



EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Boca del Río
Departamento de División de Estudios de Posgrado e Investigación



SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL DE MEXICO
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL RÍO
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**“EVALUACIÓN DE UN REACTOR TIPO UASB EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES UNIVERSITARIAS”**

TESIS

**QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**PRESENTA
ANDRÉS CASTRO SIERRA**

**DIRECTOR DE TESIS
DRA. ITZEL GALAVIZ VILLA**



Km. 12 Carr. Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver.
C.P. 94290. Tel. (229) 690 5010 ext. 102
dir01_bdelrio@tecnm.mx
tecnm.mx | bdelrio.tecnm.mx





Boca del Río, Ver **15/OCTUBRE/2021**

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

**ANDRÉS CASTRO SIERRA
PASANTE DEL PROGRAMA MAESTRÍA EN
CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL
PRESENTE**

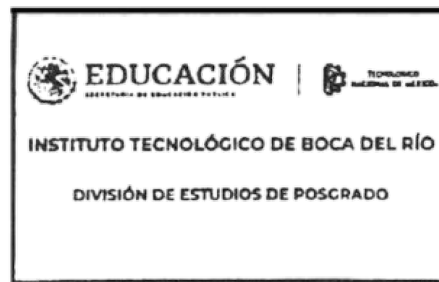
De acuerdo con el fallo emitido por los integrantes del Comité Revisor de la TESIS PARA OBTENCIÓN DE GRADO, desarrollada por usted cuyo título es:

“EVALUACIÓN DE UN REACTOR TIPO UASB EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES UNIVERSITARIAS”

Esta División de Estudios de Posgrado e Investigación le concede **AUTORIZACIÓN** para que proceda a su impresión.

ATENTAMENTE
*Excelencia en Educación Tecnológica®
Por nuestros mares responderemos*

**DR. JUAN DAVID GARAY MARÍN
JEFE DE LA DIVISION DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN**



c.c.p. Coordinación del Programa MCIAMB
c.c.p. Expediente



Km. 12 Carr. Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver.
C.P. 94290. Tel. (229) 690 5010 ext. 102
dir01_bdelrio@tecnm.mx
tecnm.mx | bdelrio.tecnm.mx





ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

Número Registro: A-01004-070120

En la ciudad de Boca del Río, Ver., siendo las 10:00 horas del día 14 del mes de octubre de 2021 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Consejo del Posgrado de la Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental del ITBOCA, para examinar la Tesis de Grado titulada:

"EVALUACIÓN DE UN REACTOR TIPO UASB EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES UNIVERSITARIAS"

Que presenta el (la) alumno(a):

ANDRES CASTRO SIERRA

Aspirante al Grado de:

Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental

Después de escuchar las opiniones sobre el documento escrito e intercambiar puntos de vista, los miembros de la Comisión manifestaron SU APROBACIÓN, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes para su defensa ante el jurado correspondiente.

LA COMISIÓN REVISORA:

DRA. ITZEL GALAVIZ VILLA
Director

DR. ERIC PASCAL HOUBRON
Co-Director

DRA. CINTHYA ALEJANDRA SOSA
VILLALOBOS
Asesor

DRA. MAGNOLIA GRICEL SALCEDO
GARDUÑO
Asesor





LICENCIA DE USO OTORGADA POR ING.AMB. ANDRES CASTRO SIERRA, de nacionalidad ^{ISEP} **Mexicana** mayor de edad, con domicilio ubicado en **la Privada de la Calle Moctezuma s/n, Cuautlapan, Ixtaczoquitlán, Veracruz.**, en mi calidad de titular de los derechos patrimoniales y morales y autor de la tesis denominada **“EVALUACIÓN DE UN REACTOR TIPO UASB EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES UNIVERSITARIAS”** en adelante **“LA OBRA”** quien para todos los fines del presente documento se denominará **“EL AUTOR Y/O EL TITULAR”**, a favor del **Instituto Tecnológico de Boca del Río** del Tecnológico Nacional de México, la cual se registrá por las cláusulas siguientes:

PRIMERA –OBJETO: “EL AUTOR Y/O TITULAR”, mediante el presente documento otorga al Instituto Tecnológico de **Boca del Río** del Tecnológico Nacional de México, licencia de uso gratuita e indefinida respecto de **“LA OBRA”**, para almacenar, preservar, publicar, reproducir y/o divulgar la misma, con fines académicos, por cualquier medio en forma física y a través del repositorio institucional y del repositorio nacional, éste último consultable en la página: (<https://www.repositorionacionalcti.mx/>).

SEGUNDA - TERRITORIO: La presente licencia se otorga, de manera no exclusiva, sin limitación geográfica o territorial alguna, de manera gratuita e indefinida.

TERCERA -ALCANCE: La presente licencia contempla la autorización para formato uso de **“LA OBRA”** en cualquier formato o soporte material y se extiende a la utilización, de manera enunciativa más no limitativa a los siguientes medios: óptico, magnético, electrónico, virtual (red), mensaje de datos o similar conocido por conocerse.

en medio óptico, magnético, electrónico, en red, mensajes de datos o similar, conocido o por conocerse.

CUARTA – EXCLUSIVIDAD: La presente licencia de so aquí establecida no implica exclusividad en favor del Instituto Tecnológico de **Boca del Río**; por lo tanto, **“EL AUTOR Y/O TITULAR”** conserva los derechos patrimoniales y morales de **“LA OBRA”**, objeto del presente documento.

QUINTA – CRÉDITOS: El Instituto Tecnológico de **Boca del Río** y/o el Tecnológico Nacional de México reconoce que el **“AUTOR Y/O TITULAR”** es el único, primigenio y perpetuo titular de los derechos morales sobre **“LA OBRA”**; por lo tanto, siempre deberá otorgarle los créditos correspondientes por la autoría de la misma.

SEXTA – AUTORÍA: “EL AUTOR Y/O TITULAR” manifiesta ser el único titular de los derechos de autor que derivan de **“LA OBRA”** y declara que el material objeto del presente fue realizado por él, sin violentar o usurpar derechos de propiedad intelectual de terceros; por lo tanto, en caso de controversia sobre los mismos, se obliga a ser el único responsable.

Dado en la Ciudad de **Boca del Río**, a los **15** días del mes de **octubre** de 2021.

“EL AUTOR Y/O TITULAR”

ING.AMB. ANDRES CASTRO SIERRA



Km. 12 Carr. Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver.

C.P. 94290. Tel. (229) 690 5010 ext. 102



DEDICATORIAS

A Dios, quién siempre ha sido mi consuelo y me guía por el camino del discernimiento para su mayor gloria.

A mí familia por su tolerancia y amor; en especialmente a mi mamá, hermano y abuela que siempre me apoyaron en seguir adelante con mis aspiraciones y me motivaron a no darme por vencido.

A mis amigos que directamente e indirectamente me brindaron su apoyo emocional y apoyaron en épocas de crisis.

A mis compañeros de clase que fueron un sustento indispensable para compartir alegrías y pesares.

A mis maestros, tanto los de licenciatura que me dieron las bases y me inspiraron a crecer como los de la maestría que me enseñaron a disfrutar y sufrir con el desarrollo científico de un proyecto.

A mi comité de tesis que pese a mis errores supieron brindar su apoyo y comentarios para la mejora de este trabajo.

AGRADECIMIENTOS

Como alumno adscrito en la Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental del Instituto Tecnológico de Boca del Río listada en el PNPC agradezco la beca otorgada por el CONACYT (966741).

De igual manera, reconozco el apoyo brindado por amigos, colaboradores y toda persona que directamente o indirectamente apoyo con la realización de este trabajo.

Finalmente, hago mención de las instituciones que respaldaron el presente proyecto, ITBoca y Universidad Veracruzana, con especial agradecimiento al Laboratorio de Gestión y Control de la Contaminación Ambiental.

ÍNDICE

Resumen	i
Abstract	ii
Introducción	1
1 Antecedentes	3
1.1 Ambiente y Desarrollo Sostenible	3
1.1.1 Problemáticas Ambientales	3
1.1.2 Desarrollo Sostenible.....	4
1.2 El Agua.....	4
1.2.1 Usos y distribución del agua.....	5
1.2.2 Ciclo hidrológico	5
1.2.3 Contaminación del agua	6
1.3 Las aguas residuales	6
1.3.1 Impacto de las aguas residuales	7
1.3.2 Composición de las Aguas Residuales.....	7
1.3.3 Caracterización y parámetros a medir en las aguas residuales	9
1.3.4 Clasificación de las Aguas Residuales	12
1.4 Tratamiento de las aguas residuales.....	12
1.4.1 Objetivos del tratamiento	13
1.4.2 Clasificación de los tratamientos	13
1.4.3 Procesos físicos.....	14
1.4.4 Procesos fisicoquímicos	15
1.4.5 Procesos biológicos.....	16
1.4.5.1 El pH y temperatura en el metabolismo microbiano.....	16
1.4.5.2 Importancia del oxígeno en el metabolismo microbiano	17

1.4.5.3	Metabolismo microbiano	18
1.4.5.4	Respiración y digestión aerobia	19
1.4.5.5	Tratamientos aerobios	20
1.4.5.6	Respiración y digestión anaerobia	21
1.4.5.7	Fermentaciones	23
1.4.5.8	Tratamientos anaerobios	24
1.5	Reactores UASB	25
1.5.1	Funcionamiento de los reactores UASB	26
1.5.1.1	Ruta de degradación	28
1.5.1.2	Formación de gránulos	29
1.5.1.3	Producción de biogás.....	29
1.6	Parámetros de diseño, operación y control de un reactor UASB	30
1.6.1	Tiempo de retención hidráulico.....	31
1.6.2	Carga volumétrica aplicada	32
1.7	Usos y aplicaciones de los reactores UASB	32
1.7.1	Tratamiento de Aguas Residuales de las descargas de la industria alcoholera.....	33
1.7.2	Tratamiento de Aguas Residuales de la industria láctea	33
1.7.3	Tratamiento de Aguas Residuales de la industria porcina.....	34
1.7.4	Tratamiento de lixiviados	35
1.7.5	Tratamiento de Aguas Residuales con hidrocarburos y compuestos aromáticos.....	35
1.7.6	Tratamiento de Aguas Residuales domésticas.....	36
1.8	Ventajas y desventajas de los reactores UASB	38
2	Justificación.....	40
3	Pregunta de investigación	41

4	Hipótesis	42
5	Objetivos	43
5.1	Objetivo general	43
5.2	Objetivos específicos	43
6	Materiales y Métodos	44
6.1	Caracterización del agua residual a tratar	44
6.2	Establecimiento de las condiciones de operación del reactor tipo UASB	44
6.2.1	Determinación de las condiciones hidráulicas	45
6.2.2	Inoculación de los lodos residuales	46
6.2.3	Pruebas preliminares	46
6.3	Estimación del porcentaje de metano presente en el biogás generado por el reactor UASB	47
6.4	Determinación de la actividad metanogénica específica del biogás generado por el reactor UASB	47
6.5	Eficiencia de remoción del reactor UASB en el Tratamiento de Aguas Residuales	48
6.5.1	Demanda química de oxígeno	49
6.5.2	Sólidos suspendidos	49
6.6	Evaluación del potencial del agua tratada para riego agrícola	50
7	Resultados y discusiones	52
7.1	Caracterización del agua residual a tratar	52
7.2	Establecimiento de las condiciones de operación del reactor tipo UASB	52
7.3	Estimación del porcentaje de metano presente en el biogás generado por el reactor UASB	53
7.4	Actividad metanogénica específica del biogás generado por el reactor UASB	57

7.5	Análisis Postratamiento.....	57
7.5.1	Eficiencia de remoción de DQO con un reactor UASB.....	57
7.5.2	pH.....	58
7.5.3	Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	59
7.5.4	Sólidos suspendidos.....	61
7.6	Uso potencial del agua tratada para riego agrícola.....	62
7.6.1	Tasa de crecimiento de las plantas.....	62
7.6.2	Azalea (<i>Rhododendron</i> sp.).....	62
7.6.3	Menta (<i>Mentha x piperita</i>).....	63
7.6.4	Análisis del porcentaje de germinación.....	64
8	Conclusiones.....	65
9	Referencias.....	67
10	Anexos Fotograficos.....	80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Características y objetivos de los procesos físicos, químicos y biológicos para el tratamiento de las aguas residuales.....	14
Figura 2. Clasificación convencional del tren de tratamiento con objetivos y procesos empleados	14
Figura 3. Representación Esquemática del Metabolismo Bacteriano.....	18
Figura 4. Ejemplificación gráfica de la digestión anaerobia.....	22
Figura 5. Tipos de fermentaciones	24
Figura 6. Esquema de un reactor UASB.	25
Figura 7. Funcionamiento de un reactor tipo UASB.	27
Figura 8. Diagrama del proceso.	45
Figura 9. Caracterización inicial del agua residual a tratar.	52
Figura 10. Proporción de metano en el biogás total colectado.	55
Figura 11. Proporción de CH ₄ en el total de biogás colectado.....	56
Figura 12. Demanda química de oxígeno del efluente postratamiento.....	59
Figura 13. Remoción de DQO en porcentaje.....	60

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Principales propiedades fisicoquímicas del agua residual y sus fuentes.	8
Cuadro 2. Caracterización y parámetros físicos en las aguas residuales.	9
Cuadro 3. Caracterización y parámetros químicos en las aguas residuales.	10
Cuadro 4. Caracterización y parámetros biológicos en las aguas residuales.....	11
Cuadro 5. Ejemplos de pretratamiento con su función y principio.	15
Cuadro 6. Ejemplos de tratamiento primario con su función y principio.	15
Cuadro 7. Relaciones microbianas con el oxígeno.....	17
Cuadro 8. Ejemplos de respiración anaerobia.....	21
Cuadro 9. Metodología empleada para la caracterización inicial.....	44
Cuadro 10. Condiciones hidráulicas de operación del reactor UASB.....	52
Cuadro 11. Captación de biogás generado.	53
Cuadro 12. Captación de biogás generado.	54
Cuadro 13. Determinación de la DQO postratamiento.	58
Cuadro 14. Sólidos suspendidos posttratamiento.	61
Cuadro 15. Tasa de Crecimiento de la Azalea.	62
Cuadro 16. Tasa de Crecimiento de la Menta.	63

NOMENCLATURA, SIGLAS Y ABREVIATURAS

AGV	Ácidos Grasos Volátiles
ATP	Adenosín Trifosfato
CH₄	Metano
CO₂	Dióxido de Carbono
CVA	Carga Volumétrica Aplicada
DBO₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
Fe	Hierro
H₂	Hidrógeno
H₂O	Agua
H₂S	Ácido Sulfhidrilo
Mn	Manganeso
N₂	Nitrógeno
NaOH	Hidróxido de Sodio
NH₄	Amonio
O₂	Oxígeno
P	Fósforo
RAFA	Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente
SSF	Sólidos Suspendidos Fijos
SST	Sólidos Suspendidos Totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket

RESUMEN

El agua sufre un deterioro complejo y alarmante debido a los diversos contaminantes presentes en ella. Por ende, diversas tecnologías han sido empleadas para su tratamiento, un ejemplo de estas son los reactores anaerobios de flujo ascendente, UASB por sus siglas en inglés. Los cuales son una alternativa compacta que por su estructura aprovecha la gravedad junto con la acción mineralizante de los microorganismos para remediar la contaminación presente en el efluente hasta niveles considerables. En el presente trabajo se evaluó la eficiencia de remoción de la DQO, los SST, los SSV, los SSF, así como la producción de biogás en un reactor tipo UASB de nivel laboratorio, alimentado con agua residual proveniente de una institución universitaria, bajo cinco cargas volumétricas distintas: 4; 8; 12, 16 y 20 g de DQO/L*día respectivamente. Se obtuvieron remociones de hasta el 98% en la DQO. Adicionalmente, se determinó que el efluente tratado propicio que la tasa de crecimiento del *Rhododendron* y *Mentha* aumentaran alrededor del 15%, lo que confirma que había presencia de nutrientes residuales, pero al mismo tiempo demuestra que un fitotratamiento es óptimo para su depuración.

ABSTRACT

The water suffers a complex and alarming deterioration due to the various contaminants present in it. Therefore, various technologies have been employed for their treatment, an example of which are the upflow anaerobic reactors, UASB for its acronym in English. Which is a compact alternative that by its structure takes advantage of gravity along with the mineralizing action of microorganisms to remedy the contamination present in the effluent to considerable levels. In the present work, the removal efficiency of COD, SST, SSV, SSF, as well as biogas production in a laboratory-level UASB reactor, fed with wastewater from a university institution, under five different volumetric loads was evaluated: 4; 8; 12, 16 and 20 g cod/L*day respectively, obtaining removals of up to 98% in the COD. Additionally, it was determined that the treated effluent propitiated the growth rate of *Rhododendron* and *Mentha* to increase by about 15%, which confirms that there was a presence of residual nutrients, but at the same time demonstrates that a phytotreatreship is optimal for its purification.

INTRODUCCIÓN

El agua participa en todos los procesos naturales, antropogénicos e industriales que dan sustento a la vida. No obstante, las propiedades que le confieren esa versatilidad, también la proveen de una alta vulnerabilidad (Menchaca, 2017). Las aguas residuales son una consecuencia de este problema; estas tienen implicaciones sociales, económicas y ambientales, siendo estas últimas las que generan una mayor problemática (Fernández, 2012). En este sentido, las afectaciones al ecosistema van desde la contaminación del agua hasta la alteración del ciclo hídrico, pasando por la eutrofización del medio, el traslado y bioacumulación de material tóxico, así como también, la liberación de metano (CH_4), el gas de efecto invernadero más contaminante al ambiente (Houbron *et al.*, 2020). Daños que en su mayoría son imperceptibles hasta que las alteraciones han alcanzado niveles irreversibles (Fernández, 2012).

Por consiguiente, es de vital importancia realizar el tratamiento de las aguas residuales garantizando que este sea eficiente y asequible según el entorno que los rodea (Rojas, 2002). En este contexto, cabe señalar que la selección de tecnología tratadora a elegir, también, depende de los siguientes factores: naturaleza del agua residual, uso, compatibilidad entre los sistemas de tratamiento, medios disponibles de eliminación de los contaminantes finales; y de los costos de operación (Ramalho, 1996). Sin embargo, aun cuando es necesario reintegrar el agua al ciclo natural, el porcentaje de aguas residuales tratadas no es significativo. Según reportes de CONAGUA (2018), tan solo en México el 63% de las aguas residuales son tratadas, si bien es superior a la media, sigue siendo insuficiente. Esto puede deberse principalmente a la falta de recursos, o gestión ambiental para el uso sostenible del recurso (Reynolds, 2002).

Por tanto, para solventar este problema se debe proponer e integrar en nuestro entorno tecnologías sostenibles, viables, fáciles de operar, y con una aplicación real (Pérez y Torres, 2008). Dentro de este campo, resaltan los reactores anaerobios de flujo ascendente; UASB por sus siglas en inglés o RAFA en español. Estos son reactores multifase en los cuales los microorganismos degradan los compuestos

orgánicos del agua y generan biogás de forma eficiente. Este último, puede ser aprovechado por su capacidad calorífica, sin ocupar grandes cantidades de espacio (Pérez *et al.*, 2016).

