5 % de sólidos volátiles. Si se comparan estos resultados con un experimento similar (Wickham et al., 2016) que remueve entre 83 % de sólidos totales y 68 % de sólidos volátiles, se determina que el sistema de tratamiento tiene porcentajes de remoción similares e incluso mejores que los mencionados en la literatura.

4.1.2.4 Energía del biogás

La energía del biogás del ensayo 2 fue calculada mediante la ecuación 4.13. Para cada una de las proporciones del ensayo 2, se presenta la energía en forma de biogás en la tabla 23. De esto se concluye que la proporción de 50:50 y 2 % genera la mayor cantidad de energía, 6,76 kJ, y la proporción 90:10 y 1% origina la menor energía de biogás.

Esta energía se relaciona directamente con el volumen de producción de biogás, por lo tanto, es de esperarse este resultado, ya que la mezcla 50:50 tiene la mayor producción de biogás debido a las reacciones químicas del proceso, pues al aumentar la producción de biogás se da una mayor producción de energía.

Tabla 23. *Energía del biogás en el ensayo 2*

Componente	90:10	90:10	50:50	50:50
	1 %	2%	1 %	2%
Volumen biogás (ml)	200	400	300	410
Masa de biogás (kg)	0,000100	0,000317	0,000201	0,000321
Energía del biogás (kJ)	2,71	6,29	4,28	6,81

4.2 Tratamiento secundario: tanque de aireación

4.2.1 Diseño y construcción del tanque de aireación

Con la finalidad de cumplir con el objetivo específico 2, se diseñó un tanque de aireación como prototipo para evaluar la viabilidad del sistema. Para este diseño se utilizó la metodología de la Organización Panamericana de la Salud (2005).

De acuerdo con la metodología empleada, en la zona de sedimentación se debieron cumplir las siguientes características: el ancho del tanque debe ser al menos un tercio de su longitud, la altura del tanque debe ser un quinto de su longitud y el borde libre del líquido

debe ser mayor a 0,2 de la altura para evitar que se desborde. Debido a estos parámetros, la longitud se supone y es el punto de partida para definir las dimensiones del tanque. La zona de lodos se definió según la pendiente asignada entre 5 y 10 % de pendiente.

Para diseñar el tanque se utilizó como base un caudal de 200 l/ha/día para una familia de cinco miembros, que dio un total de 1 m³ por día, y se empleó una escala de 1:125; por consiguiente, se diseñó para un caudal de 8 l/día equivalente a 0,008 m³/día.

En cuanto a la definición de cada una de las dimensiones del tanque de aireación, se buscó alcanzar un volumen de 0,008 m³/día, además se cumplieron las relaciones antes mencionadas, donde la longitud entre la base debe ser 3 y la longitud entre la profundidad debe ser 4, la cual se encuentra directamente asociada con la velocidad de flujo.

Tabla 24. Dimensiones del tanque de aireación

Parámetro	Dimensión (m)
L (m)	0,50
B (m)	0,17
H (m)	0,14
L/B (m)	3
L/H (m)	4
Pendiente (%)	10
Volumen (m ³)	0,012

En la tabla 24 se describen las dimensiones para el tanque de aireación: longitud de 0,50 metros, ancho de 0,17 metros, profundidad de 0,10 metros y borde libre de 0,04 metros. La pendiente seleccionada correspondió al 10 % para asegurar un grado de sedimentación máximo y así facilitar el deslizamiento de los lodos. Las dimensiones se ilustran en el diagrama de la figura 23.

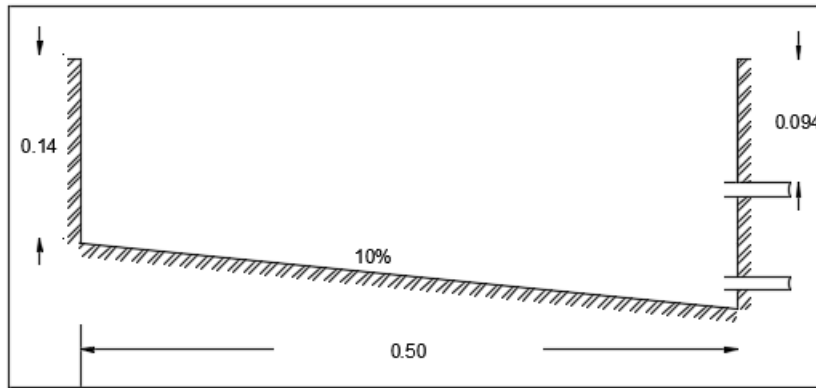


Figura 23. Diseño digital del tanque de aireación (dimensiones en metros)

La construcción del tanque se efectuó con láminas de acrílico de 6 mm de espesor, las cuales se cortaron en ProtoLab de la Universidad de Costa Rica con una cortadora láser. La unión de las piezas se desarrolló mediante el uso de cloroformo aplicado con una jeringa en cada uno de los bordes del tanque de aireación.

Según la literatura consultada, en una planta de tratamiento convencional, los difusores se colocan en una profundidad de 9 m y un distanciamiento de 0,3 m (EPA, 1989). Mediante la relación entre estas dimensiones y las dimensiones del prototipo de una profundidad de 0,5 m, se determina una distribución de 0,01 m entre cada difusor. De esta forma se distribuyeron los difusores uniformemente en el tanque de aireación.

Se colocaron difusores de piedra pómez para acuario, con dimensiones de 3 x 2 cm. Cada difusor fue construido de un material poroso por el cual se expulsan las burbujas y una terminal para conectar a la tubería (ver figura 24).



Figura 24. Difusor de aire de pecera utilizado para el prototipo

Para realizar la medición de la burbuja, se llenó el tanque de aireación con 8 litros de agua limpia y se tomaron fotografías de las burbujas. Posteriormente se procesó la imagen mediante el *software* AutoCAD para hacer la medición de la burbuja (ver figura 26). Se midieron cinco burbujas que se aprecian mejor en la fotografía y se promediaron los tamaños. En la figura 25, a la izquierda, se muestra una regla que se utilizó para comparar el tamaño de las burbujas con una medición real y, de esta manera, escalar la imagen.



Figura 25. Medición del tamaño de burbuja

En la tabla 25 se describen los valores obtenidos del diámetro de las burbujas medidas y se logró un tamaño de 4,2 mm. Esta medición corresponde a una burbuja fina ya que 4,2 mm se encuentra en el rango de 2 mm a 5 mm (Alviz y Cueto, 2012).

Tabla 25. *Medición del tamaño de burbuja*

	Medición (cm)	Medición (mm)
	0,6	5,7
	0,4	3,5
	0,5	4,9
	0,3	3,5
	0,3	3,3
Promedio	0,4	4,2
Dev Est	0,1	1,1

Los difusores se distribuyeron uniformemente dentro de la cara inferior del tanque. Se colocaron 16 difusores en total, en cuatro filas de cuatro difusores cada una; estos se colocaron con una separación de 10 cm entre sí y 3,4 cm de los bordes del tanque (ver figura 26).

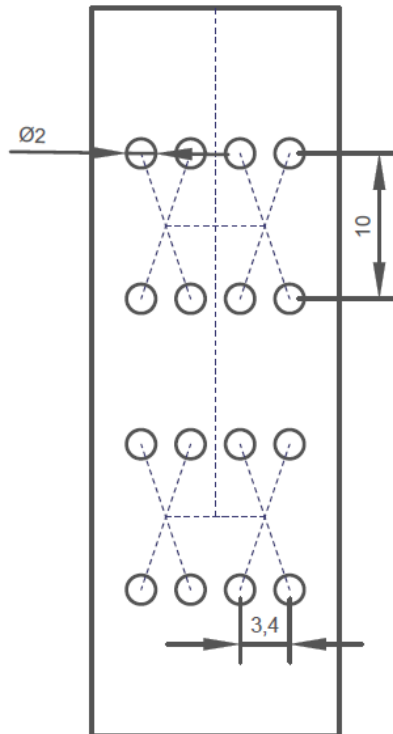


Figura 26. Distribución de los difusores en el tanque (dimensiones en mm)

La colocación de los difusores en el tanque se llevó a cabo mediante la unión de estos a través de mangueras de 0.5 centímetros de diámetro y uniones tipo T. Estas uniones se ilustran como líneas punteadas en la figura 24. Se realizaron en forma de equis debido al material de la manguera, pues si se hacen uniones lineales, se genera un doblez en la manguera y eso impide el acceso del aire al tanque. Las uniones en forma de equis se unieron entre sí y se juntaron hasta la entrada de aire que se conectó a la tubería de aire comprimido. Cada uno de estos difusores se insertó en una placa de acrílico asegurada previamente al tanque.