Asimismo, para garantizar la gestión integral del agua el efluente tratado puede ser empleado para el riego agrícola; actividad en la que los nutrientes, aún presentes en el agua, pueden ser asimilados propiciando el desarrollo del cultivo y reintegrándolos a sus ciclos naturales (FAO, 2017; Galindo *et al.*, 2020). Por lo anterior, la presente investigación tiene como objetivo evaluar las condiciones óptimas de operación de un reactor tipo UASB en el tratamiento de aguas residuales universitarias, desde un enfoque sostenible.

1 ANTECEDENTES

1.1 Ambiente y Desarrollo Sostenible

En los años ochenta en nuestro país se difundió popularmente el término ecología, el cual fue empleado de diversas formas, la mayoría de ellas incorrectas, propiciando confusiones entre el concepto ecología y el de ambiente. La ecología es una ciencia que estudia las relaciones entre los seres vivos, así como también, las relaciones de estos con su entorno físico (González-Gaudiano, 1999). Por su parte, el ambiente se puede definir como el conjunto de elementos naturales y antropogénicos que hacen posible la existencia y desarrollo de los organismos vivos que interactúan en un espacio-tiempo determinados (LGEEPA, 2015).

1.1.1 Problemáticas Ambientales

Los problemas ambientales, se deben, principalmente, al incremento de la población y demanda de recursos naturales y energéticos cada vez mayor, lo que indirectamente aumenta la generación de residuos (Lara, 2016). Pero también, al actual modelo de desarrollo, el cual da prioridad a una economía no sustentable e injusta socialmente que produce una crisis en la biósfera (Martínez, 2010).

Por su parte, la contaminación como problema medioambiental, se puede definir como un cambio perjudicial en las características físicas, químicas o biológicas del entorno, pudiendo afectar nocivamente la vida humana y de las especies (LGEEPA, 2015). La contaminación aumenta al incrementarse las demandas por persona. A medida que la densidad poblacional se concentra en pueblos y ciudades, los residuos de una persona ocupan el espacio vital de otra (Bermúdez y Bohórquez, 2016).

Se define como residuos a los materiales o productos cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido o semisólido, líquido o gas contenido en recipientes o depósitos, susceptibles de ser valorizados o requieren tratamiento o disposición final. En función de sus características y orígenes, se les clasifica en tres grandes grupos: residuos sólidos urbanos, residuos de manejo especial y residuos peligrosos (LGPGIR, 2018).

1.1.2 Desarrollo Sostenible

A escala planetaria, el ser humano está poniendo en peligro su vida a causa del modo en que se desarrollan sus relaciones con el medio ambiente. Lo que genera una sociedad de grandes desequilibrios e injusticias, mismas que solo pueden ser combatidas bajo un enfoque sostenible (Martínez, 2010).

La sostenibilidad puede ser definida como la práctica de mantener los procesos globales de productividad reemplazando los recursos de forma natural, o por el hombre, con recursos de igual o mayor valor sin degradar o poner en peligro los sistemas biológicos naturales (UNESCO, 2011).

Fue a partir de la década de 1970, que los científicos empezaron a darse cuenta de que sus acciones producían un impacto sobre la naturaleza, por lo que algunos especialistas señalaron la evidente pérdida de biodiversidad y elaboraron teorías para explicar la vulnerabilidad de los sistemas naturales (Boullón, 2006).

El surgimiento de la idea del desarrollo sostenible, se basa en tres factores: sociedad, economía y medio ambiente. Y se puede resumir como aquel que permite “satisfacer las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las posibilidades de las generaciones del futuro para atender sus propias necesidades” (CMMAD, 1987).

Asimismo, el desarrollo y el bienestar social están limitados por el nivel tecnológico, los recursos del medio ambiente, y la capacidad del medio ambiente para absorber los efectos de la actividad humana. Ante esta situación, se plantea la posibilidad de mejorar la tecnología y la organización social, de forma que el medio ambiente pueda recuperarse al mismo ritmo que es afectado por la actividad humana, y evitar un déficit de recursos (Vergara y Ortiz, 2006).

1.2 El Agua

El agua es esencial para la vida y para el desarrollo de las sociedades tanto por las características como por las propiedades propias de su naturaleza, tales como; su elevado punto de fusión y ebullición, mismos que permiten su estado líquido en la tierra; su alto calor específico que la convierte en un excepcional amortiguador y

regulador de los cambios térmicos; su amplia capacidad como disolvente de sustancias polares que permite tanto el desecho excretas como el transporte de nutrientes y metabolitos (Carbajal y González, 2012)

1.2.1 Usos y distribución del agua

En la actualidad este recurso se emplea en actividades domésticas; agrícolas; piscícolas y pesqueras; industriales; energéticas; deportivas; de recreación; entre otras (Ramírez y Vega, 2017). No obstante, pese a su uso e importancia este recurso es cada día más escaso. Esta escasez es originada por el desequilibrio entre la demanda y disponibilidad, por el crecimiento demográfico desmedido, urbanización sin planeación, industrialización inconsciente, generación de aguas residuales, cambio climático y conflictos asociados a este (González y Chiroles, 2010; Guadarrama-Brito y Galván, 2007).

Lo antes descrito se debe, entre otras cosas, a que no toda el agua es aprovechable. Sí bien, este elemento ocupa el 70 % de la superficie terrestre, únicamente el 2.5 % es agua dulce, el resto es salada, y está contenida en los océanos. Del agua dulce disponible los glaciares, la nieve y el hielo representan casi el 80 %; el agua subterránea un 19 %; y solo el 1 % es asequible para nosotros (Fernández, 2012). Una de las razones por las que hoy en día se estima que una sexta parte de la población mundial, no tienen garantizado el acceso al agua potable (WHO/UNICEF, 2000).

1.2.2 Ciclo hidrológico

Un elemento indispensable para garantizar la correcta distribución del agua es el ciclo hidrológico. En este proceso el agua recorre la atmósfera, hidrósfera, litosfera y biosfera. Es sumamente importante mantener el equilibrio de este ciclo para no atentar contra la vida y el entorno (Ordoñez, 2011). Existen dos zonas de mantenimiento del ciclo hidrológico; la zona de recarga y descarga. Para que el ciclo sea sostenible debe haber un equilibrio entre estas zonas. En la primera participan: la condensación, precipitación, infiltración y percolación; mientras que en la segunda se encuentran: la evaporación, evapotranspiración y escorrentía (Pagano y Sorooshian, 2002).

1.2.3 Contaminación del agua

El agua es un recurso natural cuya finitud y vulnerabilidad resultan de fundamental importancia, ya que sin ella no podría existir la vida en el planeta. Además, tiene un papel vital en el desarrollo de las comunidades (Tolcachies, 2016). Sin embargo, durante las últimas décadas el mundo ha observado una serie de problemas relacionados con la disposición de los residuos líquidos procedentes del uso doméstico, agrícola e industrial (García y Pérez, 2005).

Las principales causas de la contaminación del agua son los vertidos incontrolados de las aguas residuales urbanas e industriales, así como las prácticas agrícolas deficientes (García y Pérez, 2005). Por otra parte, los principales contaminantes de las aguas son: contaminación térmica, partículas sólidas, sustancias peligrosas, compuestos orgánicos biodegradables, sustancias radioactivas, nutrientes en exceso, dióxido de carbono, humos Industriales, gérmenes, bacterias y virus (Zambrano, 2010).

Adicionalmente, la contaminación atmosférica, la acumulación de sustancias químicas en suelos y sedimentos, el exceso de bombeo de aguas subterráneas, la destrucción de zonas pantanosas, la minería y otras industrias de extracción, también contribuyen a su deterioro (Fernández, 2012). De igual manera, las características geoquímicas del entorno pueden aportar cantidades elevadas de hierro, flúor, arsénico, entre otras sales y metales. Por su parte, las erupciones volcánicas, las inundaciones y sequías también provocan un deterioro del ambiente acuático, aunque cualquiera de estos eventos impacta menos que cualquier actividad antropogénica (Pepper *et al.*, 2006)

1.3 Las aguas residuales

Las aguas residuales son aquellas en las que se han introducido agentes contaminantes por distintos orígenes, de modo directo o indirecto, que impliquen alteraciones perjudiciales con relación a usos posteriores o función ecológica (Díaz-Cuenca *et al.*, 2012). Es posible encontrar componentes químicos; orgánicos e inorgánicos, físicos y biológicos; los cuales se encuentran mezclados, suspendidos o disueltos. Esto genera que las masas receptoras vayan perdiendo sus condiciones

naturales de apariencia, y con ello, su capacidad para sustentar la vida acuática adecuadamente (García y Pérez, 2005).

1.3.1 Impacto de las aguas residuales

Las aguas residuales atentan contra la salud y el confort, pueden propagar enfermedades y liberar un olor desagradable. Si éstas proceden de algún proceso industrial aumentan la temperatura del entorno, atentando contra la flora y fauna circundante (Rojas, 2002). De igual manera, estas propician contaminación psicosocial debido a que afecta al entorno natural, modificando la estética del paisaje y haciéndolo cada vez más inhóspito (Baquerizo *et al.*, 2019). Por lo que se considera necesario que existan y apliquen políticas públicas que garanticen el cuidado del ambiente, considerándolo patrimonio de la humanidad, ya que de no hacerlo atentamos contra nuestra propia subsistencia (Rojas, 2002).

1.3.2 Composición de las Aguas Residuales

La composición de las aguas residuales es muy variable en razón de los diversos factores que la afectan (Ramalho, 1996). En general, las aguas residuales contienen aproximadamente un 99.9 % de agua y el resto está constituido por materia sólida. Los residuos sólidos están conformados por materia mineral y materia orgánica. La materia mineral proviene de los subproductos desechados durante la vida cotidiana y alcantarillado. La materia orgánica procede de la actividad humana, está se compone por proteínas, carbohidratos y grasas (Rojas, 2002).

Los aspectos más importantes son la cantidad de agua afectada y la calidad de la misma, lo cual va en relación a la concentración de los contaminantes. La cantidad de aguas residuales que produce una comunidad va en proporción al consumo de agua potable y al grado de desarrollo económico y social. Aunque, cabe destacar que el volumen de aguas residuales sufre variaciones respecto al tiempo (García y Pérez, 2005).

Antes de realizar un tratamiento es necesario evaluar las características del agua a tratar. Esto permitirá diseñar las instalaciones de recogida, tratamiento y evacuación, así como la gestión de estas (Metcalf y Eddy, 2003). Es por ello, que se han desarrollado numerosos análisis, tanto cuantitativos como cualitativos, para

la caracterización de las aguas residuales. No obstante, estos pueden tener costos elevados por lo que es necesario saber que análisis son pertinentes para el tratamiento en cuestión (Buitrón Méndez et al., 2018). En el Cuadro 1, se aprecia los principales contaminantes en las aguas residuales y su origen.

Cuadro 1. Principales propiedades fisicoquímicas del agua residual y sus fuentes.

Características	Fuentes
Propiedades Físicas	
Color	Aguas residuales industriales y domésticas
Olor	Aguas residuales en descomposición, residuos industriales
Sólidos	Aguas residuales industriales y domésticas, erosión del suelo
Temperatura	Aguas industriales
Componentes orgánicos	
Carbohidratos	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Grasas y aceites	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Pesticidas	Residuos agrícolas
Fenoles	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Proteínas	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Tóxicos prioritarios	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Surfactantes	Residuos domésticos, comerciales e industriales
COVs	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Otros	Descomposición natural de la materia orgánica
Componentes inorgánicos	
Alcalinidad	Aguas domésticas, infiltración de aguas subterráneas
Cloruros	Aguas domésticas, infiltración de aguas subterráneas
Metales pesados	Aguas industriales
Nitrógeno	Residuos domésticos y agrícolas
Fósforo	Aguas domésticas, comerciales e industriales, escurrimiento natural
pH	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Tóxicos prioritarios	Residuos domésticos, comerciales e industriales
Azufre	Distribución de aguas domésticas, residuos domésticos, comerciales e industriales
Gases	
Ácido sulfhídrico	Descomposición de residuos domésticos
Metano	Descomposición de residuos domésticos
Oxígeno	Abastecimiento de aguas domésticas, infiltración de agua superficial

(Buitrón Méndez et al., 2018).

Como se puede observar, los contaminantes de las aguas residuales son muy diversos y dependen fuertemente de su origen. Sin embargo, es fundamental realizar una caracterización que garantice un correcto análisis puesto que ello puede preceder a un buen tratamiento (Metcalf y Eddy, 2003).

1.3.3 Caracterización y parámetros a medir en las aguas residuales

El agua pura no se encuentra en forma natural; cuando el agua entra en contacto con el aire, suelo, o el hombre, adquiere impurezas y se contamina (Raffo, 2013). El agua que ha sido retirada y retornada estará contaminada de un modo u otro, si viene del sector agrícola contendrá pesticidas, fertilizantes y sales; si es de uso municipal arrastrará desechos humanos, farmacéuticos y detergentes; ahora bien, si proviene del sector industrial, posiblemente tendrá altas temperaturas, contaminantes químicos, metales pesados y residuos orgánicos (Masters y Ela, 2008). Los contaminantes del agua en función a la calidad o las características del agua se clasifican en físicos, químicos y biológicos; como se muestra en los Cuadros 2, 3 y 4, respectivamente (Raffo y Ruiz, 2014).

Cuadro 2. Caracterización y parámetros físicos en las aguas residuales.

Parámetro	Función y principio
Sólidos Totales	Cuantifica la materia sólida suspendida, disuelta, o sedimentada en el agua residual mediante la evaporación y secado de una muestra.
Sólidos Totales Volátiles	Mide la fracción orgánica de los sólidos totales al elevar la temperatura a más de 550 °C.
Sólidos Totales Fijos	Es el residuo de la calcinación de los sólidos totales volátiles y representa la fracción inorgánica presente.
Sólidos Totales Suspendidos	Fracción de sólidos que están suspendida en el afluyente y representa la mayor cantidad de materia orgánica del agua residual.
Sólidos Suspendidos Volátiles	Mide la fracción orgánica de los sólidos suspendidos al elevar la temperatura a más de 550 °C.
Sólidos Suspendidos Fijos	Es el residuo de la calcinación de los sólidos suspendidos volátiles y representa la fracción inorgánica presente.
Sólidos Totales Disueltos	Representa la materia soluble y coloidal que requiere de un proceso biológico o fisicoquímico para sedimentar.
Sólidos Disueltos Volátiles	Mide la fracción orgánica de los sólidos disueltos al elevar la temperatura a más de 550 °C.
Sólidos Disueltos Fijos	Es el residuo de la calcinación de los sólidos disueltos volátiles y representa la fracción inorgánica presente.
Sólidos Sedimentables	Son los sólidos que se pueden asentar en el fondo de un cono Imhoff y representan la cantidad de lodo removible por sedimentación simple.
Distribución del Tamaño de Partículas	Se usa para analizar las partículas y con ello establecer relaciones entre su dispersión, tamaño, distribución granulométrica, entre otros.
Turbidez	Es un parámetro organoléptico con la que se puede inferir la concentración de sólidos.
Transmitancia	Es una medida óptica que mide, indirectamente, el crecimiento microbiano o bien la cantidad de sólidos.

Olor	Es una medida organoléptica que se emplea para estimar la edad de un agua residual, entre más fuerte y penetrante el olor, más tiempo tiene.
Temperatura	Determina la temperatura del agua y sirve tanto para conocer el origen como para controlar este factor.
Densidad	La densidad igual puede servir como una medida indirecta de la cantidad de carga contaminante a remover por unidad de volumen.
Conductividad Eléctrica	En las aguas residuales, sirve para cuantificar de manera indirecta la cantidad de materia mineral presente.
Grasas y Aceites	Muestra la cantidad de grasas y aceites presentes en el efluente por medio del método de Soxhlet.

(Raffo y Ruiz, 2014)

Los contaminantes físicos tienen su principio en los distintos sólidos arrastrados por el agua a lo largo de su curso hasta donde se colectan o vierten; estos parámetros son de sumamente importantes en los tratamientos puesto que de ellos depende un buen control en los equipos tratadores, y son más indispensables cuando hay procesos biológicos de por medio (Ramalho, 1996).

Cuadro 3. Caracterización y parámetros químicos en las aguas residuales.

Parámetro	Función y principio
Parámetros Inorgánicos	
Nitrógeno Total/	Determina la cantidad total de nitrógeno, este nutriente contribuye a la proliferación de organismos que eutrofizan el medio.
Nitrógeno Orgánico	Fracción orgánica del nitrógeno se emplea para tener un panorama más amplio sobre las relaciones entre las distintas variantes del nitrógeno.
Nitrógeno Amoniacal	Cuantifica los iones amonio y soluciones amoniacaes con la finalidad de obtener como ha sido el proceso transitivo del nitrógeno.
Nitrógeno Total Kjeldahl	Aglomera información que permite conjuntar las concentraciones obtenidas del nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal.
Nitratos y Nitritos	Indica si el nitrógeno se ha estabilizado para una correcta medición de la demanda química de oxígeno.
Fósforo Total	Determina el fósforo presente, si este se deja ocasionará plagas en el cuerpo de agua receptor, lo que propiciará la eutrofización del medio.
Fósforo Inorgánico	Fracción inorgánica que representan los ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos presentes.
Fósforo Orgánico	Es un parámetro secundario, sirve como un indicador en los lodos, principalmente cuando el agua residual tiene procedencia industrial.
pH	El pH muestra la relación del ion hidrógeno en el medio, sirve para inferir el origen del agua residual y el grado de acidez/alcalinidad de esta.
Cloruros	Su determinación sirve para controlar la contaminación marina y la tasa de bombeo en acuíferos costeros.

Sulfatos	Los sulfatos están presentes en el agua residual, estos ocasionan problemas con olores y corrosión.
Sulfuros	Dan paso a la generación de ácido sulfhídrico y a la eutrofización del medio.
Metales pesados	Determina la cantidad de metales con la finalidad de eliminarlos debido a su toxicidad y bioacumulación.
Oxígeno Disuelto	Sirve como principio de comparación para saber la calidad del agua, así como también para valorar el índice de aerobividad del agua.
Parámetros Orgánicos	
Demanda Química de Oxígeno	Determina la concentración de materia orgánica oxidable químicamente presente en un agua residual.
Demanda Bioquímica de Oxígeno	Sirve para determinar la concentración de materia orgánica que puede ser removida por acción de los microorganismos.
Carbono Orgánico Total/	Es una alternativa a la demanda química de oxígeno para determinar el total de materia orgánica total presente en un agua residual.

(Ramalho, 1996)

Las características químicas del agua deben su origen a contaminantes orgánicos e inorgánicos. Los contaminantes orgánicos dan como resultado la disminución del oxígeno, producto de la degradación biológica de los compuestos. Mientras que los contaminantes inorgánicos, propician efectos tóxicos (Raffo y Ruiz, 2014).

Cuadro 4. Caracterización y parámetros biológicos en las aguas residuales.

Parámetro	Función y principio
Coliformes	Sirven como un indicador indirecto que puede mostrar la existencia o ausencia de microorganismos productores de enfermedades.
Toxicidad	Sirve para determinar la ausencia de movilidad o muerte de algún organismo indicador para determinar el daño y desequilibrio ecológico.
Virus	Determina posibles agentes microscópicos causantes de enfermedades y años ecológicos.

(Ramalho, 1996)

La degradación biológica de sustancias orgánicas produce ácidos grasos, carbohidratos, aminoácidos e hidrocarburos; y las sustancias inorgánicas en el caso de metales tóxicos, de material particulado como arcillas y sedimentos; y de microorganismos como bacterias y protozoos (Raffo y Ruiz, 2014).

Los parámetros empleados regularmente en la caracterización de las aguas residuales son: sólidos totales, sólidos totales fijos, sólidos totales volátiles, DQO,

DBO, nitrógeno total, fósforo total, pH, temperatura, densidad, transmitancia, conductividad eléctrica, coliformes, grasas y aceites (Romero, 2004).

1.3.4 Clasificación de las Aguas Residuales

Las aguas residuales se pueden clasificar según su origen y composición. Las aguas residuales domésticas, son aquella que suelen contener gran cantidad de materia orgánica, microorganismos, jabones, detergentes, lejía y grasas (García y Pérez, 2005). Por su parte, las aguas residuales industriales, tienen una composición variable puesto que dependen de la actividad productiva, tecnología empleada, calidad de la materia prima y otros factores. Por último, las aguas residuales agrícolas, contienen residuos de fertilizantes, pesticidas, entre otros aditamentos que se emplean en la cosecha y riego (Metcalf y Eddy, 2003).

1.4 Tratamiento de las aguas residuales

Hoy en día, a pesar de su importancia económica, ecológica y social, el agua es cada vez más difícil de conseguir. Esto se debe principalmente a que los comercios, servicios, industrias y población gastan más recurso del necesario (Lahera, 2010). Adicional a lo anterior, el desperdicio, contaminación, falta de planeación urbana, falta de tratamiento, desagüe de tuberías en cursos de agua e infraestructura dañada o en mal estado, imposibilita aún más que el agua sea asequible para toda la población (Fernández, 2012). Por lo consiguiente, en la actualidad, desarrollar sistemas de tratamiento eficientes en la remoción o transformación de contaminantes no es un lujo, es una necesidad para salvaguardar nuestra propia existencia (Lahera, 2010).

El tratamiento de aguas residuales consiste en una serie de procesos; físicos, químicos y biológicos; que tienen como finalidad eliminar los contaminantes presentes en el agua, para garantizar su uso o aprovechamiento posterior (Bedoya *et al.*, 2014). Para diseñar un proceso tratador de aguas residuales efectivo, es necesario considerar que cada lugar tiene sus propias necesidades, opciones y medios; por lo que es necesario hacer una evaluación para determinar la tecnología idónea (Reynolds, 2002). En la actualidad, existen diferentes métodos para el tratamiento de aguas residuales (Bedoya *et al.*, 2014).

1.4.1 Objetivos del tratamiento

La meta del tratamiento de aguas residuales nunca ha sido obtener un producto sin carga contaminante, sino reducirlos hasta niveles seguros de exposición. Al escoger la tecnología apropiada de tratamiento debe considerarse la cantidad y composición de la corriente de residuos (Reynolds, 2002). La eficiencia del tratamiento debe ser balanceada con el costo, aplicación práctica y cumplimiento con los métodos que han sido escogidos para su implementación (Ramalho, 1996). Por otra parte, el reúso de aguas residuales es una opción válida para el desecho, donde el ambiente puede filtrar efectivamente las corrientes de residuos moderadamente tratados (Reynolds, 2002).

Todo proceso tratador de aguas residuales tiene como objetivo remover la materia suspendida, mineralizar los compuestos orgánicos biodegradables, erradicar los microorganismos patógenos, compuestos tóxicos y nutrientes, como el fósforo y el nitrógeno, que pueden eutrofizar el medio (Buitrón *et al.*, 2018). Para lograr esto, es necesario emplear una serie de procesos y operaciones unitarias, las cuales por cuestiones de practicidad y costumbre se han agrupado en: pretratamientos, tratamientos primarios, secundarios y terciarios; aunque igual existen tecnologías avanzadas y tratamientos alternativos (Metcalf y Eddy, 2003).

1.4.2 Clasificación de los tratamientos

Las aguas residuales, poseen alta toxicidad, sedimentos, materiales orgánicos e inorgánicos que eutrofizan el medio, estimulan el crecimiento de plantas y microorganismos produciendo daños a la salud pública y al ambiente (UNESCO, 2003). Por tal motivo, es necesario la implementación de plantas de tratamiento específicas, considerando contaminantes, tamaño de la población, sistema de alcantarillado, caudales, grado de industrialización e incidencia pluviométrica (Bedoya *et al.*, 2014). Estas depurarán el agua residual con base en técnicas físicas, químicas y biológicas, las cuales describen sus características y objetivos en la Figura 1 (Ramalho, 1996). De igual manera, se describe la clasificación convencional del tren de tratamiento en la Figura 3 (SEMARNAT, 2013).

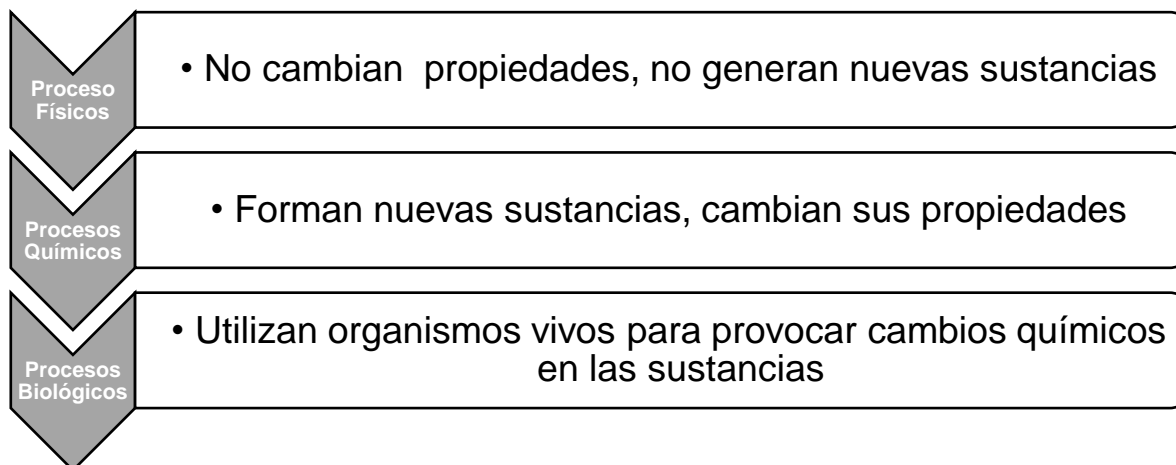


Figura 1. Características y objetivos de los procesos físicos, químicos y biológicos para el tratamiento de las aguas residuales (SEMARNAT, 2013).

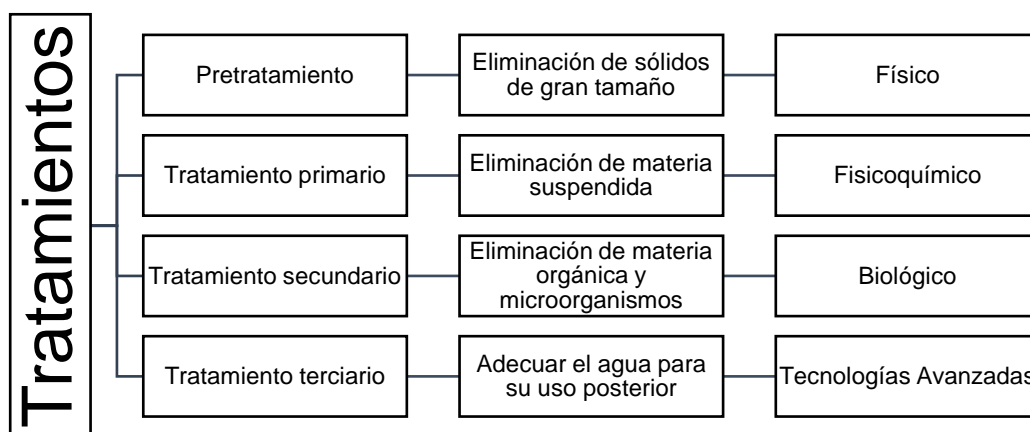


Figura 2. Clasificación convencional del tren de tratamiento con objetivos y procesos empleados (SEMARNAT, 2013).

1.4.3 Procesos físicos

Los procesos físicos para el tratamiento de las aguas residuales, mejor conocidos como pretratamientos, tienen como objetivo eliminar, reducir o modificar los componentes del agua bruta que pueden ocasionar problemas operativos a etapas posteriores (Fernández, 2015). Los componentes por eliminar son los sólidos de gran tamaño, textiles, arenas, botellas, palos, piedras, trapos, espumas, grasas, entre otros (Delgadillo *et al.*, 2010). Estos materiales ocasionan problemas de diferente índole a las instalaciones de depuración, pueden provocar la obstrucción de colectores, canales o tuberías, dañar equipos de bombeo, bloquear mecanismos

en movimiento o atascar las purgas de las unidades, entre otros problemas (Fernández, 2015).

Las operaciones de pretratamiento dependen de la calidad del agua bruta a tratar, las variaciones tanto del caudal como de su carga, del tipo de tratamiento primario y secundario adoptado. El cuadro 5, muestra algunos ejemplos de procesos que pueden emplearse como pretratamiento junto con su función (Metcalf y Eddy, 2003).

Cuadro 5. Ejemplos de pretratamiento con su función y principio (Metcalf y Eddy, 2003).

Proceso	Función y principio
Rejas o tamices.	Eliminación de sólidos gruesos, a través de rejas y tamices de diversos tamaños.
Trituradores.	Desmenuzamiento de sólidos, tras aplicar fuerza mecánica.
Desarenadores.	Eliminación de arenas y gravilla, empleando un flujo laminar y ondulaciones en la parte baja del caudal.
Desengrasadores.	Eliminación de aceites y grasas, por medio de rejillas mecánicas.
Preaeración.	Control de olor y mejoramiento del comportamiento hidráulico, al introducir aire de forma mecánica.
Homogeneizador.	Homogeneiza el caudal y características del agua, en algún estanque o laguna.
Neutralización.	Neutraliza pH, temperatura y carga orgánica, al mezclar y de ser necesario añadiendo algunos compuestos químicos.

1.4.4 Procesos fisicoquímicos

Los procesos fisicoquímicos para el tratamiento de las aguas residuales, también conocidos como tratamientos primarios, tiene como objetivo la remoción del material sedimentable o flotante por medios fisicoquímicos (Ramalho, 1996). Es decir, que son etapas capaces de remover una fracción importante de la carga orgánica que puede representar entre el 25 % - 40 % de la DBO5 y entre el 50 % - 65 % de los sólidos suspendidos. En el Cuadro 6 se muestran las operaciones unitarias que pueden ser empleadas en este sistema (Rojas, 2002).

Cuadro 6. Ejemplos de tratamiento primario con su función y principio (Rojas, 2002).

Proceso	Función y principio
Flotación.	Separar partículas sólidas y líquidas de baja densidad, tras introducir aire al agua.
Filtración.	Remueve las partículas en suspensión, al pasar a través de un medio poroso.

Intercambiador- iónico	Ablandar el agua, al generar un intercambio iónico que reduce los iones libres
Sedimentador.	Separa partículas sólidas, aprovechando la forma del reactor y fuerza de la gravedad
Coagulación- floculación.	Neutraliza las partículas para que estas se aglutinen entre sí, y se separen por gravedad.

1.4.5 Procesos biológicos

Los procesos biológicos para el tratamiento de las aguas residuales, usualmente empleados como tratamientos secundarios tienen como objetivo la reducción de los compuestos orgánicos presente en el agua residual, acondicionada previamente mediante tratamiento primario; esto se realiza exclusivamente por procesos biológicos (Metcalf y Eddy, 2003). El tratamiento biológico es una opción para depurar las aguas residuales y que se basa en la capacidad que tienen los microorganismos para reducir o convertir la materia orgánica en sólidos sedimentables, lodos, tejido celular y diferentes gases (Rojas, 2002).

El proceso biológico más usado, y la base de la mayoría de las tecnologías tratadoras, es el de lodos activados. Los lodos activados están compuestos por un fango microbiano que ha crecido a partir de materia orgánica presente en el agua residual (Ramalho, 1996). Otros ejemplos de tecnologías biológicas son los filtros percoladores, lechos fluidizados, biodiscos y lagunas de estabilización (Rojas, 2002).

1.4.5.1 El pH y temperatura en el metabolismo microbiano

Para lograr un adecuado funcionamiento de los sistemas biológicos es indispensable generar las condiciones ambientales favorables de pH para el desarrollo y crecimiento de la biomasa (Cajigas *et al.*, 2005). El pH indica la concentración de iones hidrógeno en una disolución. Se utiliza esta notación como medida de la naturaleza ácida o alcalina de una solución acuosa. Muchas propiedades de las sustancias químicas dependen de la concentración del ión hidrógeno en solución (Myers, 2010).

En las aguas residuales, el pH se encuentra entre 6.5 - 8.5, rango que aún favorece el sustento de la vida (Metcalf y Eddy, 2003). Los valores de pH mayores a 9.2

tienen efectos inhibidores en el crecimiento microbiano, de igual manera propician la precipitación de compuestos pesados alterando la composición del agua residual. Por otro lado, en un pH menor a 5 la población microbiana tiende a disminuir, además en este ambiente es más fácil la disolución de metales pesados, haciendo más complejo el tratamiento (Cajigas *et al.*, 2005).

Por su parte, la temperatura del agua residual es mayor que la temperatura de agua para abastecimiento, como consecuencia de la incorporación de agua caliente proveniente del uso doméstico e industrial. Este parámetro es importante en el tratamiento de aguas residuales debido a que muchos procesos biológicos dependen de la temperatura (Crites y Tchobanoglous, 2000).

El rango óptimo para el desarrollo microbiano se encuentra entre 25 °C y 35 °C (Madigan *et al.*, 1997). Cuando la temperatura se acerca a los 50 °C, tanto los procesos de digestión aerobia como los de nitrificación bacteriana se detienen; por otro lado, cuando la temperatura es menor a 5 °C la actividad microbiana se inhibe (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.4.5.2 Importancia del oxígeno en el metabolismo microbiano

El oxígeno es un elemento químico gaseoso, incoloro, inodoro e insípido, abundante en la corteza terrestre, en la atmósfera y los océanos (Espinoza *et al.*, 2014). Este gas juega un papel primordial en el tratamiento biológico de las aguas residuales, esto se debe a que la ausencia o presencia de este condiciona el tipo de microorganismos que se encargarán de degradar y eliminar la materia orgánica presente en el agua residual, en función de esto los tratamientos pueden ser procesos aerobios, anaerobios o mixtos (Mejía-López *et al.*, 2017). En el Cuadro 7 se puede observar la estrecha relación que existe entre los microorganismos y el oxígeno, y sus efectos en el metabolismo (Madigan *et al.*, 1997).

Cuadro 7. Relaciones microbianas con el oxígeno.

Grupo	Relación con el O ₂	Metabolismo
	Aerobios	
Estrictos	Necesario	Respiración aerobia

Facultativos	No necesario, pero crecen mejor con O ₂	Respiración aerobia, respiración anaerobia o fermentación
Microaerófilos	Necesario a bajas concentraciones	Respiración aerobia
Anaerobios		
Aerotolerantes	No necesario, ni crecen mejor con O ₂	Fermentación
Estrictos	Dañino o letal	Respiración anaerobia o fermentación

1.4.5.3 Metabolismo microbiano

El mecanismo más importante para la remoción de la materia orgánica presente en el agua residual, es el metabolismo bacteriano (Arango y Sanches, 2009). El metabolismo consiste en la utilización de la materia orgánica como fuente de energía y carbono para generar nueva biomasa bacteriana (Madigan *et al.*, 1997). Cuando la materia orgánica es metabolizada, parte de ella es transformada químicamente a productos finales en un proceso que es acompañado por la liberación de energía llamado “Catabolismo”. Otro proceso denominado “Anabolismo o Síntesis” ocurre simultáneamente, donde parte de la materia orgánica se transforma en nuevo material celular (Figura 3) (Arango y Sanches, 2009).

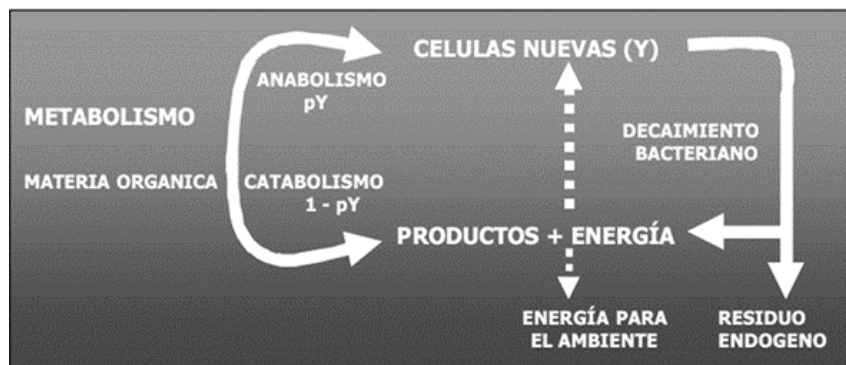


Figura 3. Representación Esquemática del Metabolismo Bacteriano.

El anabolismo es un proceso que consume energía y solamente es viable si el catabolismo está ocurriendo para proporcionarle la energía necesaria para la

síntesis celular. Por otro lado, el catabolismo solo es posible si existe la presencia de una población bacteriana viva (García, 2018).

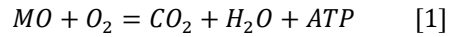
El catabolismo se divide en dos procesos fundamentalmente diferentes: catabolismo oxidativo y catabolismo fermentativo. El catabolismo oxidativo es una reacción redox, donde la materia orgánica es el reductor que es oxidada por un oxidante. El catabolismo fermentativo se caracteriza por el hecho de no haber presencia de un oxidante: el proceso resulta en un reordenamiento de los electrones de la molécula fermentada de un modo tal que se forman como mínimo dos productos (Arango y Sanches, 2009). Generalmente son necesarias varias fermentaciones secuenciales para que se formen productos estabilizados (García, 2018).

1.4.5.4 Respiración y digestión aerobia

La respiración aeróbica es un tipo de metabolismo energético en el que los seres vivos extraen energía de moléculas orgánicas, como la glucosa, por un proceso complejo en el que el carbono es oxidado y en el que el oxígeno procedente del aire es el oxidante empleado (Madigan *et al.*, 1997). La respiración aeróbica es el proceso responsable de que la mayoría de los seres vivos, los llamados por ello aerobios, requieran oxígeno. La respiración aeróbica es propia de los organismos eucariontes en general y de algunos tipos de bacteria (Gama, 2007).

El oxígeno que, como cualquier gas, atraviesa sin obstáculos las membranas biológicas, atraviesa primero la membrana plasmática, luego las membranas mitocondriales, donde se une a electrones y protones formando agua, obteniendo la energía necesaria para la fosforilación del ATP (Berg *et al.*, 2008). En presencia de oxígeno, el ácido pirúvico, obtenido durante la fase primera anaerobia o glucólisis, es oxidado para proporcionar energía, dióxido de carbono y agua. A esta serie de reacciones se le conoce con el nombre de respiración aeróbica (Campos *et al.*, 2002).

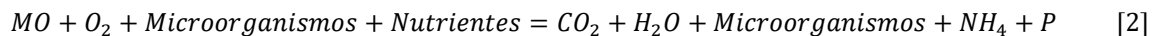
La ecuación 1 muestra la reacción química global de la respiración:



Dónde:

- MO, es la materia orgánica del organismo o entorno;
- O₂, es el oxígeno del ambiente;
- CO₂, es el dióxido de carbono producto de la exhalación;
- H₂O, es el vapor de agua generado por la exhalación;
- ATP, es el adenosín trifosfato que proporciona energía al organismo.