En la figura 27 se ilustra el tanque de aireación construido a partir del diseño de la figura 23, con la distribución de difusores explicada en la figura 26 y con 16 difusores de la figura 24. Se realizan pruebas para asegurar que el equipo no tuviera fugas; al respecto, la distribución de aire fue eficiente y se encontraba en las condiciones idóneas para comenzar.



Figura 27. Tanque de aireación construido en el Taller de Biosistemas de la UCR

Posteriormente se colocaron dos llaves de paso, una para facilitar el desagüe, la cual se ubicó en el centro de la cara lateral inferior y la otra se colocó en la mitad de la cara posterior del tanque con la finalidad de tomar muestras a través de esta (ver figura 28).

Además, se colocó un agitador Stir-pak n.º 50002-02, que se mantuvo las 24 horas encendido a 0,5 rpm para evitar la sedimentación de los lodos. Sin embargo, no se utilizó para el desarrollo de los ensayos, su función fue únicamente mantener la calidad de los lodos durante el tiempo que no se realizaron pruebas.

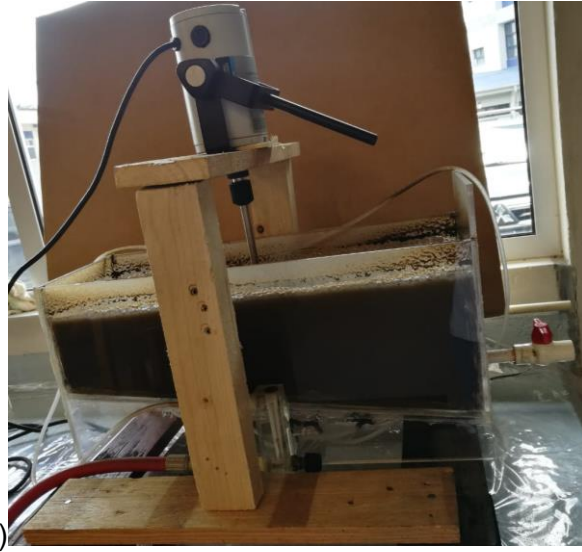


Figura 28. Tanque de lodos activados

El experimento de aireación se basó en los resultados obtenidos en el ensayo 1, se utilizó la proporción de 2 % que presenta mayor producción de biogás y mejor remoción de materia orgánica.

Para calcular el aire requerido por el sistema, se utilizó la ecuación 4.14, donde el caudal del difusor fue $0,00003 \text{ m}^3/\text{s}$ (PenalbaWeb.com., 2019) y la potencia requerida por el sistema de acuerdo con el compresor utilizado fue de 4,1 W. Debido a que el valor mínimo de presión que se puede contabilizar en el manómetro del compresor fue 20 Psi, se tuvo:

$$P(\text{watt}) = 0,00003(\text{m}^3/\text{s}) \times 137895(\text{Pa})$$

$$P = 4,13 \text{ W} = 0,05364 \text{ hp}$$

$$Q = \frac{0,005364 (\text{Hp}) \times 1 \left(\frac{\text{kgO}_2}{\text{Hp}} \text{ h} \right)}{0,044 \times 0,14(\text{m}) \times 0,28(\text{kg}/\text{m}^3)}$$

$$Q = 0,1309 \left(\frac{\text{m}^3}{\text{h}} \right) \sim 5,2 \text{ l}/\text{min}$$

Por lo tanto, el sistema de tratamiento aerobio experimental requirió un caudal de aire de 5,2 l/min suministrado por el compresor para asegurar una cantidad de oxígeno disuelto de 2 mg/l.

4.2.2 Preparación de mezcla para el tanque de aireación

Para el desarrollo del experimento, se simuló el flujo proveniente del biodigestor con base en los sólidos volátiles, para esto se utilizó la ecuación 4.11 y se requirieron 156 ml de restos de residuos de alimentos y 1 244 ml de agua residual con el propósito de llevar a cabo el ensayo de lodos activados.

De acuerdo con los tiempos de retención hidráulica, fueron definidos como 14, 10 y 8 horas. Se calculó el volumen del afluente por día mediante la aplicación de la ecuación 4.10. Para cada uno de los tiempos de retención, se definió un caudal. En el caso de catorce horas, se requirió 0,57 litros, para el tiempo de diez horas se necesitó 0,8 litros de afluente y para ocho horas se utilizó un caudal de 1 litro de mezcla.

En la tabla 26 se describen los sólidos totales y volátiles de los caudales iniciales con los que se alimenta el reactor para cada uno de los tiempos definidos.

Tabla 26. *Sólidos totales y volátiles del caudal inicial*

Caudal inicial	ST (g/l)	Dev Est	SV (g/l)	Dev Est
TRH 10	20,2	0,238	15,5	0,225
TRH 14	22,7	0,384	14,3	0,933
TRH 8	26,2	0,176	17,4	0,873

Desv Est de 3 muestras

4.2.3 Optimización de los lodos activados

En la figura 29 se observa que la acidez de los tres tiempos analizados se mantuvo dentro de los límites adecuados que son entre 6.5 y 8.5. El tiempo de catorce horas fue el que presentó valores de pH más bajos, y este fue en aumento conforme disminuyó el tiempo de retención hidráulica. Para el tiempo de diez horas se reportaron valores de pH entre 7,0 y 7,9, manteniéndose constantes comparados a los otros tiempos de retención. Respecto al tiempo de ocho horas, se registraron los valores más elevados de pH entre 7,3 y 8,4, pero también se encuentran dentro de los límites establecidos como normales en un sistema de lodos activados.

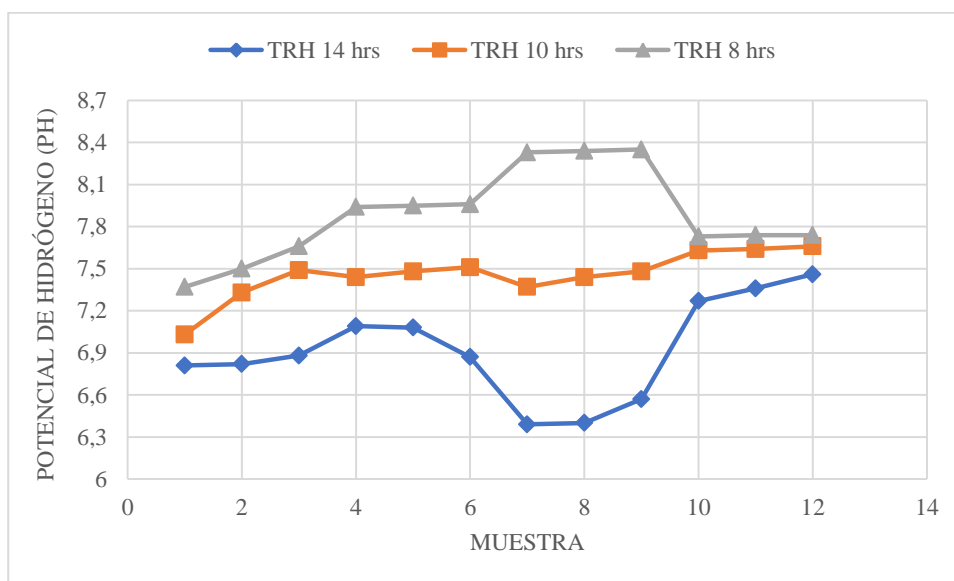


Figura 29. Comportamiento del pH en cada prueba

En la figura 30 se muestra el valor del oxígeno disuelto (DO) en cada uno de los muestreos. El tiempo de retención hidráulica más estable es el de catorce horas, donde el DO se mantuvo entre 2,0 mg/l y 2,2 mg/l. Para el tiempo de retención hidráulica de diez horas, los primeros tres muestreos se mantuvieron cercanos a 2,0 mg/l y la última medición aumentó hasta 2,8 mg/l que no representa un problema para los microorganismos.