La digestión aerobia es un proceso realizado por diversos grupos de microorganismos, principalmente bacterias y protozoos que, en presencia de oxígeno actúan sobre la materia orgánica disuelta, transformándola en productos finales inocuos y materia celular (Madigan *et al.*, 1997).



Dónde:

- MO, es la materia orgánica del organismo o entorno;
- O₂, es el oxígeno del ambiente;
- CO₂, es el dióxido de carbono producto de la exhalación;
- H₂O, es el vapor de agua producto de la digestión;
- NH₄, es el amonio generado por la digestión;
- P, fósforo obtenido por la digestión.

1.4.5.5 Tratamientos aerobios

Los principales objetivos de los sistemas de tratamiento biológico son la coagulación y eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica. Los procesos aerobios se ubican dentro de las alternativas más utilizadas (Metcalf y Eddy, 2003). El tratamiento aerobio ha tenido éxito en la remoción de contaminantes orgánicos en estado disuelto y coloidal de las aguas residuales. El buen funcionamiento del proceso depende de una serie de factores ambientales, del tipo de sustrato, del mecanismo de biodegradación, de la composición de la biomasa y de la dinámica de la población (Mijaylova y Soriano, 2016).

Los lodos activados es el proceso de tratamiento aerobio de aguas residuales más utilizado; a pesar de tener altos costos de inversión, operación y mantenimiento. Es un proceso estable, flexible y con altas eficiencias de remoción de materia orgánica (Buitrón *et al.*, 2018). Este funciona de la siguiente manera: el agua residual entra

al reactor en el que se encuentra un cultivo de microorganismos, las condiciones aerobias y la materia en suspensión se mantienen por el suministro de aire, que se realiza mediante de sistemas de difusión o de aeración mecánica. Después de un determinado tiempo de retención el efluente pasa a un tanque de sedimentación secundaria, donde se separa del agua tratada. Esta sale por la parte superior del tanque y los microorganismos junto con otros productos de la degradación se separan en forma de flóculos. Una parte de la biomasa sedimentada se retorna al tanque de aeración para mantener una concentración deseada de sólidos suspendidos volátiles, microorganismos, y la otra parte se retira del sistema como desecho, denominado "lodo residual" (Ramírez, 2004).

1.4.5.6 Respiración y digestión anaerobia

La respiración anaerobia es un proceso biológico que consiste en la oxidorreducción de monosacáridos y otros compuestos, en el que el aceptor terminal de electrones es una molécula inorgánica distinta del oxígeno; y más raramente una molécula orgánica, a través de una cadena transportadora de electrones análoga a la mitocondria en la respiración aeróbica (Pumarola *et al.*, 2010).

La respiración anaerobia demuestra que los seres vivos no respiran únicamente oxígeno, pueden respirar otras sustancias como sulfatos, nitratos u otros compuestos (Rodríguez, 2009). No debe confundirse con la fermentación, que es un proceso también anaeróbico, en el que no participa una cadena transportadora de electrones y el aceptor final de electrones es siempre una molécula orgánica como el piruvato (Madigan *et al.*, 1997) (Cuadro 8).

Cuadro 8. Ejemplos de respiración anaerobia (Madigan *et al.*, 1997)

Aceptor	Producto final	Microorganismo
Nitrato	Nitritos, óxidos de nitrógeno y N ₂	<i>Pseudomonas, Bacillus</i>
Sulfato	Sulfuros	<i>Desulfovibrio, Clostridium</i>
Azufre	Sulfuros	<i>Thermoplasma</i>
Tiosulfato	Sulfato y sulfuro	<i>Thermotogae, Thermoanaerobacteriales</i>

CO ₂	Metano	<i>Methanococcus,</i> <i>Methanosarcina,</i> <i>Methanopyrus</i>
Fe ³⁺	Fe ²⁺	<i>Shewanella, Geobacter,</i> <i>Geospirillum, Geovibrio</i>
Mn ⁴⁺	Mn ²⁺	<i>Shewanella putrefaciens</i>
Seleniato	Selenito	<i>B. selenatarsenatis</i>
Arseniato	Arsenito	<i>Desulfotomaculum,</i> <i>Chrysiogenetes</i>
Fumarato	Succinato	<i>Wolinella succinogenes,</i> <i>Desulfovibrio, E. coli</i>
DMSO	DMS	<i>Campylobacter,</i> <i>Escherichia</i>
TMAO	TMA	<i>Escherichia coli</i>
Clorobenzoato	Benzoato	<i>Desulfomonile</i>

La digestión anaerobia es el proceso fermentativo que ocurre en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales, en el cual microorganismos descomponen material biodegradable en ausencia de oxígeno. Este proceso genera diversos gases, entre los cuales el dióxido de carbono y el metano son los más abundantes, como se muestra (Figura 4) (Rodríguez, 2009). En biodigestores se aprovecha esta liberación de gases para ser usados, posteriormente, como combustible. La intensidad y duración del proceso anaeróbico varían dependiendo de diversos factores, entre los que se destacan la temperatura y el pH del material biodegradado (Melosi, 2008).



Figura 4. Ejemplificación gráfica de la digestión anaerobia.

La degradación anaerobia de la materia orgánica requiere la intervención de diversos grupos de bacterias facultativas y anaerobias estrictas, las cuales utilizan en forma secuencial los productos metabólicos generados por cada grupo (Madigan *et al.*, 1997). En el primer grupo, se debe hidrolizar los compuestos de mayor peso molecular, tanto los disueltos como los no disueltos, por medio de enzimas. En especial, se digieren polímeros, como polisacáridos, lípidos, proteínas y ácidos nucleicos, formándose los correspondientes oligómeros y monómeros; azúcares,

alcoholes, ácidos grasos, glicerol, polipéptidos, aminoácidos, bases púricas, y compuestos aromáticos (Lorenzo *et al.*, 2014).

La segunda etapa la llevan a cabo bacterias acidogénicas que transforman estos oligómeros y monómeros a ácidos grasos volátiles; principalmente los ácidos propiónico, butírico y valérico (Madigan *et al.*, 1997). Las bacterias acetogénicas en la tercera etapa transforman los ácidos grasos volátiles, principalmente en ácido acético. En la última etapa, las bacterias metanogénicas acetoclastas transforman las sustancias anteriores en metano y dióxido de carbono (Lorenzo *et al.*, 2014).

Ahora bien, la digestión anaerobia como tratamiento en el agua residual, es un proceso microbiológico complejo que se realiza en ausencia de oxígeno, donde la materia orgánica es transformada a biomasa y compuestos orgánicos, la mayoría de ellos volátiles (Bermúdez *et al.*, 2003). Durante este proceso también se obtiene un gas combustible o biogas, y lodos con propiedades adecuadas para ser usados como bioabonos (FAO, 2011).

1.4.5.7 Fermentaciones

La fermentación es un proceso catabólico de oxidación incompleta, que no requiere oxígeno, y cuyo producto final es un compuesto orgánico. El proceso de fermentación es característico de algunos microorganismos (Madigan *et al.*, 1997). Desde el punto de vista energético, las fermentaciones son muy poco rentables si se comparan con la respiración aeróbica, ya que a partir de una molécula de glucosa solo se obtienen dos moléculas de ATP, mientras que en la respiración se producen de 36 a 38 moléculas (Nelson *et al.*, 2008).

Se presenta una fermentación natural cuando las condiciones ambientales permiten la interacción de los microorganismos y los sustratos orgánicos susceptibles; es de tipo artificial cuando el ser humano propicia condiciones y el contacto referido (Tortora *et al.*, 2007); esta puede clasificarse según los productos finales (Figura 5).

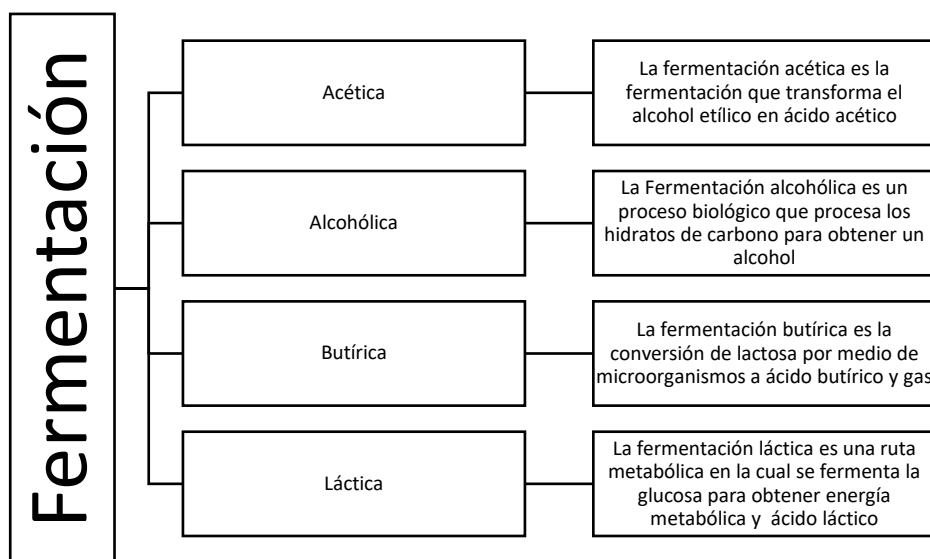


Figura 5. Tipos de fermentaciones (Tortora *et al.*, 2007).

1.4.5.8 Tratamientos anaerobios

En nuestra sociedad actual es un imperativo restaurar la calidad del agua usada para la protección del medio ambiente (Fernández, 2012). Para ello, todas las posibilidades de tratamientos económicos y prácticos deben ser considerados, en particular los tratamientos biológicos, por su capacidad de biodegradar compuestos contaminantes a intermediarios sencillos (Ramírez y Vega, 2017).

El proceso de tratamiento de aguas residuales tipo anaerobio se caracteriza por la conversión completa de los contaminantes orgánicos en el agua residual, a una mezcla de gases como el CH₄, CO₂, H₂ y H₂S (Bermúdez *et al.*, 2003). Este proceso debe estar equilibrado para evitar la acumulación de los ácidos grasos volátiles y por tanto impedir una repentina caída en el pH del sistema, que puede conducir a un fallo completo del proceso de conversión de digestión anaerobia, puesto que el sistema debe contener mayoritariamente bacterias metanogénicas y no acidogénicas (Molina *et al.*, 2008).

Adicionalmente, estos tratamientos son capaces de degradar ciertos compuestos tóxicos en un espacio más compacto y con altas eficiencias (Lorenzo y Obaya, 2006). Dentro de este gremio, la tecnología que más destaca son los reactores anaerobios de flujo ascendente, UASB por sus siglas en inglés, y los filtros

anaerobios. Estos procesos están siendo rápidamente implementados a nivel mundial con un alto porcentaje de aceptación en América Latina, y puede ser adaptable a las características del residual a tratar y el lugar donde se quiera implementar (Bermúdez *et al.*, 2003).

1.5 Reactores UASB

Los reactores UASB, del inglés Upflow Anaerobic Sludge Blanket, fueron desarrollados a mediados de los años 70 en la Universidad de Wageningen (Holanda) por un equipo dirigido por el doctor Gatzke Lettinga. Dicha tecnología fue implementada en el tratamiento de aguas residuales con una concentración de materia orgánica media y elevada; y su primera aplicación a escala industrial fue en la industria azucarera alemana (González *et al.*, 2020).

Estos reactores consisten en un tanque, en el cual las aguas residuales son introducidas desde la parte inferior y emergen por la parte superior, estableciendo un flujo ascendente; siendo la mezcla del sistema promovida por el flujo ascensional del fluido y por las burbujas de gas (Hulshoff, 1987). En la figura 6, se presenta un esquema de un reactor UASB en el que se distinguen básicamente tres zonas; a) la zona de entrada, donde el efluente a ser tratado es uniformemente distribuido en la base del reactor y encaminado ascensionalmente a la zona de digestión; b) la zona de digestión, donde el efluente pasa a través de un lecho de bacterias anaerobias y donde los contaminantes son degradados y transformados en gas; y por último, c) la zona de sedimentación, localizada en la parte superior del reactor, allí sucede la separación del gas, sólido y líquido (Arango y Sanches, 2009).

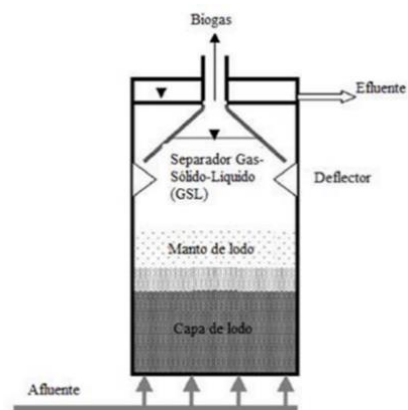


Figura 6. Esquema de un reactor UASB.

1.5.1 Funcionamiento de los reactores UASB

El reactor UASB podría reemplazar al sedimentador primario, digestor anaerobio de fangos, tratamiento aerobio, y al sedimentador secundario de una planta convencional de tratamiento aerobio de aguas residuales (Arango y Sanches, 2009). Sin embargo, el efluente de los reactores UASB normalmente necesita un tratamiento posterior para lograr degradar la materia orgánica remanente, nutrientes y patógenos. Este postratamiento puede referirse a sistemas convencionales aerobios como lagunas de estabilización, plantas de fangos activos y otros (González *et al.*, 2020).

La tecnología UASB es un sistema trifásico de alta carga que opera como un sistema de crecimiento en suspensión. La elevada concentración de biomasa en el UASB lo hace más tolerante a la presencia de tóxicos, el manto de fangos se compone de gránulos o partículas además del agua residual (Hulshoff, 1987). El fenómeno de granulación que rige la formación de los gránulos constituye la parte fundamental del proceso, puesto que el tratamiento se da cuando el agua se pone en contacto con los gránulos (Tilley *et al.*, 2011).

Los gases producidos bajo condiciones anaerobias provocan la recirculación interna, lo que ayuda en la formación y mantenimiento de las partículas biológicas, sobre las cuales algunas partículas de gas se adhieren (Tilley *et al.*, 2011). El gas libre y el gas adherido a gránulos se retienen en el colector en la parte alta del reactor, mientras que el líquido que ha pasado a través del manto contiene algunos sólidos residuales y gránulos biológicos que pasan a través del sedimentador donde los sólidos se separan del futuro efluente (Hulshoff *et al.*, 2004). Por su parte, los sólidos retornan al caer a través del sistema de bafle en la parte alta del manto de lodos (Tilley *et al.*, 2011).

Para lograr una operación correcta del sistema se requiere la formación de biomasa floculante, y la puesta en marcha suele requerir la inoculación previa del reactor con grandes cantidades de fangos de algún otro sistema de operación (Hulshoff *et al.*, 2004). El proceso UASB se puede aplicar a una amplia variedad de aguas

residuales, para ello son necesarias unas etapas previas de adecuación del influente antes de ingresarlas al reactor, como, por ejemplo; eliminación de aceites y grasas, desarenado, corrección de pH. Tras este tipo de pretratamientos, el UASB puede convertir entre el 70 y 95 % de la materia orgánica biodegradable en una corriente de biogás valorizable (Tilley *et al.*, 2011).

La tecnología de alta carga, se basa en el crecimiento del fango granular y en el separador de tres fases (biogás-líquido-sólido); ha tenido un gran éxito comercial alrededor del mundo (Hulshoff, 1987). El funcionamiento de un reactor UASB se conforma de dos secciones principales; el manto de lodos y el separador GLS (Gas, Líquido y Sólido), como se muestra en la Figura 7 (Tilley *et al.*, 2011).

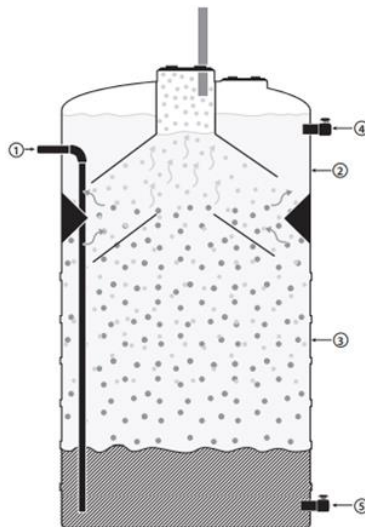


Figura 7. Funcionamiento de un reactor tipo UASB.

Dónde: [1] el afluente ingresa desde el fondo del tanque y atraviesa el manto de lodos constituido por microorganismos que llevan a cabo la degradación de los contaminantes orgánicos; [2] separador GLS de tres fases, cuya función es la de coleccionar el biogás producido por las bacterias; [3] de manera simultánea, promueve la sedimentación de los sólidos; [4] finalmente, el agua tratada sale por la parte superior del reactor; [5] los lodos en exceso generados son purgados por el fondo del reactor (Rotoplas, 2018).

1.5.1.1 Ruta de degradación

La concentración orgánica de aguas residuales es de naturaleza compleja, para que las bacterias en los digestores anaeróbicos accedan al potencial energético del material se requieren de cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Gandarillas *et al.*, 2017).

La hidrólisis se lleva a cabo a partir de bacterias fermentativas producen enzimas extracelulares que hidrolizan los biopolímeros fuera de la pared celular con la finalidad de separar los componentes orgánicos complejos; polisacáridos, proteínas y lípidos; en moléculas más simples y solubles como azúcares, aminoácidos y ácidos grasos (Aiyuk *et al.*, 2006).

En la acidogénesis, los monómeros generados atraviesan fácilmente la pared de las bacterias acidogénicas para fermentarse en acetatos y ácidos grasos volátiles de cadena corta, tales como propionatos y butiratos. Adicionalmente, se genera amoníaco, sulfuro de hidrógeno, dióxido de carbono e hidrógeno (Powar *et al.*, 2013)

En la tercera etapa, conocida como acetogénesis, los ácidos grasos volátiles producidos a través de la etapa anterior, son digeridos adicionalmente por las bacterias hetero-acetogénicas para producir en gran parte ácido acético, así como también dióxido de carbono e hidrógeno (Gandarillas *et al.*, 2017).

La última etapa de la digestión anaerobia es el proceso biológico de la metanogénesis, la cual es una etapa sensible al pH que ocurre entre 6.5 - 8. Aquí, los metanógenos usan los productos intermedios de las etapas precedentes y los convierten en biogás compuesto por metano, dióxido de carbono y agua (Powar *et al.*, 2013).

La metanogénesis se produce por dos vías: la síntesis de metano a partir del dióxido de carbono y el hidrogeno generado en la acidogénesis debido a la actividad de los metanógenos litotróficos, causantes del 30 % del metano producido y la descomposición del ácido acético a metano por medio de los metanógenos acetotróficos que se ocupan del 70 % restante de metano. Los metanógenos litotróficos deben mantener la presión parcial de hidrógeno en un nivel

extremadamente bajo para permitir condiciones termodinámicas favorables para la conversión de los ácidos volátiles a acetato, de otro modo, los ácidos volátiles de cadena larga tales como el ácido propiónico y ácido butírico se acumularán en el sistema (Escalera, 2004).