El tiempo de retención hidráulico de ocho horas presentó más variación entre los resultados que se encontraban entre 1,2 mg/l y 1,8 mg/l, este lapso favoreció el tratamiento al disminuir la sedimentación en el tanque. Durante todas las pruebas, el oxígeno disuelto se encontró entre el rango indicado para un tanque de aireación, que es entre 1,5 mg/l a 4,0 mg/l, pero 2 mg/l es el más común (Mihelcic y Beth, 2012).

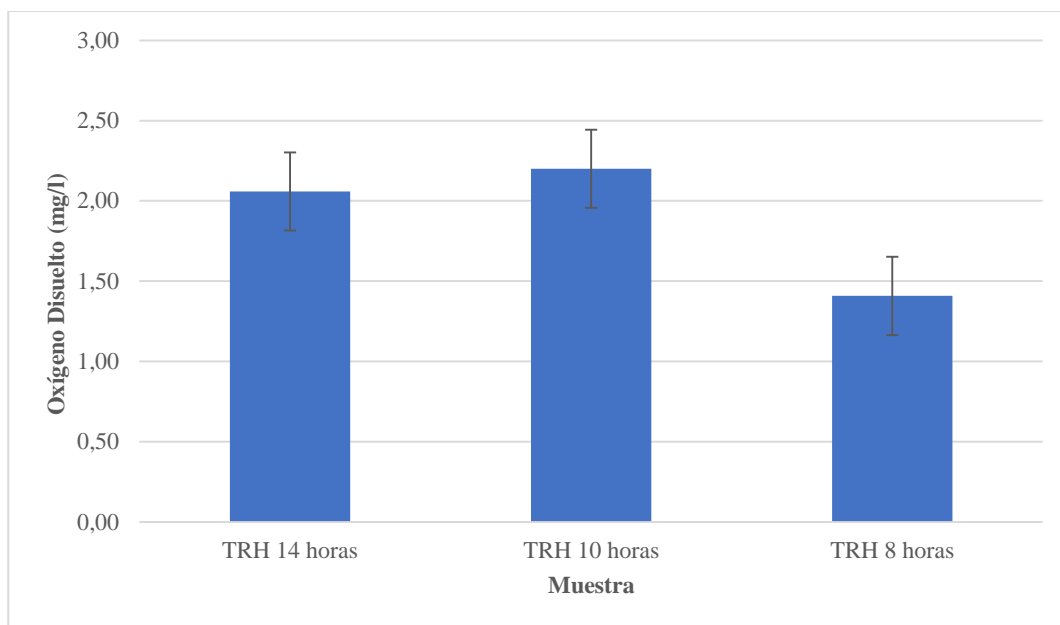


Figura 30. Comportamiento del oxígeno disuelto para cada prueba

En la tabla 27 se presentan los valores que tienen las aguas residuales crudas antes del tratamiento, y los sólidos totales al finalizar el sistema de tratamiento. Además, se aprecian los porcentajes de remoción de sólidos totales del sistema, que se ubicaron entre 87 % y 89 %.

Tabla 27. Remoción de sólidos totales en el sistema de aireación

TRH	ST Inicial (g/l)	Dev Est	ST Final (g/l)	Dev Est	Remoción ST(%)
14	20,2	0,238	2,3	0,0833	88,5
10	22,7	0,384	2,8	0,114	87,6
8	26,2	0,176	2,7	0,110	89,8

Desv Est de 3 muestras

El análisis de los resultados obtenidos en el ensayo de aireación se basó en el estudio de los sólidos volátiles, porque estos son la parte de los sólidos totales que pueden ser consumidos por los microorganismos en un sistema de aireación.

En la tabla 28 se reportan los valores de entrada de sólidos volátiles para el caudal de entrada y se comparan con los valores posteriores al tratamiento de lodos activados, obteniendo la remoción de sólidos volátiles realizada por el sistema, los cuales se encontraban entre 94 % y 96 %. De este modo, ocho horas logró el mayor porcentaje de remoción.

Tabla 28. *Remoción de sólidos volátiles en el sistema de aireación*

TRH	SV inicial (g/l)	Dev Est	SV final (g/l)	Dev Est	Remoción SV (%)
14	15,5	0,225	0,830	0,0872	94,7
10	14,3	0,933	0,657	0,0451	95,4
8	17,4	0,873	0,667	0,0681	96,2

Desv Est de 3 muestras

De acuerdo al análisis de los resultados obtenidos con los lodos activados, las diferencias de remoción de materia orgánica entre los tres tiempos de retención hidráulica fueron poco significativas, por esto se eligió el tiempo de ocho horas como el mejor, al representar un consumo de energía menor con una remoción alta de contaminantes.

Según valores obtenidos de la literatura, los sólidos totales se deben encontrar en un rango entre 4 g/l y 7 g/l (Charpentier, 2014) y el escenario de ocho horas tuvo valores de sólidos totales finales de 2, 7 g/l, encontrándose por debajo de los valores de literatura y, de esta manera, es mejor que los valores óptimos de tratamiento.

Por otra parte, los porcentajes de remoción de sólidos volátiles en la literatura consultada se encuentran entre 65 % y 85 % de remoción (Charpentier, 2014); comparados con los valores obtenidos en este ensayo, que correspondieron a 96 % de remoción de sólidos

volátiles, el sistema está por encima de los parámetros, teniendo una remoción de materia orgánica mucho mayor que la de la literatura.

4.2.4 Caracterización microbiológica de los lodos activados

El conteo de microorganismos se realizó el 4 de octubre del 2019 a las 10 am en el Laboratorio Reforesta del Instituto de Investigación en Ingeniería de la Universidad de Costa Rica.

En la tabla 29 se aprecian los resultados del conteo de microorganismos presentes en los lodos activados. No se registraron amebozoas ni flagelados. Se identificaron nueve ciliados de nado libre, diez ciliados fijos y 42 rotíferos. Según la tabla 30, la predominancia de rotíferos, seguida por ciliados fijos y ciliados de nado libre, determinó un buen tratamiento de residuos. Los resultados se ajustaron al cuadro de un buen asentamiento de la figura 31.

Tabla 29. *Conteo de microorganismos*

Grupo de microorganismos	Portaobjetos 1	Portaobjetos 2	Portaobjetos 3	Total	Porcentaje (%)
Amebozoas	0	0	0	0	0
Flagelados	0	0	0	0	0
Ciliados nado libre	0	5	4	9	15
Ciliados fijos	6	3	1	10	16
Rotíferos	7	21	14	42	69
Total	13	29	19	61	100

Al contar con la mayor parte de rotíferos, los lodos activados poseen abundante oxígeno disuelto, ideal para el desarrollo de estos organismos; además la presencia de estos organismos representa un tiempo de retención celular alto y un desempeño óptimo del sistema de aireación.