1.5.1.2 Formación de gránulos

La granulación resulta de la autoinmovilización microbiana, la formación de agregados, el crecimiento de los mismos, y el descenso por acción de la gravedad (Sosa, 2013). Este proceso se desarrolla progresivamente durante el periodo operacional del reactor, un gránulo, en aguas residuales, puede definirse como un conglomerado de microbios con una estructura densa y definida (Mendes, 2015). Estos se forman tanto por la floculación como la sedimentación; mediante la adhesión microbiana, es decir, el proceso que se da cuando una célula se adjunta a otra célula; que se da en los tratamientos de las aguas residuales (Buitrón *et al.*, 2018). Su diámetro oscila entre los 0.14 y 5 mm de espesor, su tamaño se ve influido por las características del efluente (Sosa, 2013).

Ahora bien, los gránulos generados bajo condiciones ácidas tienden a ser más pequeños que los que surgen a partir de ambientes acidogénicos (Hulshoff *et al.*, 2004). Por otra parte, su estructura morfológica depende del reactor, aunque los gránulos esféricos son los más comunes (Sosa, 2013). La formación de la estructura granular de los lodos anaerobios puede ser considerado como la condición principal del éxito de la tecnología UASB (Hulshoff, 1987). El uso de lodos granulados permite aplicar cargas volumétricas aplicadas más allá de la común, para ello, es necesario controlar eficientemente las condiciones hidrodinámicas del reactor (Hulshoff *et al.*, 2004).

1.5.1.3 Producción de biogás

El biogás es un gas combustible que se genera en medios naturales o en dispositivos específicos, por las reacciones de biodegradación de la materia orgánica, mediante la acción de microorganismos y otros factores, en ausencia de oxígeno (Venegas *et al.*, 2019). Este gas, adecuadamente depurado, se puede utilizar para producir energía eléctrica mediante turbinas o plantas generadoras a

gas, y también para producir calor en hornos, estufas, secadores, calderas, calefacción u otros sistemas debidamente adaptados (FAO, 2011). Una de las formas de obtener este producto es por medio de la digestión anaerobia (Venegas *et al.*, 2019).

La digestión anaerobia es un proceso bioquímico en el cual un grupo de diferentes tipos de microorganismos, en ausencia de oxígeno molecular, promueven la transformación de compuestos orgánicos complejos; carbohidratos, proteínas y lípidos; en productos más simples, como metano, gas carbónico, gas sulfhídrico y amonio (Torres *et al.*, 2011). Los microorganismos que participan en la digestión anaerobia actúan por medio de reacciones específicas secuenciales, las cuales cuentan con bacterias especializadas en cada una de ellas (Madigan *et al.*, 1997).

El proceso de digestión anaerobia puede ser simplificado considerando cuatro fases principales: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Torres, 2012). En las fases de hidrólisis y acidogénesis se produce más energía y los organismos responsables crecen con mayor velocidad, por lo que la recuperación de las poblaciones frente a alguna alteración del medio es rápida. En las fases de acetogénesis y metanogénesis los rendimientos de energía son tan bajos que la actividad de las bacterias asociadas es extremadamente lenta y cualquier alteración tarda mucho tiempo en corregirse (Torres *et al.*, 2011).

1.6 Parámetros de diseño, operación y control de un reactor UASB

En el arranque de los reactores anaerobios, el inicio está caracterizado por una baja actividad biológica, relacionada con el crecimiento de las bacterias acidogénicas, acetogénicas y metanogénicas como biomasa dispersa y adherida (Orozco *et al.*, 2014). Tradicionalmente el arranque es la etapa considerada más inestable y crítica en el proceso anaerobio, por lo que debe iniciarse con tiempos de retención hidráulicos elevados para asegurar una buena asimilación del sustrato por parte de las bacterias y mantener una carga orgánica inicial baja, la cual puede ir aumentando a medida que el reactor se estabiliza (Hulshoff, 1987).

Durante la operación de los reactores anaerobios se recomienda el seguimiento de algunos parámetros fisicoquímicos y el uso de algunas herramientas que permitan

evaluar su desempeño (Orozco *et al.*, 2014). Para monitorear la eficiencia del proceso se requiere medir sólidos suspendidos totales, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno y organismos patógenos (Pérez y Torres, 2008).

Para monitorear la estabilidad se deben evaluar; pH, ácidos grasos volátiles, alcalinidad, y la composición del biogás. Por otro lado, para llevar a cabo el monitoreo de la cantidad y calidad del lodo se deben determinar tanto los sólidos totales y volátiles totales puesto que estos servirán como características cuantitativas del lodo, aunque también se debe evaluar la actividad metanogénica específica, ensayos de índice volumétrico de lodos, velocidad de sedimentación y granulometría (Pérez y Torres, 2008).

1.6.1 Tiempo de retención hidráulico

El tiempo de retención hidráulica (TRH) en un digestor es uno de los factores más importantes para el control de los sistemas de digestión anaerobia. Este puede definirse como el tiempo que una unidad de fluido permanece en un recipiente con volumen determinado (Caldera *et al.*, 2003). Otras definiciones plantean que el TRH es el lapso durante el cual un sustrato permanece en el reactor, sometido a la acción de los microorganismos (Ramalho, 1996).

Independientemente de la definición, es importante monitorear este parámetro puesto que se ha demostrado que un bajo TRH en reactores UASB puede propiciar la disminución en el porcentaje de remoción de materia orgánica y la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) (Nadais *et al.*, 2001). Adicionalmente, se sabe que cuanto mayor sea el TRH mayor producción de biogás por unidad de materia orgánica introducida se generará, por tanto, es fundamental determinar el tiempo óptimo y mantenerlo (Sosa, 2013). El TRH, es igual al volumen del líquido del reactor dividido por el flujo introducido al reactor este se calcula mediante la aplicación de la ecuación 3.

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad [3]$$

Donde: TRH es tiempo de retención hidráulico en días; Q es el caudal en m³/día; y, V es el volumen útil del reactor en m³.

1.6.2 Carga volumétrica aplicada

Al diseñar un reactor tipo UASB es indispensable calcular el volumen y tamaño del sistema, esto suele hacerse mediante la selección de la carga volumétrica aplicada (CVA) que proporciona una calidad de efluente satisfactorio y un factor de seguridad de funcionamiento adecuado (Pacco *et al.*, 2018). La CVA es un criterio que permite garantizar la eficiencia de utilización del volumen útil del reactor. Este factor corresponde a la masa de materia orgánica introducida en el reactor por unidad de volumen, como se muestra en la Ecuación 4 (Malina y Pohland, 1992).

$$CVA = \frac{DQO * Q}{V} \quad [4]$$

Donde: CVA es la carga volumétrica aplicada en kg/m³*día; DQO la concentración de la demanda química de oxígeno en kg/m³; Q es el caudal en m³/día; y, V es el volumen útil del reactor en m³.

1.7 Usos y aplicaciones de los reactores UASB

Los reactores UASB son tanques en los que las aguas residuales son introducidas por la parte inferior y tienen salida por la parte superior, estableciendo un flujo ascendente que permite la depuración de los contaminantes por gravedad y la mineralización de estos por la acción de los microorganismos, generando así, biogás (Arango y Sanches, 2009). Los reactores UASB fueron desarrollados para el tratamiento de aguas residuales industriales con una concentración de materia orgánica media y elevada (González *et al.*, 2020).

Estos sistemas se emplean en el tratamiento de diversos tipos de aguas residuales, aunque para ello, es necesario realizar un diseño y construcción específico (Malina y Pohland, 1992). Las aguas que este reactor puede tratar son las del sector alimenticio, como por ejemplo; las provenientes de la industria láctea, fabricación de papel, industria farmacéutica, cervecerías y similares, y de producción del azúcar; además de aguas residuales domésticas, entre otras (Lorenzo y Obaya, 2006).

1.7.1 Tratamiento de Aguas Residuales de las descargas de la industria alcoholera

Los procesos que involucran la digestión anaerobia son muy utilizados para el tratamiento de aguas residuales (TAR) de la industria alcoholera debido a su capacidad para tratar aguas con alta carga orgánica. Los reactores UASB son de las tecnologías más empleadas por su capacidad de depuración de las aguas, así como también, por la generación de biogás (Lorenzo y Obaya, 2005).

Se ha demostrado que el empleo de esta tecnología en destilerías disminuye el impacto ambiental de la producción de etanol, pues se obtiene una reducción de la carga contaminante de las vinazas en un 70 %, a la vez que se genera biogás que puede utilizarse con fines energéticos, y dos subproductos: agua tratada y biofertilizante, como sustitutos de fertilizantes químicos y agua de riego. Esto hace a la producción de etanol amigable con el medio ambiente (Lorenzo *et al.*, 2014; Sosa, 2013).

En un estudio previo realizado por Lorenzo *et al.* (2014) se demostró que los reactores UASB son viables económicamente puesto que pudieron tratar 800 m³/d de vinazas produciendo 13 070 m³ de biogás/d, para una generación diaria de electricidad de 22 220 kWh y 4,70 t/d de lodo fertilizante. Lo que los convierte en una alternativa eficiente para el tratamiento de las aguas residuales de la industria alcoholera (Lorenzo *et al.*, 2014)

1.7.2 Tratamiento de Aguas Residuales de la industria láctea

La industria alimenticia es considerada una de las más contaminantes a nivel mundial, debido a que produce residuales con altas cargas orgánicas, las cuales son de difícil degradación en el ambiente (Arango y Sanches, 2009). Una de estas industrias es la láctea, su principal residual es el lactosuero, subproducto que se obtiene durante la elaboración del queso tras la separación de la caseína, constituye aproximadamente el 85 - 95 % del volumen de la leche y contiene la mayor parte de los compuestos hidrosolubles de ésta, se compone principalmente de lactosa, proteínas, grasas y minerales, con un contenido de materia orgánica entre 40 y 60 g/L de DBO y entre 50 y 80 g/L de DQO (Guerrero-Rodríguez *et al.*, 2012).

La composición del lactosuero varía, dependiendo del sistema de coagulación se obtienen dos tipos de lactosuero: dulce o ácido, con valores de pH entre 6 - 6.6 y 4.3 – 4.7, respectivamente (Kalyuzhnyi *et al.*, 1996). La continua descarga de lactosuero en los suelos puede dañar su estructura física y química, reducir la producción de cultivos e incluso puede provocar serios problemas de contaminación en aguas subterráneas y superficiales (Arango y Sanches, 2009). Pese a lo antes descrito, la digestión anaerobia es una alternativa viable para el tratamiento de las aguas residuales de la industria láctea. Por ejemplo, los reactores UASB han sido utilizados en las últimas décadas para el tratamiento de este tipo de residuales, obteniendo eficiencias de remoción que varían entre 85 y 99 % de DQO (Guerrero-Rodríguez *et al.*, 2012).

En (2009), los investigadores Arango y Sanches evaluaron el rendimiento y capacidad de un reactor UASB para remover la carga de materia orgánica contenida en suero de quesería. Observaron una reducción en la eficiencia de remoción de la DQO hasta niveles de 77 % cuando la CVA aumento a 18.6 g DQO/L*d. La producción máxima de gas metano que pudieron generar fue de 0.27 L CH₄ /g DQO afluente, con un contenido de metano en el biogás de 56%. No obstante, en estudios similares, el empleo de estos sistemas en la depuración de aguas residuales en la agroindustria láctea ha presentado resultados satisfactorios, inclusive con cargas orgánicas superiores a los 20 g DQO/L*d, lo que indica que podría es una tecnología con gran potencial en este giro (Kalyuzhnyi *et al.*, 1996).

1.7.3 Tratamiento de Aguas Residuales de la industria porcina

El efluente líquido proveniente de los procesos de crianza intensiva de cerdos consiste principalmente en una mezcla de excretas líquidas y sólidas, combinada con el agua utilizada para la limpieza de las instalaciones (Pacco *et al.*, 2018). La disposición de los efluentes porcinos sin un tratamiento adecuado puede causar severos daños en el medio ambiente y en la salud humana, por las altas concentraciones en materia orgánica, nutrientes y organismos patógenos presentes (Xu *et al.*, 2016).

De acuerdo a estudios previos, la aplicación del reactor UASB como única etapa anaerobia en el tratamiento de efluentes líquidos de la crianza intensiva de cerdos constituye una promisoriosa alternativa para la reducción de materia orgánica, principalmente cuando estos efluentes se encuentran menos concentrados, sin embargo; hasta el momento no existe consenso respecto a las condiciones que optimizan el proceso (Pacco *et al.*, 2018).

1.7.4 Tratamiento de lixiviados

El crecimiento vertiginoso de la población ha provocado un aumento desmedido en la generación de desperdicios, siendo los lixiviados las sustancias con mayor capacidad contaminante (Martinez-Lopez *et al.*, 2014).

Se han desarrollado diversos métodos para el manejo de lixiviados, uno de ellos es el uso del reactor UASB. En Colombia, se obtuvieron lixiviados provenientes de un vertedero en el que se disponen residuos sólidos urbanos de una ciudad de 2.4 millones de habitantes. Estos fueron tratados en un reactor UASB operado con un TRH constante de 24 h y con CVA de 6 - 32 kg DQO/m³*día, variando la concentración de DQO entre 3567 y 59350 mg/L. En esta investigación se destaca el control del pH, el cual fue necesario controlar para evitar el colapso del reactor, para alcanzar eficiencias de remoción de DQO mayores al 90%. Estos resultados confirman la factibilidad de uso de esta tecnología para el tratamiento de esta agua residual (Torres *et al.*, 2011)

1.7.5 Tratamiento de Aguas Residuales con hidrocarburos y compuestos aromáticos

La contaminación del agua por hidrocarburos ocurre con relativa frecuencia en sistemas de almacenamiento, fuentes de abastecimiento subterráneas y superficiales, así como en otros cuerpos de agua (Vacca *et al.*, 2008). Este tipo de contaminación produce un cambio en las características organolépticas del agua que induce al rechazo de los consumidores, y su ingestión representa un riesgo para la salud. Asimismo, el ecosistema puede sufrir afectaciones debidas al impacto negativo de estos contaminantes sobre sus diferentes componentes (Prieto y Martínez, 1999).

Se ha buscado eliminar este tipo de contaminantes por diferentes métodos, los reactores UASB han empezado a ser probados en compuestos fenólicos. Por ejemplo, en Venezuela, se evaluó la eficiencia de un reactor UASB para la remoción de fenol, 2-clorofenol, 2-nitrofenol, 2,4-dimetilfenol, hexano y heptano de un agua residual preparada en el laboratorio, utilizando glucosa como cosustrato. La CVA varió entre 0.9 – 5.6 kg DQO/m³*día, con un TRH de 24 h. En dicho experimento se alcanzaron las siguientes remociones, en los parámetros evaluados: DQO, 81.54 %; fenol, 33.65 %; 2-clorofenol, 76.60 %; 2-nitrofenol, 5.81 %; 2,4-dimetilfenol, 77.03 %; el hexano y heptano no fueron detectados en el efluente del reactor UASB. Esta investigación permitió demostrar que los reactores UASB tienen futuro para el tratamiento de aguas residuales que contengan compuestos orgánicos tóxicos (Vacca *et al.*, 2008).

1.7.6 Tratamiento de Aguas Residuales domésticas

Las aguas residuales domésticas también incluyen aquellas que proveniente de residencias, edificios, comercios, instituciones públicas como universidades, colegios, oficinas o cualquier otro tipo de estructura en la que el agua se utilice para fines domésticos, como por ejemplo retretes, duchas, cocinas, y similares (Escorcía, 2001).

En países con grandes problemas de saneamiento y pocos recursos, como los que están en vías de desarrollo, se requieren plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas apropiadas y sostenibles; dado que estos países se localizan en general en regiones de clima tropical y subtropical, con temperaturas superiores a 20 °C. La digestión anaerobia es una tecnología clave que genera subproductos con valor agregado, bioenergía, nutrientes y agua para reúso (Torres, 2012).

América Latina es la región con mayor número de PTAR anaerobias, siendo el reactor UASB el de mayor aplicación; su implementación a escala tan grande como la de la PTAR Onça; en Belo Horizonte, Brasil; demuestra que es una tecnología consolidada, con eficiencias de reducción entre 65 % y 80 % de DQO y TRH entre 6 y 10 horas (Torres, 2012). Sin embargo, es necesario continuar avanzando en el mejoramiento y perfeccionamiento de los actuales métodos de tratamiento que

permitan soluciones tecnológicas respetuosas con el ambiente y adecuadas a las condiciones socioeconómicas y culturales propias de cada región (Crites y Tchobanoglous, 2000).

En la región Andino Amazónica para el tratamiento de aguas residuales domésticas se determinó la factibilidad de dar arranque a un reactor UASB bajo condiciones ambientales que oscilen entre 24 y 32 °C con una humedad relativa promedio del 84 %, debido a que estas condiciones permiten operar y obtener eficiencias que rondan el 80 % de remoción en concentraciones superiores a 1 000 mg/L de DQO. No obstante, también se evidenció que a concentraciones menores a 250 mg/L se acidifica el medio, una baja granulación en el lodo residual y, por último, el colapso del sistema (Orozco *et al.*, 2014).

En Colombia, se evaluó la eficiencia de los reactores UASB en una PTAR municipal durante 9 años. La PTAR trató un caudal promedio de 500 L/s, con eficiencias de remoción de DBO₅, DQO, SS de 66 %, 52 % y 60 %, respectivamente. La producción de biogás alcanzó 3 7541 m³/mes, 82.4 % de metano, y con una producción de lodo de 334 m³/mes. El tiempo de retención hidráulico fue de 7 y 8 horas, intervalo típico de sistemas UASB para una temperatura de 26 °C; aunque, no se encontró remoción de nitrógeno y fósforo (Salazar-Larrota *et al.*, 2019)

Esto último, es una tendencia en los reactores UASB. En México, también se demostró una buena remoción de materia orgánica, además de permitir la retención de huevos de helmintos y protozoarios en la microflora del reactor. Lo cual es benéfico si el agua se reusará para otras actividades, sin embargo; este sistema no es eficiente para remover el fósforo y nitrógeno del efluente, por lo que se recomienda acompañarse de un postratamiento (Cervantes-Zepeda *et al.*, 2011).

El tratamiento de aguas residuales domésticas mediante el reactor UASB presenta ventajas que lo hacen competitivo frente a otros procesos convencionales, tanto tecnológicamente como económicamente (Borzacconi y López, 1994). Las ventajas en la operación y mantenimiento, requiere menos del 1 % de su costo de capital por año (Draaijer *et al.*, 1992).

1.8 Ventajas y desventajas de los reactores UASB

Los reactores UASB son sistemas compactos, con baja demanda de área, sin necesidad de utilización de un material de soporte, se obtienen niveles de remoción de DBO₅/DQO superiores al 80 %, bajo costo de operación, elevada concentración del lodo excedente; sin requerir de una unidad de espesamiento de lodo y bajo consumo de energía (González *et al.*, 2020).

Otros beneficios de este proceso es que son tecnologías sostenibles por sus bajos costos de inversión y operación por m³ de agua tratada; cuentan con una operación sencilla al no ser necesario contar con personal especializado para su funcionamiento (Pérez *et al.*, 2016). Tienen un bajo consumo eléctrico al funcionar por acción de la gravedad lo que demanda un bajo o nulo gasto de energía; puede obtenerse una producción de biogás susceptible de aprovechamiento energético (González *et al.*, 2020). Además, promueve la reducción de emisiones de olores gracias a su diseño de reactores cerrados; es eficiente al soportar altas cargas orgánicas en el afluente y son relativamente tolerantes a las variaciones en la concentración de contaminantes (Crombet Grillet *et al.*, 2016).