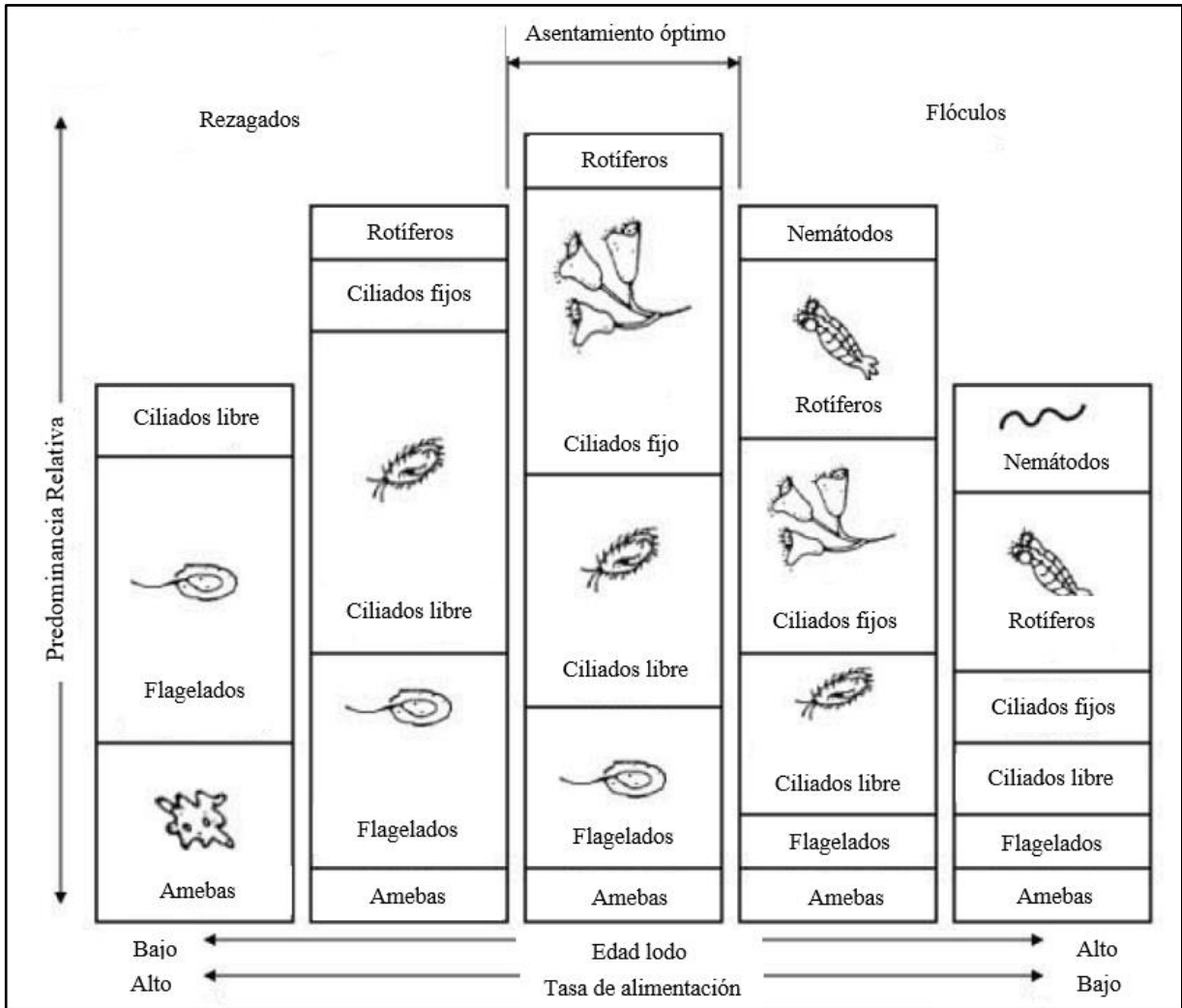


Figura 31. Número relativo de microorganismos vs edad y tasa de alimentación del lodo

Fuente: Wisconsin Department of Natural Resources, 2010.

En la figura 32 se aprecia un rotífero, el cual pertenece al reino animal y se denomina *Trichotria pocillum*, organismo que posee una cabeza, tronco y un pie (Moeller y Tomasini, 2004).



(a)

(b)

Figura 32. a) Rotífero en lodos activados. b) Fotografía de referencia bibliográfica, *Trichotria pocillum*

Fuente: Moeller y Tomasini, 2004

El microorganismo de la figura 33 es un ciliado libre; según Moeller y Tomasini (2004), se puede clasificar dentro de los protozoos. Este se alimenta de bacterias y se desarrolla en medio con materia orgánica. Además, recibe el nombre de *Chilodonella sp.* De acuerdo con la tabla 16, se contabilizaron nueve ciliados de este tipo, concluyéndose que en el reactor había una alta existencia de materia orgánica.



Figura 33. Ciliado libre en lodos activados

En el efluente también se encontraron microalgas del tipo *Anabaena* (ver figura 33), las cuales poseen una forma filamentosa que suele encontrarse en masas gelatinosas. Este tipo de alga se observa en la figura 34. En el lado izquierdo de la figura, se muestra una fotografía

encontrada en la bibliografía para compararla con la imagen de la derecha que es el alga identificada en los lodos activados experimentales. La presencia de microalgas en los lodos activados indica una alta carga orgánica en el tanque.

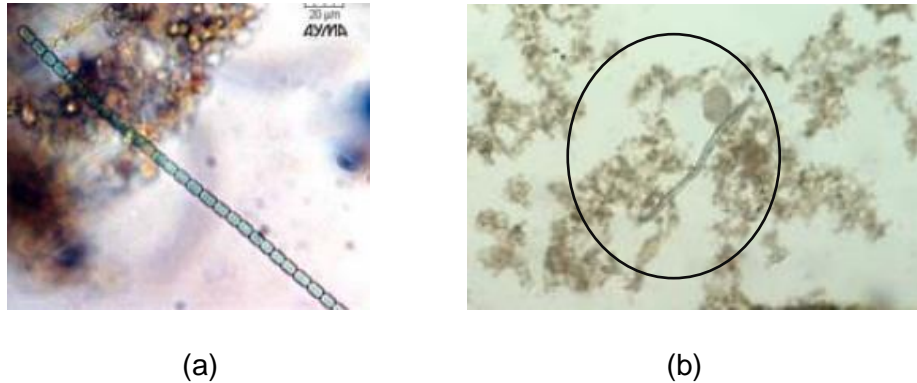


Figura 34. Comparación de microalgas: a) microalga, b) microalga en el tanque de aireación

Fuente: a) Moeller y Tomasini, 2004

4.3 Diseño propuesto para el sistema de residuos urbanos

Para el diseño de un sistema de tratamiento de residuos a mayor escala, se dimensionaron los sistemas anaerobio y aerobio. Este se calculó para una familia de cinco personas, por lo cual se tiene un caudal de entrada de 1 000 litros.

4.3.1 Diseño del sistema anaerobio

Al digester ingresó una masa de 2 480 g de desechos de alimentos por día. A su vez, se ingresaron 763,4 g de agua residual por día y 179,4 g de agua pura por día. Los valores de masa se determinaron para asegurar una proporción de 50:50 y 2 % de sólidos totales, que fue la seleccionada como la más apta para realizar el diseño, debido a que tuvo la mayor producción de biogás en los ensayos de PBM efectuados. De acuerdo con la literatura, el tiempo de retención hidráulico más común para un biodigestor es de 20 días. Se supuso una

densidad igual a la del agua pura con el fin de obtener el volumen requerido para el biodigestor que fue de 866,6 litros.

4.3.2 Diseño del sistema aeróbico

En cuanto al diseño del sistema aerobio, se siguió la misma metodología utilizada para el diseño experimental. En esta metodología se cumplieron las relaciones de largo entre ancho de 3, largo dividido entre la altura de 4, y una pendiente de 10 % para asegurar la máxima sedimentación.

Respecto al diseño de una familia de cinco personas, se contó con un caudal de entrada de 1 m³ por día (24 h), este volumen se dividió por ocho horas que es el tiempo hidráulico establecido para el diseño del sistema, por lo tanto, el volumen por tratar fue de 0,3 m³.

Para cumplir con las dimensiones estipuladas en la metodología, se multiplicaron las dimensiones del diseño experimental por un factor de 3,1. De esta manera, se aseguró un volumen de 0,3 m³.

En la tabla 30 se describen las dimensiones del sistema secundario, de modo que el sistema tiene un largo de 1,6 m, 0,5 m de ancho y 0,4 m de altura, lo cual incluye el borde libre y se diseñó para una pendiente del 10 %, con la finalidad de que se genere la mayor sedimentación, porque no se cuenta con un sedimentador posterior al tratamiento.

Tabla 30. Dimensiones del sistema de tratamiento aerobio

Parámetro	Dimensiones
Largo (m)	1,6
Ancho (m)	0,5
Altura (m)	0,4
Volumen (m ³)	0,3
Largo/ancho	3
Largo/altura	4
Pendiente (%)	10

El sistema de aireación requirió difusores de aire para su correcto funcionamiento. De acuerdo con el diseño del prototipo, los difusores de burbuja fina tienen un desempeño adecuado, por consiguiente, se propuso un difusor de disco de burbuja fina de Sanitaire que cuenta con una alta y eficiente transferencia de oxígeno. Cada difusor tiene un diámetro de 178 a 229 mm, además poseen un rango de flujo de aire entre 0,5 y 4,7 Nm³/h, una eficiencia de transferencia de oxígeno estándar (SOTE) de 6,5 % por m sumergido y una eficiencia de aireación estándar (SAE) entre 2,5 y 6 kg O₂/kWh (Xylem, 2012b). Los difusores no requirieron mucho mantenimiento y tienen una vida útil de aproximadamente 20 años.

En la figura 35 se ilustra el diseño del sistema de tratamiento de residuos, con las dimensiones en m. El agua residual ingresa al sistema a través de una tubería y los residuos de alimentos ingresan por una tubería externa. El efluente del sistema primario: anaeróbico pasa al sistema secundario: aeróbico. El caudal de purga es recirculado al sistema anaeróbico para comenzar de nuevo el proceso. A la derecha en el sistema aeróbico, se observa la tubería de salida del agua tratada.

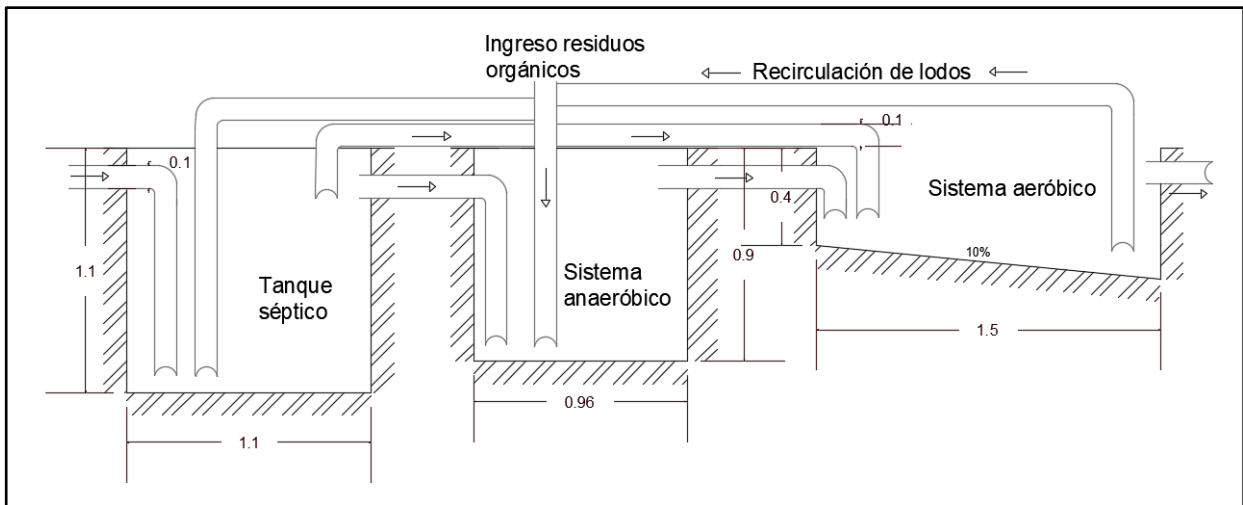


Figura 35. Diseño del sistema de residuos (dimensiones en metros)

4.3.3 Balance de energía del sistema

4.3.3.1 Balance energético del sistema anaerobio

Se realizó una multiplicación de la proporción obtenida, 43,3 g por la masa de los sólidos totales y la masa de los sólidos volátiles, con lo que se obtuvo 7,1 kg de sólidos volátiles y 7 115,6 g. Esta se multiplicó por la producción de biogás/g de sólidos volátiles y se obtuvo 2 383 714 ml de biogás por día, lo cual equivale a 2,4 m³ de biogás por día.

A partir del volumen de biogás generado por el digestor real, se calculó la potencia total originada por el sistema, esta se obtuvo al multiplicar los 2,4 m³ de biogás por el valor calorífico del biogás, equivalente a 6,5 kWh/m³ (Colmenar Santos et al., 2015). Por lo tanto, el digestor real genera 15,5 kWh por día.

4.3.3.2 Balance energético del sistema aerobio

De acuerdo con las ecuaciones 4.15 y 4.16, se realizó el cálculo de la potencia de aireación requerida por el sistema de lodos activados. Para esta se utilizó una eficiencia de 0,75 y un calor específico de 1,4. Además la presión de entrada al sistema equivalió a la presión del ambiente y tuvo un valor de 101 000 Pa.

El volumen de aire requerido fue el volumen para tratar 0,33 m³ por el rango de conversión elegido que fue de 10 m³ aire/m³ efluente porque en condiciones ideales de aireación el sistema se mantuvo a 2 mg/l de oxígeno disuelto y el rango de conversión se encontraba entre 3,8 y 15 m³ aire/m³ efluente. Por lo tanto, el volumen de aire requerido fue 3,3 m³ aire.

Para el cálculo de la masa de aire, se tuvo un volumen de 3,3 m³ de aire entre 28 800 segundos que equivalieron a las ocho horas de tratamiento, por lo cual el flujo de aire fue de 0,0001 m³ aire/s.

La presión de salida correspondió a 137 895 Pa, equivalentes a 20 PSI que usó el compresor.

La potencia del sistema de aireación fue de 5,02 Watt. Esta multiplicada por las ocho horas de trabajo, correspondió a 40,2 Wh por día equivalente a 0,04 kWh.

El Instituto Costarricense de Electricidad (ICE) establece que la tarifa es de 27 colones por kWh por día, si se consumen 200 kWh o menos.

$$Tarifa = 0,04 kWh \cdot 27 \frac{\text{colones}}{kWh} \cdot 30 \text{ días} = 32 \text{ colones por mes}$$

4.3.3.3 Balance energético total del sistema

El reactor del sistema anaerobio genera 15,5 kWh/día de energía. Al comparar este valor con la energía requerida por el sistema de aireación que 0,04 kWh/día, se determinó que la energía producida por el sistema anaerobio es suficiente para alimentar la energía del sistema aerobio. Si se convierte la energía química del biodigestor en energía eléctrica por medio de una celda de combustible, el sistema es autosuficiente y altamente rentable.

5. CONCLUSIONES

De acuerdo con el trabajo desarrollado, se plantean las siguientes conclusiones:

- Se diseñó un sistema integrado primario y secundario mediante biodigestión y aireación para residuos domésticos y aguas residuales.
- Se diseñó un sistema de digestión anaeróbica para el tratamiento de residuos.
- Se diseñó y construyó un tanque de aireación para lodos activados.
- Para el sistema de biodigestión se optimizan los sólidos totales y las proporciones de agua residual y residuos de alimentos.
- La mezcla de 2 % de sólidos totales en el ensayo 1 tuvo una producción de biogás de 337,36 ml/g SV.
- La proporción de 50:50 con 2 % de sólidos totales tuvo una producción máxima de biogás de 364,5 ml/g SV.
- Para el tanque de aireación se optimiza el tiempo de retención hidráulica.
- Se determina que el mejor tiempo de retención hidráulica para operar el sistema de lodos activados es el de ocho horas.
- Se determinan los balances de masa y energía de cada sistema de tratamiento.
- La mezcla de 2 % logró porcentajes de remoción de 24,1 % de sólidos totales y 33,9 % de sólidos volátiles, mejores que 1 %.
- La proporción de 50:50 con 2 % de sólidos totales obtuvo porcentajes de remoción de 87,8 % sólidos totales y 93,5 % sólidos volátiles.
- La proporción de 50:50 con 2 % de sólidos totales dio mejores resultados de producción de biogás y remoción de materia orgánica que la proporción de 90:10.