No obstante, a pesar de que el reactor UASB es un proceso relativamente sencillo de operar con aguas de tipo doméstico, su simplicidad no implica que no se requiera de atención o cuidado en su diseño y operación (Gandarillas *et al.*, 2017). No puede esperarse que un reactor con fallas en el diseño hidráulico tenga un buen desempeño, el diseño de un reactor para el tratamiento de aguas residuales domésticas debe partir de la carga hidráulica como parámetro de diseño fundamental, y no de la carga orgánica; como sucede con reactores que tratan aguas concentradas (Seghezzeo *et al.*, 1998).

Por otra parte, uno de los factores limitantes de la digestión anaerobia, que se hace evidente en el tratamiento de aguas residuales domésticas, es el límite en la remoción de materia orgánica (Gandarillas *et al.*, 2017). La limitante en la remoción de materia orgánica tiene su causa en la propia cinética anaerobia, la cual determina que exista una concentración mínima de sustrato para que el crecimiento y decaimiento de microorganismos esté balanceado. Si este aspecto es descuidado

en el diseño de un reactor UASB que tratará efluentes domésticos, el proceso tendrá una alta probabilidad de trabajar ineficientemente (Seghezzi *et al.*, 1998).

En resumen, el reactor UASB tiene aplicabilidad en el tratamiento de aguas domésticas, ya que con un buen diseño del reactor pueden contrarrestarse las desventajas y aprovechar sus cualidades (González *et al.*, 2020). Asimismo, son una tecnología versátil capaz de combinarse con otros procesos aerobios para eliminar los nutrientes restantes; además, este proceso tiene una mínima generación de lodos, con mayor grado de mineralización, concentración y fácil deshidratación (González *et al.*, 2020).

2 JUSTIFICACIÓN

El agua está en el centro del desarrollo sostenible y resulta fundamental para el crecimiento socioeconómico, los ecosistemas saludables y la supervivencia humana (Houbron *et al.*, 2020). No obstante, el deterioro de la calidad de ésta va en aumento, y es considerado uno de los principales problemas ambientales (Salgot *et al.*, 1999). El vertimiento y generación de aguas residuales es una de los principales causantes (Fernández, 2012).

Esta situación ha causado que ríos y corrientes subterráneas, lagos, estuarios y el mar, vayan perdiendo sus condiciones naturales de apariencia física y su capacidad para sustentar una vida acuática adecuada (García y Pérez, 2005). Es por esto que las aguas residuales deben recibir un tratamiento adecuado según su composición, capaz de modificar sus condiciones físicas, químicas y microbiológicas, hasta niveles que no causen un desequilibrio ecológico o atenten contra el bienestar público (Buitrón *et al.*, 2018). Al realizar esto se garantiza que el efluente tratado sea devuelto en una condición aceptable a la naturaleza y con eso pueda reintegrarse al ciclo hidrológico (Fernández, 2012).

Sin embargo, actualmente se carece de plantas de tratamiento de aguas residuales. En México, apenas se logra tratar el 63% de las aguas residuales colectadas (CONAGUA, 2018). Lo anterior puede deberse a la complejidad del diseño, mantenimiento y operación; además de la falta de presupuesto, y personal altamente calificado (Arias y Brix, 2003).

Esto, obliga a buscar alternativas eficientes y asequibles, pero sobre todo de fácil operación, como es el caso de los reactores anaerobios de flujo ascendente RAFA/UASB (Lorenzo y Obaya, 2006). Los reactores tipo UASB son capaces de descontaminar el agua hasta niveles aceptables para su reintegración en el ambiente, generando biogás aprovechable por su poder calorífico y sin ocupar grandes cantidades de espacio (Lorenzo y Obayay, 2005). Por lo anterior, la presente investigación tiene como objetivo evaluar la eficiencia y aprovechamiento de los subproductos de un reactor tipo UASB operado de forma sostenible, como propuesta de tratamiento de aguas residuales en instituciones educativas.

3 PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuáles son las condiciones de operación de un reactor tipo UASB con altos niveles de remoción de carga contaminante, producción biogás aprovechable; y efluente utilizable para el riego de agrícola?

4 HIPÓTESIS

Un reactor tipo UASB en condiciones óptimas de operación puede alcanzar altos niveles de remoción de carga contaminante y producir biogás aprovechable; así como también, generar un efluente con alto contenido de nutrientes y baja carga orgánica, utilizable para el riego agrícola.

5 OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

Evaluar las condiciones óptimas de operación de un reactor tipo UASB para el tratamiento de aguas residuales universitarias, desde un enfoque sostenible.

5.2 Objetivos específicos

1. Caracterizar las aguas residuales de origen universitario a tratar.
2. Establecer las condiciones de operación del reactor tipo UASB a nivel laboratorio para el tratamiento de aguas residuales de origen universitario.
3. Determinar el rendimiento del biogás generado en el reactor tipo UASB en el tratamiento de aguas residuales de origen universitario
4. Evaluar el potencial del agua tratada para su uso en riego agrícola con base en la tasa de crecimiento de los cultivos seleccionados.

6 MATERIALES Y MÉTODOS

En esta sección se presenta de forma escrita los materiales y métodos a seguir con respecto a la elaboración de la presente investigación.

6.1 Caracterización del agua residual a tratar

El efluente empleado se obtuvo de las aguas residuales de la unidad de servicios bibliotecarios e informáticos (USBI-Ixtac) adscrita a la Universidad Veracruzana.

La muestra inicial, colectada con base en la normatividad vigente, se caracterizó de acuerdo a los siguientes parámetros: pH DQO, total y soluble; SST, SSV y SSF. Mismos que se realizaron conforme a lo descrito en el cuadro 9.

Cuadro 9. Metodología empleada para la caracterización inicial.

Parámetro	Metodología usada
DQO	Para su determinación se tomó como referencia la NMX-AA-030-SCFI-2001 análisis de agua - método de refluo cerrado y espectrofotométrico de una muestra de agua natural, residual o residual tratada, utilizando dicromato de potasio como oxidante.
SST	Para su determinación se tomó como referencia la NMX-AA-034-SCFI-2015 análisis de agua - medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
SSV	Para su determinación se tomó como referencia la NMX-AA-034-SCFI-2015 análisis de agua para la medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
SSF	Su obtención se realizó de modo indirecto tomando como base la NMX-AA-034-SCFI-2015 análisis de agua para la medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

6.2 Establecimiento de las condiciones de operación del reactor tipo UASB

El reactor utilizado, fue diseñado para realizar pruebas a nivel laboratorio, con las siguientes dimensiones: 7.5 cm de diámetro interno; 53 cm de altura; 2.5 L de volumen; 2.3 de volumen útil. Se colocaron seis válvulas con manguera de polietileno distribuidas en el reactor para la extracción de muestra, las cuales fueron previamente selladas para evitar fugas. Una vez cumplido lo anterior, el reactor fue montado con cinchos de seguridad en un panel que forzaba la verticalidad de su estructura (Figura 8).

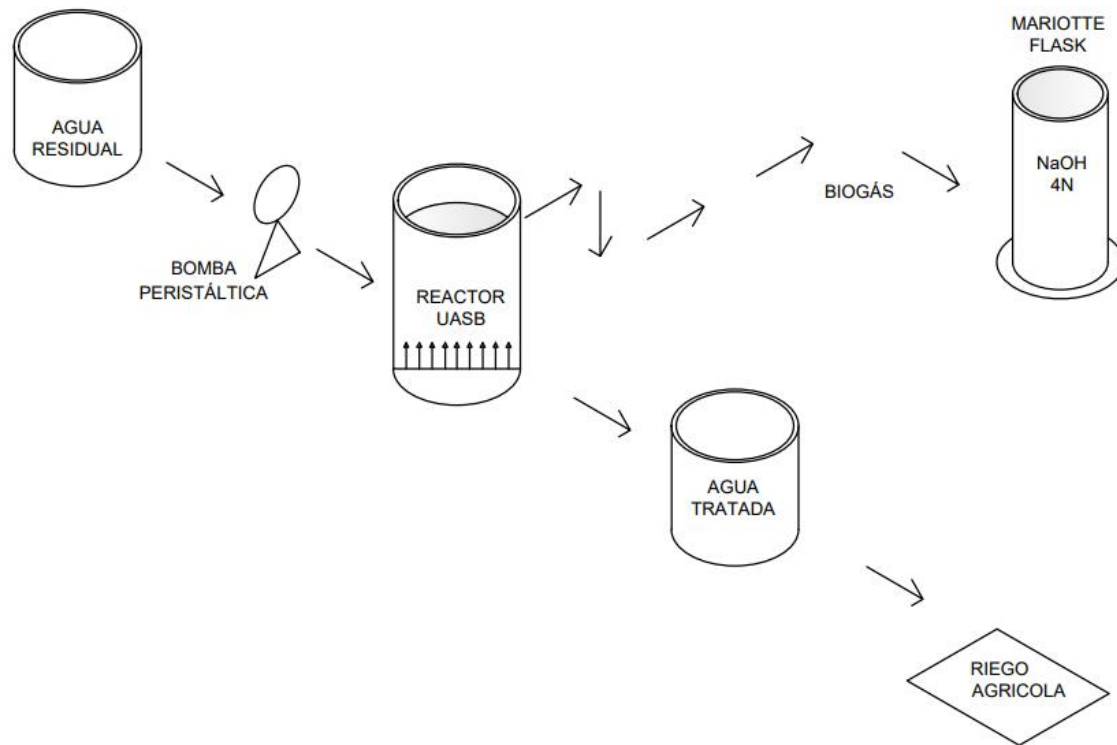


Figura 8. Diagrama del proceso.

Para alimentar el reactor UASB, se empleó una bomba peristáltica de velocidad variable (6-600 RPM) de la marca Masterflex. se equipó con un separador trifásico gas-sólido-líquido, construido a partir de un embudo de plástico.

Para garantizar la pureza del metano, se colocó una trampa de CO₂ con barrera acuosa de NaOH 4 N, previa al mariotte flask. Para realizar la captación del biogás total, se requirió sustituir la sosa por agua.

6.2.1 Determinación de las condiciones hidráulicas

Con base en la literatura los reactores UASB, pueden obtener mejor remoción como generación de biogás a menor carga volumétrica. Lo anterior debido a qué al disminuir este factor, el tiempo de retención hidráulico aumenta propiciado un mayor tiempo de acción de los microorganismos presentes (Arango y Sanches, 2009).

No obstante, cuando se fuerza el reactor a trabajar con CVA altas este aumenta su capacidad de granulación eliminando los lodos volátiles, lo que puede tener repercusiones importantes.

Se establecieron cinco CVA, las cuales se aumentaron gradualmente (: 4, 8, 12, 16 y 20 g DQO/L*día). Una vez determinadas las CVA a operar fue necesario calibrar una bomba peristáltica multinivel, para obtener los flujos o caudales, dicha calibración permitió obtener la ecuación 5.

$$X = \left(\frac{TRH}{0.5179} \right)^{\left(\frac{1}{-1.636} \right)} \quad [5]$$

Donde: TRH es el tiempo de retención hidráulico, que se obtienen a partir de la Ecuación No.5; y X es el nivel de la bomba con el que se debe operar para cumplir el TRH establecido.

Finalmente, se midió la velocidad ascensional para cada CVA propuesta. Esto se realizó considerando el tiempo de ascenso del efluente al recorrer una distancia establecida dentro del reactor.

6.2.2 Inoculación de los lodos residuales

Se inocularon 250 mL de lodos residuales, previamente aclimatados con soluciones azucaradas y bebidas carbonatadas diluidas. Estos fueron obtenidos de un reactor UASB nivel piloto perteneciente al Laboratorio de Gestión y Control Ambiental de la Universidad Veracruzana.

6.2.3 Pruebas preliminares

Una vez inoculados los lodos en el sistema, se realizaron pruebas preliminares para garantizar el buen funcionamiento del proceso, esta experimentación precursora se realizó diariamente durante dos semanas con un agua residual baja en DQO (87 mg/L) con un TRH de 25 min. Durante este tiempo, se monitoreo la presencia de fugas, tanto de agua como de gas, y el correcto funcionamiento del reactor.

6.3 Estimación del porcentaje de metano presente en el biogás generado por el reactor UASB

El biogás está compuesto por metano (CH₄), 50 - 70%; dióxido de carbono (CO₂), 30 - 50%; ácido sulfhídrico (H₂S), 0.1 - 1%; y nitrógeno (N₂), 0.5 - 3%. Su pureza y calidad dependen de la cantidad de metano que contenga, ya que cuanto mayor es el porcentaje de este gas, más puro y con mayor poder calorífico será. Por ello, se requiere establecer la cantidad total de biogás producido y su calidad (López Martínez, 2013).

Para estimar la cantidad de biogás generado se colocó un mariotte flask a la salida del reactor, el cual permitió observar la acumulación de biogás durante el TRH correspondiente para cada CVA; este parámetro fue analizado por triplicado.

Por otro lado, para cuantificar la producción de metano (CH₄) en el biogás fue necesario colocar una trampa de CO₂ previo a la entrada del mariotte flask; formada por una barrera acuosa de NaOH 4 N. Lo que propició que el CO₂ reaccionara con la sosa formando agua y sal, pero al mismo tiempo permitiendo el paso del CH₄.

Finalmente, para determinar el porcentaje de metano dentro del biogás obtenido se empleó la Ecuación 6, misma que servirá para comparar teóricamente su calidad con base en lo establecido por la FAO (2011).

$$\% CH_4 = \left(\frac{\text{Metano}}{\text{Biogás}} \right) (100) \quad [6]$$

Dónde: % CH₄ es el porcentaje metano; Metano, son los mL de biogás captados que pasaron por la trampa de CO₂; Biogás, son los mL de biogás captados que no pasaron por la trampa de CO₂.

6.4 Determinación de la actividad metanogénica específica del biogás generado por el reactor UASB

La actividad metanogénica específica, es una medida experimental de la capacidad de la materia orgánica y del sustrato para generar metano (CH₄). En él, se indica la

cantidad de CH₄ que se produce por unidad de biomasa por día. Esta se calculó con base a las ecuaciones y estudios previos realizados por López Martínez (2013).

$$AME = \left(\frac{1}{(FC * w)} \right) \left(\frac{CH_4}{d} \right) \quad [7]$$

Donde: AME es la actividad metanogénica específica en g de CH₄ - DQO/g de SSV*d; FC es el factor de conversión en mL de CH₄/g de DQO; w es la cantidad de biomasa en g de SSV/L; CH₄/d es la máxima tasa de producción de metano mL de CH₄/día.

La máxima producción de metano se calculó como la pendiente máxima promedio entre el tiempo y la producción acumulada; por lo que se recomiendan períodos de tiempo prolongados (López Martínez, 2013).

Por su parte el factor de conversión depende de las condiciones ambientales bajo las cuales se realiza el experimento, presión y temperatura. Para condiciones estándar de 0°C y 1 atmósfera de presión, 350 ml de CH₄ equivalen a 1 g de DQO. Bajo otras condiciones, como es este caso en particular, se emplea la siguiente ecuación (Filley, 1971):

$$FC = \left(\frac{1 \text{ atm}}{P} \right) \left(\frac{350 \text{ mL de CH}_4}{1 \text{ g de DQO}} \right) \left(\frac{T}{273.15 \text{ K}} \right) \quad [8]$$

Donde: P es la presión atmosférica en atm; y T es la temperatura promedio en grados Kelvin.

Este factor de conversión también es la ecuación con la que se puede calcular el rendimiento de metano para la DQO removida.

6.5 Eficiencia de remoción del reactor UASB en el Tratamiento de Aguas Residuales

Para evaluar la eficiencia del reactor en la remoción de la DQO, SST, SSV y SSF, se tomaron 100 mL del efluente, por triplicado, antes y después del proceso, y

empleando la Ecuación 9, se obtuvieron los porcentajes de eficiencia de cada parámetro.

$$Eficiencia = \left(\frac{X_0 - X_1}{X_0} \right) (100) \quad [9]$$

Donde: Eficiencia representa el porcentaje de remoción del parámetro a evaluar; X_0 , es la concentración de la muestra inicial en mg/L del parámetro a evaluar; y X_1 , es la concentración de la muestra final en mg/L del parámetro a evaluar.

A continuación, se detalla la metodología empleada para analizar cada contaminante antes citado.

6.5.1 Demanda química de oxígeno

Para determinar la DQO se tomó como referencia la NMX-AA-030-SCFI-2001 análisis de agua - método de reflujó cerrado y espectrofotométrico de una muestra de agua natural, residual o residual tratada, utilizando dicromato de potasio como oxidante.

Para ello se realizó la digestión de la muestra tal como lo describe la norma previamente citada. Posterior a ello, el dicromato no reducido se midió por espectrofotometría para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente empleando la siguiente ecuación:

$$y = mx + b \quad [10]$$

Donde: y = son los mg/L de DQO; x = Absorbancia leída a 620 nm; m = Pendiente de la ecuación; b = Ordenada al origen de la ecuación. Cabe destacar que la pendiente se obtuvo a partir de la curva de calibración.

6.5.2 Sólidos suspendidos

Para determinar los sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos se tomó como referencia la NMX-AA-034-SCFI-2015 análisis de agua - medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Este método se basa en la filtración a vacío, con la ayuda de un papel de microfibrá de vidrio. La muestra

previamente mezclada se hace pasar por un filtro estándar de fibra de vidrio y el residuo retenido se seca a 100 - 110 °C hasta obtener un peso constante. El aumento de peso del filtro representa los sólidos totales en suspensión y se obtiene empleando la ecuación 11.

$$SST = \left(\frac{(b - a)}{v} \right) (10^6) \quad [11]$$

Donde: SST son los sólidos suspendidos totales, en mg/L; a es el peso inicial de la cápsula, en g; b es el peso final de la cápsula, en g; y v es el volumen de la muestra, en mL.

Posteriormente, para estimar los SSV la muestra anterior se somete a una temperatura de 500°C ± 50°C durante 2 h, y se aplica la siguiente ecuación:

$$SSV = \left(\frac{(b - c)}{v} \right) (10^6) \quad [12]$$

Donde: SSV son los sólidos suspendidos volátiles, en mg/L; b es el peso de la cápsula con sólidos, en g; c es el peso final de la cápsula, en g; y v es el volumen de la muestra, en mL.

Finalmente, los SSF se obtuvieron de modo indirecto tomando como base las dos anteriores mediciones antes descritas a partir de la ecuación 13.

$$SSF = \left(\frac{(a - c)}{v} \right) (10^6) \quad [13]$$

Donde: SSF son los sólidos suspendidos fijos, en mg/L; a es el peso inicial de la cápsula, en g; c es el peso final de la cápsula, en g; y v es el volumen de la muestra, en mL.