6. RECOMENDACIONES

A continuación, se detallan algunas recomendaciones para este proyecto:

- Para futuras investigaciones se debe tener en cuenta la demanda biológica de oxígeno (DBO) al realizar el diseño del sistema de aireación y caracterizar el efluente final.
- Aumentar el tamaño de las muestras de biodigestión para tener un mayor flujo de masa y, de esta manera, determinar la remoción de materia orgánica con DQO desde el inicio hasta el final del tratamiento.
- Determinar la calidad del biogás para conocer la concentración real de metano (CH_4) presente en el biogás ya que para este proyecto no se contaba con el equipo.
- Utilizar difusores industriales para diseñar el sistema con la metodología de una planta de lodos activados convencional.
- Determinar la calidad del efluente final para definir su uso posterior, ya sea para verterlo a un cuerpo de agua o utilizarlo para riego.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Acueductos y Alcantarillados (AyA), Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE) y Ministerio de Salud (MS). (2016). *Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales 2016-2045*. Recuperado de: <https://www.aya.go.cr/Noticias/Documents/Politica%20Nacional%20de%20Saneamiento%20en%20Aguas%20Residuales%20marzo%202017.pdf>
- Acueductos y Alcantarillados (AyA). (2017). *AyA invierte en saneamiento de aguas residuales y mejoramiento ambiental*. Recuperado de: <https://www.aya.go.cr/Noticias/Documents/Suplemento%20Saneamiento%20y%20Mejoramiento%20Ambiental.pdf>
- Alviz, A. y Cueto, D. (2012). *Diseño de un sistema de aireación para una planta de lodos activados en zofranca mamonal*. (Trabajo de grado para optar por el título de ingeniero químico). Recuperado de: <http://repositorio.unicartagena.edu.co/bitstream/handle/11227/131/DISE%3%91O%20DE%20UN%20SISTEMA%20DE%20AIREACI%3%93N%20PARA%20UNA%20PLANAT%20DE%20LODOS%20ACTIVADOS%20EN%20ZOFRANCA%20MAMONAL..pdf?sequence=1>
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J., Guwy, A. et al. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology*, 59(5), 927-34. doi: 10.2166/wst.2009.040
- Angulo, F. (2013). Manejo, disposición y desecho de las aguas residuales en Costa Rica. En: Programa Estado de la Nación. *Decimonoveno Informe del Estado de la Nación en*

Desarrollo Humano Sostenible, 3–34. Recuperado de:
http://www.estadonacion.or.cr/files/biblioteca_virtual/019/angulo_2013.pdf

Asamblea Legislativa de Costa Rica. (24 de junio de 2010). Ley para la Gestión Integral de Residuos. (Ley n.º 8839, 2010). Publicada en La Gaceta n.º 135 del 13 de julio de 2010.

Bustamante, M. (2016). *Desarrollo de un sistema de energía híbrida biosolar para el tratamiento de aguas residuales sostenibles*. (Trabajo de graduación para optar por el grado de doctor en Filosofía). Universidad de Michigan. Estados Unidos. Recuperado de:
<https://search.proquest.com/openview/6427502d64b1213abdf4c29e20d01a96/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y>

Calderón, C. (2004). *Operación de plantas de lodos activados*. Recuperado de:
<http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/7OperaciondeplantasdelodosactivadosCesarCalderon.pdf>

Chan, Y. J., Chong, M. F., Law, C. L. y Hassell, D. G. (2009). A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 155(1–2), 1–18. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.06.041>

Charpentier, J. (2014). *Tratamiento de aguas residuales con lodos activados*. España: INTI.

Colmenar Santos, A., Bonilla Gómez, J. L., Borge Diez, D. y Castro Gil, M. (2015). Hybridization of concentrated solar power plants with biogas production systems as an alternative to premiums: The case of Spain. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 47, 186-197. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.061>

- Crites, R. y Tchobanoglous, G. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. Estados Unidos: McGraw Hill.
- Deloya, A. (1991). *Tratamiento de aguas residuales en la industria de alimentos*. San José, Costa Rica: CINDE.
- Deublein D. y Steinhauser A. (2011). *Biogas from waste and Renewable Resources*. Estados Unidos: Editorial Wiley. Recuperado de: http://www.zorg-biogas.com/upload/book_biogas_plant.pdf
- Dirección de Aguas. (2019). *Costa Rica establece por primera vez Política Nacional de Saneamiento de Aguas Residuales*. Recuperado de: <http://www.da.go.cr/saneamiento-de-aguas-residuales/>
- Doran, P. M. (2013). *Material Balances. Bioprocess Engineering Principles*. Australia: Elsevier. doi:10.1016/B978-0-12-220851-5.00004-6
- Du, Z., Li, H. y Gu, T. (2007). A state of the art review on microbial fuel cells: A promising technology for wastewater treatment and bioenergy. *Biotechnology Advances*, 25(5), 464-482.
- Empresa de Servicios Públicos de Heredia (ESPH). (2016). *Preguntas sobre el proyecto de saneamiento ambiental, Heredia*. Recuperado de: https://www.esph-sa.com/sites/default/files/preguntas_frecuentes_2016.pdf
- Environmental Protection Agency (EPA). (1989). *Design manual fine pore aeration systems*. Estados Unidos: Autor.
- Environmental Protection Agency (EPA). (1997). *Waste water treatment manuals, primary, and secondary treatment*. Irlanda: Autor.

- Esposito, G., Frunzo, L., Liotta, F., Panico, A. y Pirozzi F. (2012). Bio-Methane Potencial Test to Measure The Biogas Production From The Digestion and Co-Digestion of Complex Organic Substrates. *The Open Environmental Engineering Journal*, (5), 1-8.
- Faivor, L. y Kirk, D. (2011). *Statistical Verification of a Biochemical Methane Potential Test*, (11 ed.). Estados Unidos: ASABE.
- Faivor, L. y Kirk, D. (2011). *Statistical Verification of a Biochemical Methane Potential Test*, (11° ed.). Estados Unidos: ASABE.
- Filer, J., Ding, H. y Chang, S. (2019). *Biochemical Methane Potential (BMP) Assay Method for Anaerobic Digestion Research*. Recuperado de: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/5/921/pdf>
- Futureenviro. (2015). *Planta de tratamiento de aguas residuales "Los Tajos", Costa Rica*. Recuperado de: <http://www.futureenviro.com/digitalversions/REP2015/LosTajos/files/assets/common/downloads/PTAR%20Los%20Tajos%20.pdf>
- Ghanimeh, S., Khalil, A., Bou Mosleh, C. y Habchi, C. (2018). Optimized anaerobic-aerobic sequential system for the treatment of food waste and wastewater. *Waste Management*, 71, 767-774. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.027>
- Gonzáles, E., Jurado, P. y Gómez, L. (2017). Sustratos y producción de biogás en biodigestores. Una revisión sistemática. *Ingeciencia*, 2(1). Recuperado de: http://editorial.ucentral.edu.co/ojs_uc/index.php/Ingeciencia/article/view/2352/2176
- He, Y., Xiao, X., Li, W., Cai, P., Yuan, S., Yan, F. et al. (2013). Electricity generation from dissolved organic matter in polluted lake water using a microbial fuel cell (MFC). *Biochemical Engineering Journal*, 71, 57-61.

- Instituto Costarricense de Electricidad (ICE). (2011). *Guía para calcular el consumo de electricidad, y tablas de consumo de electrodomésticos*. Recuperado de: <https://www.grupoice.com/wps/wcm/connect/7a8a521a-219f-43fa-a751-90562cea7cfc/Consumo+de+electrodom%C3%A9sticos+en+el+hogar%2C+cualcule.pdf?MOD=AJPERES&CVID=m7EvvEV>
- Instituto Costarricense de Electricidad (ICE). (2014). *Proyectos Exitosos de biogás en Costa Rica*. Recuperado de: <http://www.quimica.ucr.ac.cr/prifae/files/EA-O--05.pdf>
- Instituto de Acueductos y Alcantarillados (AyA). (2012). *Gestión de las excretas y aguas residuales en Costa Rica*. Recuperado de: <https://www.aya.go.cr/centroDocumetacion/catalogoGeneral/Gesti%C3%B3n%20de%20las%20Excretas%20y%20Aguas%20Residuales%20en%20Costa%20Rica%20%20Situaci%C3%B3n%20Actual%20y%20Perspectiva.pdf>
- Kim, B. H., Chang, I. S., Gil, G. C., Park, H. S. y Kim, H. J. (2003). Novel BOD (biological oxygen demand) sensor using mediator-less microbial fuel cell. *Biotechnology Letter*, 25(7), 541–545.
- Lovley, D. R. (2011). Powering microbes with electricity: direct electron transfer from electrodes to microbes. *Environmental Microbiology Reports*, 3(1), 27-35.
- Lozano, W. (2016). *Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales*. Colombia: Universidad Nacional Abierta y a Distancia.
- Marchaim, U. (1992). *Biogas Processes for Sustainable Development*. Roma: Food & Agriculture Organization.
- Michigan Department of Environmental Quality (DEQ). (2007). *Activated Sludge Process Control*. Estados Unidos: Autor.

- Mihelcic, J. y Beth, J. (2012). *Ingeniería Ambiental, fundamentos, sustentabilidad y diseño*. México: Alfaomega. Recuperado de: <https://fiasunica.com/IAF.pdf>
- Ministerio de Salud. (2011). *Política Nacional para la Gestión Integral de Residuos 2010-2021*. San José, Costa Rica: Autor.
- Ministerio de Salud. (2016). *Plan Nacional para la Gestión Integral de Residuos, 2016-2021*. Costa Rica: Autor.
- Moeller, G. y Tomasini, C. (2004). *Microbiología de lodos activados*. Recuperado de: <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/5Microbiologiadelodosactivados.pdf>
- Morante, A. (2016). *47 empresas privadas promueven proyectos para producir biogás*. Recuperado de: <https://www.elmundo.cr/costa-rica/47-empresas-privadas-promueven-proyectos-para-producir-biogas/>
- Naciones Unidas. (2018). *Agenda 2030 y los objetivos de desarrollo sostenible*. Recuperado de: https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40155/24/S1801141_es.pdf
- Organización Panamericana de la Salud. (2005). *Guía para el diseño de desarenadores y sedimentadores*. Recuperado de: <https://es.scribd.com/document/186188710/Diseno-de-desarenadores-y-sedimentadores-word>
- PenalbaWeb.com. (2019). *Piedras de difusor porosas de aire oxigenador*. Recuperado de: <https://www.penalbaweb.com/aire-acuario-bomba-mejores/>
- Poder Ejecutivo de Costa Rica. (9 de octubre de 2003). Reglamento de Aprobación y Operación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales. (Decreto Ejecutivo n.º 31545, 2003). Publicado en La Gaceta n.º 246 del 22 de diciembre de 2003.

Presidencia de la República de Costa Rica. (2017). *Costa Rica establece por primera vez Política Nacional de Saneamiento de Aguas Residuales con inversiones por \$520 millones*. Recuperado de: <https://presidencia.go.cr/comunicados/2017/03/costa-rica-establece-por-primera-vez-politica-nacional-de-saneamiento-de-aguas-residuales-con-inversiones-por-520-millones/>

Procuraduría General de la República. (1997). *Reglamento de Aprobación y Operación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales*. Recuperado de: http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=52191&nValor3=66415&strTipM=TC

Procuraduría General de la República. (2006). *Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales (n.º 33601)*. Recuperado de: http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=59524&nValor3=83250&strTipM=TC

Programa Estado de la Nación. (2006). *Duodécimo Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible*. San José, Costa Rica: Autor.

Programa Estado de la Nación. (2019). *Comunicado de prensa: Costa Rica aprovecha eficazmente el recurso hídrico, pero no logra controlar los impactos negativos de su uso intensivo*. Recuperado de: <https://estadonacion.or.cr/historico-noticias/656-21-03-2019-costa-rica-aprovecha-eficazmente-el-recurso-hidrico-pero-no-logra-controlar-los-impactos-negativos-de-su-uso-intensivo?highlight=WyJhZ3VhcyIsInJlc2lkdWFsZXMiLCJhZ3VhcyByZXNpZHVhbGVzII0=>

- Ramírez, E. (2004). *Capítulo II. Fundamentos de lodos activados*. Recuperado de: <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/1Fundamentosdelprocesodelodosactivados.pdf>
- Revelo, D., Hurtado, N. y Ruiz, J. (2013). Celdas de combustible microbiano (CCMs): un reto para la remoción de materia orgánica y la generación de energía eléctrica. *Información Tecnológica*, 24(6), 17-28. doi: 10.4067/S0718-07642013000600004
- Rigola, M. (1999). *Tratamiento de las aguas industriales: aguas de proceso y residuales*. México, D.F.: Alfaomega.
- Rogala, F., Varela, C. e Icaran, P. (2009). *Procesos emergentes de depuración para el aprovechamiento energético del agua residual*. Recuperado de: https://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/jornadatecnica004/10_rogalla.pdf
- Rosales, E. (2003). *¿Cómo hacer pruebas de infiltración? CIVCO-ITCR*. Recuperado de: <http://cfia.or.cr/descargas/infiltracion.pdf>
- Ruiz, F. (2012). *Gestión de las excretas y aguas residuales en Costa Rica*. Recuperado de: [https://www.aya.go.cr/centroDocumetacion/catalogoGeneral/Gestión de las Excretas y Aguas Residuales en Costa Rica Situación Actual y Perspectiva.pdf](https://www.aya.go.cr/centroDocumetacion/catalogoGeneral/Gestión%20de%20las%20Excretas%20y%20Aguas%20Residuales%20en%20Costa%20Rica%20Situación%20Actual%20y%20Perspectiva.pdf)
- Sánchez, C., Patiño, M., Alcántara, J., Reyes, Y., Pérez, M. y Ortiz, E. (2016). Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) de residuos de frutas y verduras en hogares. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(2).
- Secretaría de Energía. (2008). *Energías renovables 2008-energía biomasa*. Argentina. Recuperado de: https://www.energia.gov.ar/contenidos/archivos/publicaciones/libro_energia_biomasa.pdf

- Seoáñez, M. (2002). *Manual de tratamiento, reciclado, aprovechamiento y gestión de las aguas residuales de las industrias agroalimentarias*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.
- Shah, F., Mahmood, Q. y Pervez, A. (2014). Microbial Ecology of Anaerobic Digesters: The key Players of Anaerobiosis. *The Scientific World Journal*. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/261375067_Microbial_Ecology_of_Anaerobic_Digesters_The_Key_Players_of_Anaerobiosis
- Soediono, B. (1989). The nalco water handbook. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Speece, R. (1996). *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Estados Unidos: Archae Press.
- Tebbutt, T. (1998). *Principles of water quality control*, (5° ed.). Reino Unido: Butterworth-Heinemann.
- Varnero, M. (2011). *Manual de Biogás*. MINENERGIA, PNUD, FAO, GEF. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/as400s/as400s.pdf>
- Velmurugan, S., Jayaraj, S. y Deepanraj, B. (2014). *Solid Concentration Influence on Biogas Yield from food waste in an anaerobic batch digester*. International Conference and Utility Exhibition 2014 on Green Energy for Sustainable Development. Tailandia. DOI: 10.13140/2.1.2309.4405
- Wickham, R., Galway, B., Bustamante, H. y Nghiem, L. (2016). Biomethane potential evaluation of co-digestion of sewage sludge and organic wastes. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 113(3-8).