6.6 Evaluación del potencial del agua tratada para riego agrícola

La evaluación del potencial del agua tratada para el riego agrícola se realizó con base en la tasa de crecimiento de los cultivos de azalea (*Rhododendron Simsii*) y

menta (*Mentha x piperita*). El seguimiento de los signos físicos fue analizado cualitativamente. Este experimento se llevó a cabo por duplicado, del mes de diciembre a mayo del 2021. Se incorporó un tratamiento testigo al diseño experimental el cual fue alimentado con agua potable durante el riego. El cual se llevó a cabo con 250 mL de agua tratada cada dos días durante los meses de diciembre y enero; y diariamente en los meses de febrero a mayo. La determinación de la tasa de crecimiento se llevó a cabo empleando la ecuación 14, misma que sirve para analizar el crecimiento general y de las hojas (Lallana, 2004).

$$TC = \frac{X_2 - X_1}{Días} \quad [14]$$

Dónde; TC es la tasa de crecimiento promedio del cultivo a largo del periodo estudiado; X_2 , es la medida la planta al final del periodo estudiado; X_1 , es la medida de la planta al principio del periodo estudiado; y, días, es el tiempo transcurrido durante el estudio del crecimiento (Lallana, 2004).

Adicionalmente, se realizaron pruebas porcentuales de germinación del rábano (*Raphanus sativus*). Para ello, se sembraron 10 semillas en dos contenedores plásticos (5 semillas por contenedor), a una profundidad de 5 cm aproximadamente. El riego se llevó a cabo cada dos días con 250 mL de agua potable (blanco) y residual tratada (tratamiento), durante el mes de enero. El porcentaje de germinación se obtuvo a partir de la siguiente ecuación:

$$Germinación = \left(\frac{SG}{SS} \right) (100) \quad [15]$$

Dónde: germinación, muestra el porcentaje de germinación de los rábanos; SG, la cantidad de semillas que germinaron; y, SS; la cantidad de semillas sembradas (López, 2016).

7 RESULTADOS Y DISCUSIONES

En esta sección se presentan de forma escrita los resultados y discusiones pertinentes con respecto a la elaboración de la presente investigación.

7.1 Caracterización del agua residual a tratar

La caracterización del agua a tratar se realizó a través de la determinación de los siguientes parámetros: sólidos suspendidos; totales, volátiles y fijos; pH; y DQO total y soluble. Los promedios de la caracterización inicial fue la siguiente (Figura 9):

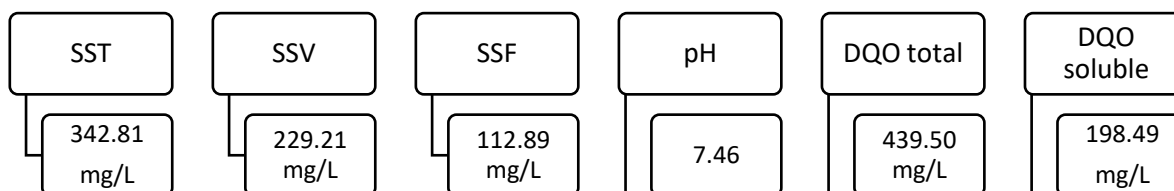


Figura 9. Caracterización inicial del agua residual a tratar.

7.2 Establecimiento de las condiciones de operación del reactor tipo UASB

Al evaluar las CVA seleccionadas: 4, 8, 12, 16, y 20 g de DQO/L*día se obtuvo el caudal teórico (Q), TRH y velocidad ascensional que se muestran en el cuadro 10.

Cuadro 10. Condiciones hidráulicas de operación del reactor UASB.

CVA [g DQO/L*día]	Q teórico [L/h]	TRH [h]	Velocidad ascensional [m/h]
4.0	0.87	2.64	0.18
8.0	1.74	1.32	0.24
12.0	2.62	0.88	0.54
16.0	3.49	0.66	0.9
20.0	4.36	0.53	1.92

Como se sabe, un parámetro que afecta la eficiencia del reactor UASB es la velocidad ascensional. En el cuadro 10, se puede observar que cuatro de las cinco CVA a evaluar, se mantienen por debajo de 1 m/h de acuerdo con los estudios de Van Haandel (1994), menciona que para garantizar un buen funcionamiento de los reactores UASB, la velocidad ascensional no debe superar 1 m/h.

Lo anterior, debido a que al aumentar la velocidad ascensional los gránulos quedan expuestos a la acción abrasiva de las fuerzas de corte y a la erosión resultante de las condiciones hidrodinámicas dentro del reactor. Llegando a ser fragmentados en partículas más pequeñas, las cuales pueden ser arrastradas fuera del reactor (Salazar *et al.*, 2012).

Sin embargo, es importante aclarar que, aunque las sobrecargas de velocidad han demostrado tener un efecto adverso en el lodo, este aún posee buenas características de sedimentación, lo que evita el arrastre total del mismo fuera del reactor (Andras *et al.*, 1989). Por esta razón, se manejó una quinta CVA superior a la velocidad estándar para observar su impacto en las pruebas subsecuentes.

7.3 Estimación del porcentaje de metano presente en el biogás generado por el reactor UASB

Los reactores UASB, destacan no solo por su buen índice de remoción de contaminantes y compacto diseño, sino también por la generación de biogás (Lorenzo y Obaya, 2006). En el cuadro 11, se muestra la captación de biogás total para cada carga volumétrica.

Cuadro 11. Biogás total generado por el reactor UASB.

CVA [g DQO/L*día]	Biogás Total Generado [mL]			Media mL	Desviación Estándar
	R1	R2	R3		
4	107	121	118	115.33	7.37
8	110	117	116	114.33	3.78
12	59	79	63	67.00	10.58
16	48	57	52	52.33	4.50
20	35	39	39	37.67	2.30

Al aplicar las CVA de 4 y 8 g de DQO/L*día, se genera una producción de biogás que supera los 100 mL. Se observa una producción de biogás inversamente proporcional a las CVA; esto puede deberse al tiempo de retención hidráulica, ya

que al disminuir el tiempo del efluente en el reactor disminuye la producción de biogás, tal como lo describieron Arango y Sanches (2009).

Por su parte, la captación de metano (Cuadro 12), disminuye cuando la CVA aumenta.

Cuadro 12. Concentración total de gas metano (CH₄) generado por el reactor UASB.

CVA [g DQO/L*día]	Concentración de CH ₄ [mL]			Media mL	Desviación Estándar
	R1	R2	R3		
4	42	47	46	45.00	2.65
8	37	40	39	38.67	1.53
12	24	32	26	27.33	4.16
16	21	25	23	23.00	2.00
20	17	19	19	18.33	1.15

Las bajas concentraciones de metano pueden deberse a las bajas temperaturas de operación, al volumen del reactor (2.3 L de volumen útil), y a la concentración de DQO (439.50 mg/L). Los reactores UASB, se crearon para tratar aguas residuales con alto contenido de materia orgánica. Pese a esto, se ha logrado colocar como un sistema eficiente para el agua residual doméstica y generación de metano. No obstante, (Gaviria *et al.*,2014 han descrito que esta tecnología tiende a disminuir su eficiencia, tanto de remoción como de obtención de biogás, cuando la concentración de DQO es baja. Así también, es posible que los microorganismos emplearan la materia orgánica para la producción de biomasa en vez de la generación de biogás, tal como se muestra en el cuadro 13. Esto, puede deberse a la alta disponibilidad de nitrógeno y fósforo, ya que los procesos de digestión anaerobia se caracterizan por su baja necesidad de estos nutrientes, pero al tenerlos disponibles se emplean para la síntesis de nueva biomasa (FAO, 2011).

Cuadro 13. Distribución del uso de la DQO removida.

CVA [g DQO/L*día]	DQO removida [mg/L]	DQO Producción de CH ₄		DQO Producción de biomasa	
		[mg/L]	[%]	[mg/L]	%
4	427.22	135.15	31.63	292.08	68.37
8	393.17	123.59	31.43	269.58	68.57
12	305.39	83.58	27.37	221.81	72.63
16	294.75	75.58	25.64	219.17	74.36
20	313.37	71.13	22.70	242.24	77.30

No obstante, más allá de la cantidad de biogás obtenido, la calidad es lo relevante ya que determina si tiene o no una capacidad calorífica aprovechable. Las figuras 10 y 11 representan la proporción de gas metano en el total de biogás colectado.

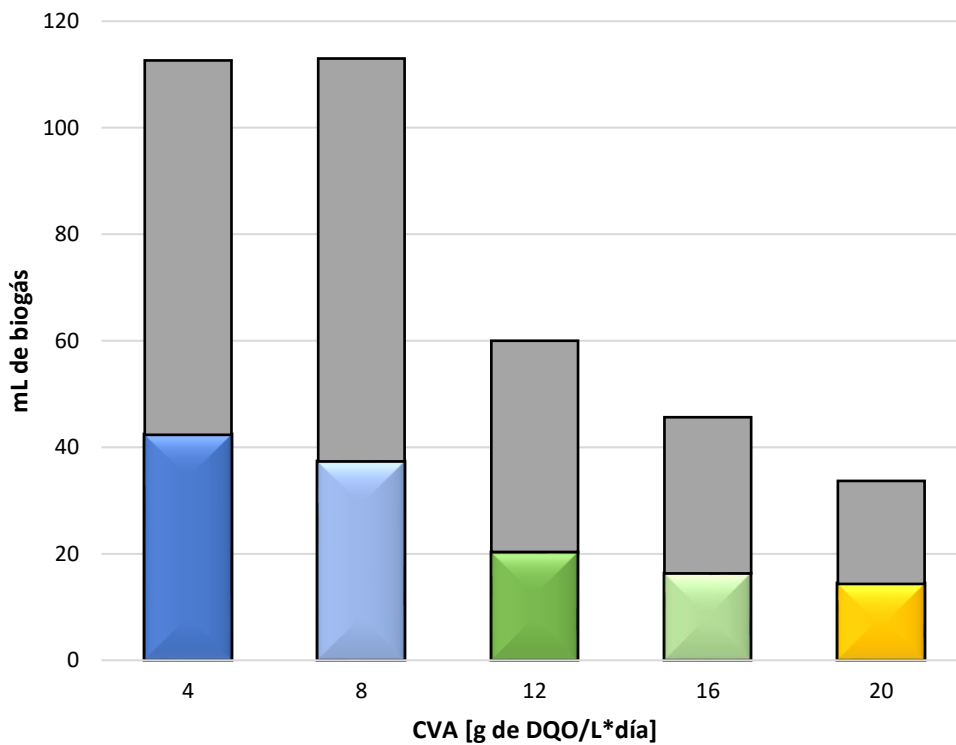


Figura 10. Proporción de metano en el biogás total colectado.
*La parte coloreada representa la cantidad de metano del total.

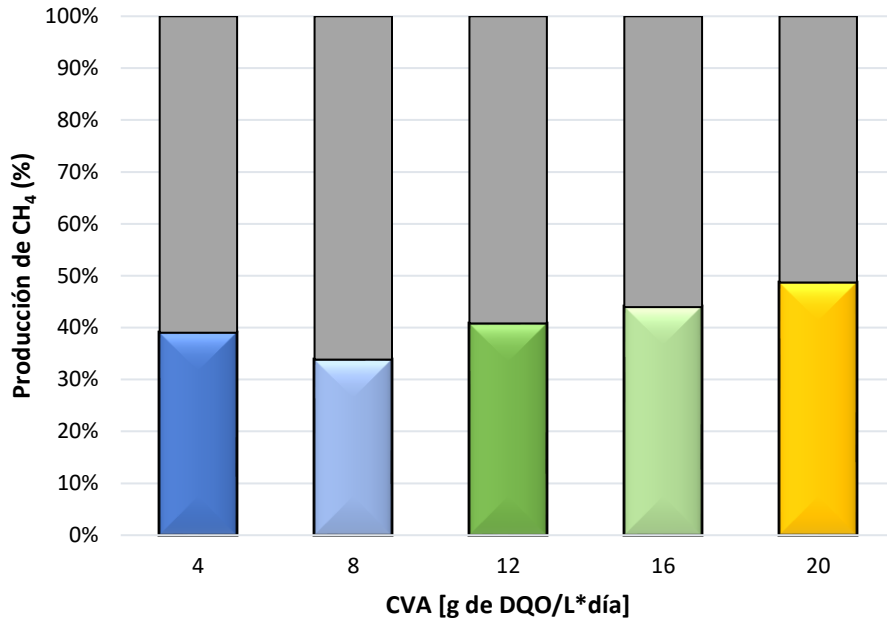


Figura 11. Proporción de CH₄ en el total de biogás colectado.
 *La parte coloreada representa la cantidad de metano del total.

Se observa en las figuras 10 y 11, una baja calidad de biogás, puesto que en ninguna CVA supera el 50 % de producción de gas metano. No obstante, de acuerdo con la FAO (2011), para que un biogás sea inflamable y aprovechable debe superar el 45 % de metano en su composición, tal como se observó en las últimas dos CVA (16 y 20 g de DQO/L*día) evaluadas.

En estudios similares, se han alcanzado porcentajes de metano de hasta el 82.4 %. Estas disparidades pueden deberse a la concentración, pero también al volumen del reactor. Ya que permite tratar grandes cantidades de agua por largos periodos de tiempo, lo que aumenta la producción y calidad (Salazar-Larrota *et al.*, 2019). Sí bien este proceso ha demostrado una reducida generación de biogás aprovechable, no hubo desperdicio energético (Lorenzo y Obaya, 2006).

7.4 Actividad metanogénica específica del biogás generado por el reactor UASB

Para calcular el rendimiento de metano (Ecuación 16) primero se obtiene el factor de conversión a partir de las ecuaciones planteadas por Filley (1971). Para ello se realiza la sustitución de la ecuación 8, se consideró la temperatura de 25 °C convertida a grados Kelvin y una presión atmosférica en Pascales.

$$RM = \left(\frac{1 \text{ bar}}{1.012 \text{ bar}} \right) \left(\frac{350 \text{ mL de CH}_4}{1 \text{ g de DQO}} \right) \left(\frac{296.15 \text{ K}}{273.15 \text{ K}} \right) = 374.90 \frac{\text{mL de CH}_4}{\text{g de DQO}} \quad [16]$$

Una vez calculado el factor de conversión se puede obtener el rendimiento de metano sustituyendo la cantidad en mL de metano generado, por g de DQO removida. Los datos obtenidos se presentan en el cuadro 14.

Cuadro 14. Rendimiento del metano obtenido por cada carga volumétrica (CVA) evaluada.

CVA [g DQO/L*día]	DQO removida [mg/L]	Biogás [mL]	Rendimiento	
			[mL de CH ₄ /g de DQO removida]	[m ³ de CH ₄ /kg de DQO removida]
4	427.22	50.67	292.23	0.2922
8	393.17	46.33	290.38	0.2904
12	305.39	31.33	252.82	0.2528
16	294.75	28.33	236.87	0.2369
20	313.37	26.67	209.69	0.2097

La disparidad entre el rendimiento puede deberse a que los microorganismos generaron biomasa; aunque otro factor limitante pudo ser los TRH (Salazar-Larrota et al., 2019). Las CVA bajas, pueden tener un mayor rendimiento de metano (Torres y Pérez, 2010)

7.5 Análisis Postratamiento

7.5.1 Eficiencia de remoción de DQO con un reactor UASB

Para determinar la eficiencia de remoción de la materia orgánica en el reactor UASB durante el tratamiento de aguas residuales, se procedió a realizar un análisis de la DQO postratamiento (Cuadro 15).

Cuadro 15. Determinación de la DQO postratamiento.

CVA [g DQO/L*día]	pH		DQO total [mg/L]		Desviación estándar
	Repeticiones	Media	Repeticiones	Media	
4	6.67	5.94	10.15	12.28	2.44
	5.75		11.74		
	5.39		14.94		
8	5.63	5.80	45.26	46.33	1.84
	6.32		48.45		
	5.45		45.26		
12	5.75	5.77	131.45	134.11	10.63
	6.43		125.07		
	5.13		145.82		
16	5.92	5.87	137.84	144.75	16.30
	5.82		133.05		
	5.86		163.37		
20	7.26	7.05	125.07	126.13	1.84
	7.20		125.07		
	6.70		128.26		

7.5.2 pH

Para lograr un adecuado funcionamiento de los sistemas biológicos es indispensable generar las condiciones ambientales favorables de pH para el desarrollo y crecimiento de la biomasa (Cajigas *et al.*, 2005). En las aguas residuales, el pH se encuentra entre 6.5 - 8.5, rango que aún favorece el sustento de la vida (Metcalf y Eddy, 2003).

Todos los procesos, ya sea de potabilización o depuración, propician la disminución del pH (Cajigas *et al.*, 2005). De ahí que, en la mayoría las muestras se observa una ligera tendencia hacía la acidificación del medio, excepto en la CVA de 20 g de DQO/L*día. Esto puede deberse a que el efluente se mantuvo durante un tiempo reducido a su paso por el reactor y posiblemente no se logró completar la degradación metabólica por parte de los microorganismos anaerobios (Madigan *et al.*, 1997).

Cabe destacar que pese a observarse condiciones de pH alejadas del rango óptimo, no se exceden los límites inhibidores de crecimiento biológico que además, alteran la composición del agua residual; donde un pH mayor a 9.2 o menor a 5, puede generar la fase de muerte de la población microbiana (Cajigas *et al.*, 2005).

7.5.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO representa la cantidad de materia orgánica disuelta en un cuerpo de agua. En aguas residuales de origen doméstico este parámetro fluctúa entre 250 y 1000 mg/L aproximadamente (Metcalf y Eddy, 2003). Concentraciones elevadas pueden estar relacionadas con el origen del efluente y su alta carga orgánica; por el contrario, concentraciones bajas se relacionan con la dilución debida al flujo volumétrico en comparación con la carga orgánica (García y Pérez, 2005).

Con base en la concentración de la DQO del agua colectada (439.5 mg/L), se puede clasificar en un rango medio-bajo para aguas residual de tipo doméstico y similares (Metcalf y Eddy, 2003). Esta concentración es idónea por que se encuentra por encima del rango limitante para los reactores UASB (<250 mg/L de DQO) (Orozco *et al.*, 2014).

En las figuras 12 y 13 se observan respectivamente la concentración en DQO del efluente tratado y los porcentajes de remoción de DQO durante el postratamiento.

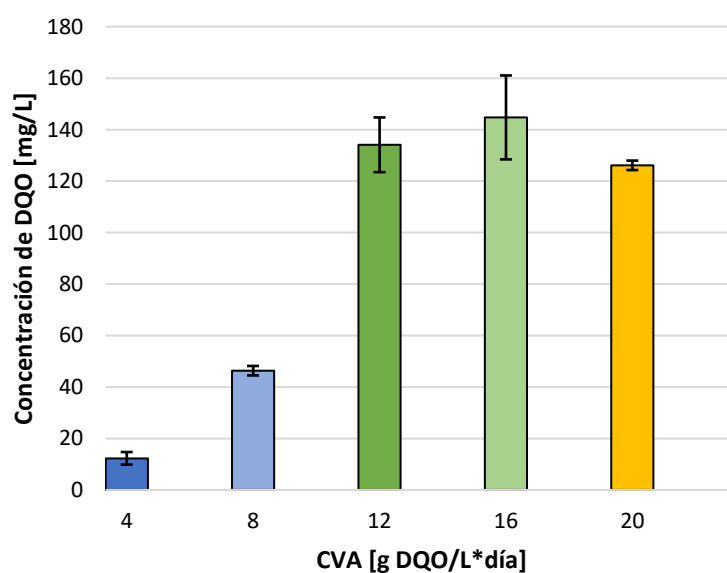


Figura 12. Demanda química de oxígeno del efluente postratamiento.

Cómo se observa en la figura 12 existe una tendencia negativa de la DQO cuando la carga volumétrica desciende, esto puede deberse a que una CVA reducida requiere tiempos de retención hidráulica prolongados para que los organismos presentes en el reactor puedan descomponer la materia orgánica existente (Arango y Sanches, 2009).