Wisconsin Department of Natural Resources. (2010). Advanced Activated Sludge study Guide. Recuperado de:

<https://dnr.wi.gov/regulations/opcert/documents/wwsgactsludgeadv.pdf>

Xylem. (2012a). *Aeration Products*. Recuperado de:

<https://www.xylem.com/siteassets/brand/sanitaire/sanitaire-resources/aeration-products-for-energy-efficient-biological-treatment.pdf>

Xylem. (2012b). *Productos Sanitaire*. Recuperado de:

<http://www.nortechwater.com/PDF/SANITAIRE.pdf>

8. ANEXOS

Anexo n.º 1. Tablas de producción acumulada de biogás sin ajustar ensayo 1

Horas	0	14	24	38	48	62	72	86	96	110	120	134	144	160	168	184
Botella																
1,1	0,00	22,22	40,00	62,22	80,00	104,44	115,56	126,67	133,33	137,78	142,22	146,22	148,00	152,00	152,89	155,11
1,2	0,00	22,22	40,00	62,22	80,00	102,22	111,11	122,22	130,22	133,78	136,44	139,11	141,78	141,78	143,56	146,22
1,3	0,00	22,22	40,00	64,44	82,22	104,44	113,33	124,44	132,89	137,78	140,89	143,56	146,22	146,22	148,44	150,67
2,1	0,00	23,99	36,38	47,21	54,95	56,50	61,15	67,34	74,15	79,10	82,82	87,15	91,18	97,37	100,77	110,06
2,2	0,00	26,32	40,25	51,08	57,28	68,11	82,04	88,24	94,74	99,07	102,17	105,57	108,98	113,31	117,03	124,15
2,3	0,00	26,32	39,47	50,31	58,05	67,34	71,98	78,17	84,06	87,77	91,18	94,27	97,99	97,99	104,18	112,54
control 1	0,00	2,44	3,48	4,18	5,22	5,22	5,22	6,61	6,61	6,96	6,96	6,96	6,96	6,96	9,39	10,44
control 2	0,00	3,13	4,18	4,87	5,57	6,96	6,96	8,70	9,39	9,74	9,74	9,74	11,83	11,83	13,22	13,22
control 3	0,00	3,13	4,18	5,22	6,26	6,26	6,26	7,65	8,35	8,70	8,70	10,09	11,13	11,13	12,53	13,57

Horas	206	216	234	242	257	266	283	290	306	314	329	354	378	386	402	426
Botella																
1,1	156,89	158,67	160,89	161,33	163,56	164,44	165,78	166,67	166,67	167,56	168,44	170,67	172,00	172,00	172,00	173,78
1,2	148,00	149,78	151,56	152,00	153,78	154,67	156,00	156,89	157,33	158,22	159,11	161,33	162,22	162,67	162,67	164,44
1,3	151,56	152,89	154,67	155,11	156,44	157,78	159,56	160,44	160,44	161,33	162,22	164,44	166,22	166,67	167,56	168,89
2,1	122,76	132,66	144,43	152,17	163,93	174,15	187,46	193,34	201,08	205,11	212,23	226,16	242,88	250,00	264,24	280,65
2,2	135,60	144,89	157,59	165,02	174,92	179,57	190,40	197,83	212,69	222,29	232,82	243,65	252,32	255,73	261,61	269,97
2,3	124,61	133,90	146,90	154,33	164,24	169,20	171,05	179,10	195,20	204,18	212,85	223,07	230,19	233,59	239,47	248,14
control 1	11,83	11,83	11,83	11,83	13,57	13,57	13,57	13,57	14,27	14,96	15,66	17,05	18,09	18,44	18,79	19,83
control 2	14,61	14,96	16,70	17,05	18,79	18,79	18,79	18,79	19,14	19,83	20,18	21,22	22,27	22,62	22,96	24,36
control 3	14,61	14,96	16,35	16,35	18,09	18,09	18,79	18,79	19,48	20,18	20,53	21,92	22,96	23,31	23,66	25,05

Horas	450	474	498	523	547	571	595	619	643	667	692	714	737
Botella													
1,1	175,11	176,44	176,44	176,89	176,89	176,89	177,33	177,33	177,33	177,33	177,33	177,33	177,33
1,2	166,22	168,00	168,89	172,00	173,33	173,33	173,78	173,78	174,22	174,67	174,67	174,67	174,67
1,3	170,22	172,00	172,00	174,67	175,56	175,56	176,00	176,00	176,00	177,78	179,56	180,89	180,89
2,1	289,94	294,58	299,23	299,23	300,46	300,46	300,77	300,77	300,77	300,77	300,77	300,77	300,77
2,2	279,26	290,40	302,17	319,20	337,77	349,85	355,42	360,37	360,37	366,25	370,59	373,07	374,61
2,3	258,98	270,12	284,06	300,15	311,61	317,80	320,59	323,99	328,02	331,11	334,21	335,76	336,69
control 1	20,53	21,92	22,27	24,01	24,01	24,70	25,05	25,40	25,40	25,40	26,09	26,44	27,14
control 2	25,75	26,44	27,49	28,53	28,53	28,53	28,53	28,88	29,57	31,31	32,36	32,71	32,71
control 3	25,05	26,79	27,49	29,57	29,57	29,57	29,57	29,57	29,57	30,97	31,66	32,01	32,01

Anexo n.º 2. Tablas de producción acumulada de biogás sin ajustar ensayo 2

horas	2 sept 7pm	3 sept 7am	3 sept 3pm	4 sept 7am	4 sept 4pm	5 sept 8am	5 sept 4pm	6 sept 2pm	7 sept 4pm	8 sept 5pm
Botella										
90:10 1.1	0	85,05	107,01	116,36	123,36	128,04	129,44	132,71	135,51	137,85
90:10 1.2	0	87,38	108,41	117,76	124,77	129,44	131,78	134,58	137,85	140,19
90:10 1.3	0	81,31	100,93	110,28	117,29	121,96	123,83	127,10	130,37	133,18
90:10 2.1	0	42,64	62,54	79,60	89,27	100,64	106,89	121,11	142,71	165,46
90:10 2.2	0	38,10	55,15	69,37	79,03	88,70	95,52	110,31	131,91	153,52
90:10 2.3	0	38,10	55,15	69,37	79,03	90,40	97,80	113,72	136,46	158,64
50:50 1.1	0	47,17	73,58	101,89	128,30	154,72	170,44	193,71	207,55	216,98
50:50 1.2	0	48,43	76,73	101,89	127,04	152,20	165,41	185,53	198,74	208,18
50:50 1.3	0	45,28	73,58	103,14	128,30	153,46	166,67	186,16	200,00	209,43
50:50 2.1	0	54,04	81,58	113,37	145,16	176,94	195,48	230,98	270,71	307,79
50:50 2.2	0	52,98	80,52	110,72	140,92	171,11	188,60	225,15	264,88	301,97
50:50 2.3	0	51,39	77,88	109,66	138,80	167,94	186,48	223,56	261,70	298,79

	9 sept 8pm	10 sept 5pm	11 sept 4pm	12 sept 3pm	13 sept 4pm	16 sept 9am	17 sept 11am	18 sept 2pm	20 sept 10am	23 sept 10am	26 sept 10am
horas	169	190	198	221	246	311	337	364	408	480	552
Botella											
90:10 1.1	139,72	141,59	143,93	145,79	147,66	149,53	151,40	152,34	153,74	157,94	159,35
90:10 1.2	142,06	143,93	145,79	147,66	150,93	151,87	153,74	154,67	156,54	160,28	161,68
90:10 1.3	134,58	136,92	138,79	140,65	142,99	144,39	146,26	147,20	149,07	154,67	156,07
90:10 2.1	191,61	213,22	237,67	257,57	279,74	322,39	337,17	345,70	353,66	366,74	367,87
90:10 2.2	180,24	203,55	228,00	248,47	269,51	312,15	332,05	341,15	350,25	362,19	363,33
90:10 2.3	184,22	208,10	231,41	251,88	274,63	314,43	335,46	342,29	349,68	361,05	362,19
50:50 1.1	222,64	226,42	229,56	236,48	240,25	242,14	245,28	247,17	249,69	256,60	256,60
50:50 1.2	212,58	215,72	218,24	223,90	226,42	227,67	231,45	233,33	235,85	240,88	240,88
50:50 1.3	213,84	217,61	220,75	226,42	230,82	232,70	236,48	238,36	240,88	247,17	247,17
50:50 2.1	341,17	357,06	365,54	373,48	378,25	386,73	391,50	393,61	397,85	405,27	405,27
50:50 2.2	331,10	344,35	351,76	358,12	362,36	368,19	372,42	374,54	378,25	385,14	387,79
50:50 2.3	325,80	340,11	347,00	352,82	357,59	366,07	370,83	372,95	376,66	383,02	383,02

Anexo n.º 3. Script utilizado para el análisis estadístico

```

anovaD = read.csv("C:/anovaD.csv")
anovaD
attach(anovaD)
names(anovaD)
class(bio)
class(trat)
levels(trat)
boxplot(bio~trat)
aov(bio~trat)
anovaD= aov(bio~trat)
summary(anovaD)
TukeyHSD(anovaD)

```