Cabe destacar que con las cargas volumétricas empleadas se redujo la carga orgánica hasta cumplir con los límites máximos permisibles que establece la norma NOM-001-SEMARNAT-2017; y ser vertida en ríos, arroyos, canales, o usarse para el riego agrícola. De acuerdo con Torres (2012), las condiciones ambientales tropicales y subtropicales permiten remociones del 80 % en DQO en aguas residuales domésticas.

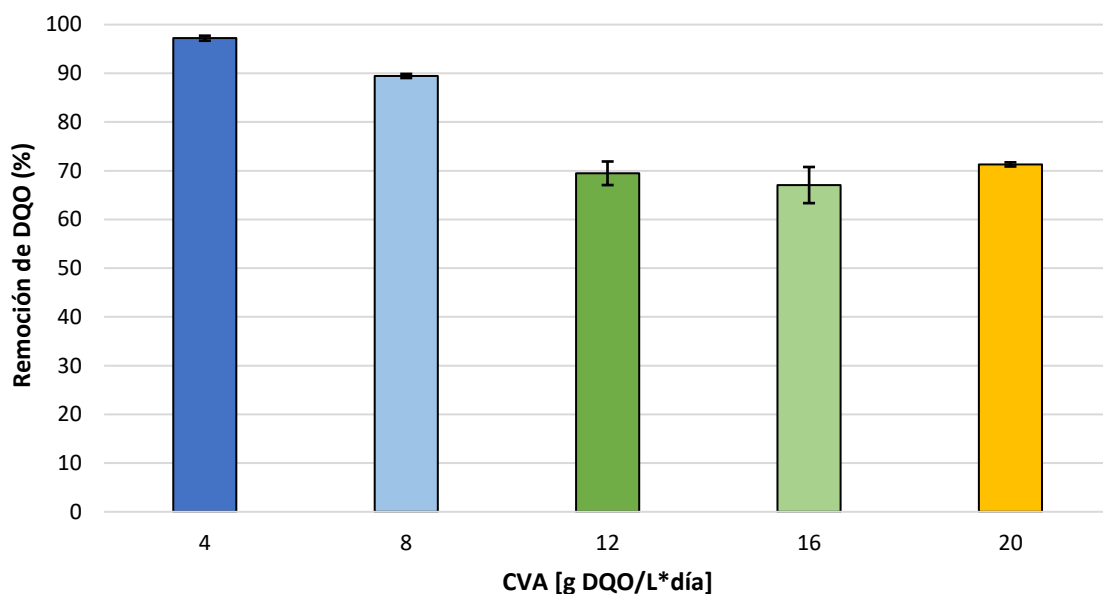


Figura 13. Remoción de DQO en porcentaje

En la figura 13 se pueden apreciar remociones superiores al 65 %, a diferencia de Orozco *et al.* (2014) quienes reportan porcentajes de remoción mayores al 70 % en condiciones similares.

En general, los reactores UASB son sistemas recomendados para el tratamiento de aguas residuales con alta carga de materia orgánica, debido a que obtienen

eficiencias de remoción de DQO superiores al 90 % con velocidades de carga orgánica de hasta 20 g DQO/L*d (Arango y Sanches, 2009). En este caso, las dos CVA iniciales lograron estos niveles de remoción; lo cual se relaciona, principalmente, a que el efluente tratado presentaba bajos niveles de contaminación lo que limitó la capacidad máxima de remoción de esta tecnología (Orozco *et al.*, 2014). A pesar de ello, se observó un porcentaje de remoción del 98 %, bajo una carga volumétrica de 4 g de DQO/L*día, esto lo coloca como una alternativa eficiente no solo para tratar efluentes ricos en materia orgánica sino también para la depuración de aguas residuales domésticas (Torres, 2012). Aunque para ello es necesaria una carga inicial de al menos 250 mg/L de DQO, para evitar la acidificación del medio, baja granulación en el lodo residual y el consecuencia, el mal funcionamiento del reactor (Orozco *et al.*, 2014).

7.5.4 Sólidos suspendidos

Los sólidos suspendidos totales son los principales formadores de lodos residuales total; y su concentración en aguas residuales domésticas oscila entre 100 y 350 mg/L (Metcalf y Eddy, 2003). Adicionalmente, estos están fuertemente ligados a la producción de biogás por que representan la biomasa. Los resultados de los sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos; del agua residual previa al tratamiento fueron 342.81 mg/L, 229.21 mg/L y 112.89 mg/L, respectivamente. En el cuadro 16, se muestran las concentraciones postratamiento y su equivalente en porcentaje de remoción.

Cuadro 16. Concentración de sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos postratamiento.

CVA [g de DQO/L*día]	SST		SSV		SSF	
	[mg/L]	Remoción (%)	[mg/L]	Remoción (%)	[mg/L]	Remoción (%)
4	24.44	92.87	13.33	94.18	11.11	90.16
8	81.11	76.34	60.00	73.82	21.11	81.30
12	134.44	60.78	80.00	65.10	54.44	51.77
16	115.56	66.29	106.67	53.46	8.89	92.13
20	155.56	54.62	83.33	63.64	72.22	36.02

Como se puede observar, existe una relación inversa entre la carga volumétrica y los sólidos suspendidos, como se observó con la DQO. Esto puede deberse al

tiempo de retención hidráulica que se maneja en función de la CVA. Al comparar los resultados obtenidos en las CVAs de 12, 16 y 20 g de DQO/L*día, con la norma NOM-001-SEMARNAT-1996, se observa que estas exceden el límite máximo permisible (84 mg/L) para su vertimiento en aguas de bienes nacionales, no así para su uso agrícola (140 mg/L). Para incrementar la eficiencia del proceso se recomienda instalar un sedimentador que elimine el excedente de sólidos (Arias-Lizárraga y Méndez-Gómez, 2014).

7.6 Uso potencial del agua tratada para riego agrícola

Aun cuando los reactores UASB son eficientes en la reducción de materia orgánica y sólidos, no obstante; nutrientes como el nitrógeno y fósforo se mantienen en porcentajes significativos después del proceso depurador (Salazar-Larrota *et al.*, 2019). Una opción sostenible es el empleo de este tipo de efluentes en el riego de agrícola (Guadarrama y Galván, 2007). Para esto, se evaluaron los signos físicos y tasa de crecimiento de la azalea (*Rhododendron* sp.) y de la menta (*Mentha* sp.), y del porcentaje de germinación del rábano (*Raphanus sativus*).

7.6.1 Tasa de crecimiento de las plantas

7.6.2 Azalea (*Rhododendron* sp.)

La azalea es un arbusto de flores del género *Rhododendron*, son plantas perennes de lento crecimiento que cambian constantemente sus flores. En el cuadro 17 se observa su tasa de crecimiento y la ganancia de talla durante el desarrollo del experimento (Shaughnessy *et al.*, 2019).

Cuadro 17. Tasa de crecimiento de la planta Azalea (*Rhododendron*).

Parámetro	Origen del agua de riego			
	Potable		Agua tratada	
Tasa de crecimiento [cm/día]	0.09	0.06	0.12	0.10
Tamaño del largo de las hojas [cm]	0.5 - 4	0.5 - 4	0.5 - 4	0.5 - 4

Se pudo observar que el crecimiento de las azaleas con agua potable y con agua tratada se mantuvo constante. Además, se observó una renovación de hojas cada

15 días, distinguiéndose en ocasiones colores brillantes y en otras colores opacos, lo que de acuerdo con Shaughnessy *et al.* (2019), es parte de su proceso natural.

De acuerdo con Digfineart (2020), la tasa de crecimiento promedio de la azalea es de 10 pulgadas al año o 0.07 cm/día, los resultados obtenidos fluctúan entre 0.06 y .12 cm/día usando agua potable y tratada. Se pudo observar un incremento entre el 11 y 33 % de la tasa de crecimiento al utilizar el agua tratada, lo cual se relaciona con la presencia de nitrógeno y fósforo (Delgadillo *et al.*, 2010), sin registrarse cambios o alteraciones en las características físicas de la planta (Rodríguez y Flórez, 2004).

El tamaño promedio de las hojas durante el experimento se mantuvo en entre 0.5 y 4 cm, dentro del parámetro normal (Digfineart, 2020); y la floración no presento anomalías por lo que pueden ser aprovechadas para el comercio de plantas de ornato o la extracción de grayatoxina (García *et al.*, 2004).

7.6.3 Menta (*Mentha x piperita*)

La menta es una planta herbácea perenne y aromática que alcanzan una altura máxima de 120 cm aproximadamente (Buckland y Drost, 2020). En el cuadro 18 se puede apreciar la tasa de crecimiento de esta planta al ser alimentada con agua potable y agua tratada. La talla promedio de las hojas de menta se mantuvo dentro de los parámetros normales durante el periodo de estudio. Se observó que las plantas de menta con riego de agua tratada fueron en promedio más grandes que las regadas con riego de agua potable. De acuerdo con Arkin (1990), ambas se encuentran dentro del rango aprovechable para su consumo, pero también para la obtención de mentol.

Cuadro 18. Tasa de crecimiento de la planta Menta (*Mentha x piperita*)

Parámetro	Con agua Potable		Con Agua Tratada	
Tasa de crecimiento [cm/día]	0.28	0.27	0.33	0.31
Medida de hojas [cm]	4 - 8	4 - 8	5 - 10	5 - 10

La menta es una planta de crecimiento rápido con una tasa de crecimiento promedio de entre 0.16 y 0.33 cm/día (Buckland y Drost, 2020); lo que coincide con lo obtenido en este estudio. Se destaca que la tasa de crecimiento de las plantas de menta se incrementó en un 16 y 18% más que aquellas con riego de agua potable; con esto se infiere la presencia de nutrientes no removidos en el proceso de tratamiento, pero al mismo tiempo que estos cultivos son capaces de reintegrar los nutrientes presentes y disponibles en el agua tratada (Delgadillo *et al.*, 2010). De acuerdo con la FAO (2017), cuando el efluente cumple con las características mínimas requeridas para su vertimiento en suelo y riego esta puede ser empleada para el riego en el cultivo de productos comestibles (FAO, 2017).

7.6.4 Análisis del porcentaje de germinación

La presente investigación se centró en determinar el porcentaje de germinación de los rábanos (*Raphanus sativus*), bajo condiciones ambientales naturales. Las semillas con riego de agua potable obtuvieron entre el 50 y 60 % de germinación mientras que las hortalizas con riego de agua residual germinaron entre un 70 y 80 %. Aun cuando estos porcentajes son bajos de acuerdo con las distribuidoras de semillas que establecen entre el 95 y 98 % de germinación, estos porcentajes solo pueden ser alcanzados bajo condiciones controladas y en incubación (García-López *et al.*, 2014). Sin embargo, Hernández (2020) obtuvo porcentajes de germinación del 70 % para los rábanos con riego de agua residual, lo que concuerda con los resultados de este estudio.

8 CONCLUSIONES

Las aguas residuales provenientes de instituciones universitarias o similar son aptas para ser tratadas con un reactor anaerobio de tipo UASB. Aunque por sus características se recomienda emplear cargas volumétricas bajas, considerando las dimensiones del reactor las cuales permitan incrementar el tiempo de retención hidráulico.

Tanto la generación de biogás como el rendimiento del metano se vio fuertemente afectado por una actividad microbiana limitada; producto de un bajo tiempo de adaptación en cada CVA. Lo que propició que los microorganismos se enfocaran más en la producción de biomasa que en la generación de gas metano. Esto dio como resultado una generación mínima de biogás con porcentajes de metano que limitan su uso. Por tanto, se recomienda controlar muy bien los tiempos de estabilización después cada cambio de CVA y realizar mayores estudios que consideren mantener el control de la actividad microbiana.

Los reactores anaerobios tipo UASB operados con cargas volumétricas de 4 a 20 g de DQO/L*día remueven más del 70 % de la misma; lo que permite cumplir con los límites máximos permisibles que establece el marco legal en México; tanto de DQO como de sólidos suspendidos, provenientes de aguas residuales de origen universitario. Se encontró evidencia significativa que muestra que el aumento de la CVA limita ligeramente la remoción de estos contaminantes por lo cual se recomienda emplearlo con cargas menores o bien dentro del rango de 4 y 8 g de DQO/L*día para alcanzar remociones de hasta el 98 %.

El aumento en la tasa de crecimiento de la Azalea (*Rhododendron Simsii*) y la Menta (*Mentha x Piperita*), así como también en la tasa de germinación del rábano (*Raphanus sativus*) demostró la presencia de nutrientes disueltos no removidos del agua residual universitaria postratamiento por el reactor anaerobio tipo UASB, lo que a su vez confirmo que el fitotratamiento puede ser una alternativa eficiente y ecológica para eliminar los nutrientes excedentes, puesto que los reintegran a los ciclos biogeoquímicos por medio de su asimilación.

Los reactores anaerobios tipo UASB demostraron ser una tecnología simple, eficiente y recomendable para el tratamiento de aguas residuales de origen universitario; debido a que se obtienen altos porcentajes de remoción de contaminantes y con potencial en la generación de biogás. Acciones que coadyuvan en la mitigación de las causas del cambio climático.

9 REFERENCIAS

- Aiyuk, S., Forrez, I., Lieven, D. K., van Haandel, A., y Verstraete, W. (2006). Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates-A review. *Bioresource Technology*, 97(17), 2225–2241. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.05.015>
- Arango Bedoya, O., y Sanches E Sousa, L. (2009). Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo uasb. *Biotecnología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial: BSAA*, 7(2), 24–31.
- Arias-Lizárraga, D. M., y Méndez-Gómez, E. (2014). Remoción de sólidos en aguas residuales de la industria harinera de pescado empleando biopolímeros. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 115–123. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v5n3/v5n3a8.pdf>
- Arias I., C. A., y Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 13(1), 17–24. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=911/91101302>
- Arkin, F. (1990). *The essential kitchen gardener*.
- Baquerizo Cabrera, M., Acuña Cumba, M. L., y Solis-Castro, M. E. (2019). Contaminación de los ríos: caso río Guayas y sus afluentes. *Manglar*, 16(1), 63–70. <http://erp.untumbes.edu.pe/revistas/index.php/manglar/article/view/36>
- Bedoya Pérez, J. C., Ardila Arias, A. N., y Reyes Calle, J. (2014). Evaluación de un humedal artificial de flujo subsuperficial en el tratamiento de las aguas residuales generadas en la institución universitaria Colegio Mayor de Antioquia, Colombia. *Revista Internacional de La Contaminación Ambiental*, 30(3), 275–283.
- Berg, J. M., Tymoczko, J. L., y Stryer, L. (2008). *Bioquímica*. Reverté. https://books.google.com.mx/books?id=HRr4MNH2YssCyprintsec=frontcoverysource=gbs_ge_summary_rycad=0#v=onepageyqyf=false
- Bermúdez, R. C., Rodríguez, S., Martínez, M. de la C., y Terry, A. I. (2003). Ventajas

del empleo de reactores UASB para el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogas. *Tecnología Química*, 24(2), 37–44. <https://www.researchgate.net/publication/267241848>

Bermúdez Triviño, M. C., y Bohórquez Centurión, S. I. (2016). *Estado del arte en determinación de las variables que definen los modelos de contaminación ambiental en la tierra provocadas por metales pesados y hap`s*. Universidad de Guayaquil.

Borzacconi, L., y López, I. (1994). *Relevamiento de reactores anaerobios en América Latina*. 263–279.

Boullón, R. C. (2006). Espacio turístico y desarrollo sustentable. *Aportes y Transferencias*, 10(2), 17–24.

Buckland, K., y Drost, D. (2020). Mint in the Garden. *Horticulture*, 1–2.

Buitrón Méndez, G., Reino Sánchez, C., y Carrera Muyo, J. (2018). *Manual técnico sobre tecnologías biológicas aerobias aplicadas al tratamiento de aguas residuales industriales*.

Cajigas Ceron, A. A., Pérez Vidal, A., y Torres Lozada, P. (2005). importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. *Scientia Et Technica*, 6(27). <https://www.redalyc.org/pdf/849/84911698045.pdf>

Caldera, Y. A., Madue, P. I., Griborio, A. G., Gutiérrez, C., y Fernández, N. M. (2003). Efecto del tiempo de retención hidráulica en el funcionamiento de un reactor UASB tratando efluentes cárnicos. *Multiciencias*, 3(1), 1–13.

Campos Bedolla, P., Sanmarti Puig, N., Torres Lobejón, M. D., Mingo Zapatero, B., Fernández Esteban, M. Á., Boixaderas Sáez, N., de la Rubia, M. E., Rodríguez Bernabé, R., Pinto Casullueras, R., y Guillón López-Puigcerver, M. J. (2002). *Biología* 2. Limusa. https://books.google.com.mx/books?id=QI0tHB80XqICyprintsec=frontcover&yso=1&source=gbg_summary_rycad=0#v=onepageqyf=false

- Carbajal Azcona, Á., y González Fernández, M. (2012). Propiedades y funciones biológicas del agua. In *Agua para la salud. pasado, presente y futuro*. (pp. 33–45).
- Cervantes-Zepeda, A. I., Cruz-Colín, M. R., Aguilar-Corona, R., Castilla-Hernández, P., y Meraz-Rodríguez, M. (2011). Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(1), 67–77. www.amidiq.com
- CONAGUA. (2018). *Estadísticas del Agua en México*. <https://doi.org/10.16309/j.cnki.issn.1007-1776.2003.03.004>
- Crites, R., y Tchobanoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. McGraw-Hill.
- Crombet Grillet, S., Abalos Rodríguez, A., Rodríguez Pérez, S., y Pérez Pompa, N. (2016). Evaluación del tratamiento anaerobio de las aguas residuales de una comunidad universitaria. *Colomb. Biotecnol*, 1, 49–56. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v18n1.57715>
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., y Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales* (N. Antequera Durán (ed.)). Centro AGUA.
- Díaz-Cuenca, E., Alavarado-Granados, A. R., y Camacho-Calzada, K. E. (2012). El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. *Quivera*, 14(1), 78–97.
- Digfineart. (2020). *Ciclo de crecimiento de la azalea*. <https://www.digfineart.com/s/ciclo-de-crecimiento-de-la-azalea/>
- Draaijer, H., Maas, J. A. W., Schaapman, J. E., y Khan, A. (1992). Performance of the 5 MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India. *Water Science and Technology*, 25(7), 123–133. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0145>
- Escalera Vásquez, C. R. (2004). Dinámica de un reactor de biopelícula anaerobia

- tipo intercambiador de calor (RBAIC). *Investigación y Desarrollo*, 4(1), 58–68.
<https://doi.org/10.23881/idupbo.004.1-8i>
- Escorcía Redondo, N. T. (2001). *Diseño de un modelo a escala laboratorio de un reactor anaeróbico uasb para las aguas residuales institucionales de la Corporación Universitaria de la Costa*.
- Espinoza Simón, E., Rosas Lemus, M., Cabrera Orefice, A., Uribe Álvarez, C., Chiquete Félix, N., y Uribe Carvajal, S. (2014). Oxígeno, para bien y para mal. *Revista de La Facultad de Medicina de La UNAM*, 57(6), 57–60.
<http://www.scielo.org.mx/pdf/facmed/v57n6/0026-1742-FACMED-57-06-00057.pdf>
- FAO. (2011). *Manual de biogás*.
- FAO. (2017). *Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe* (J. Mateo-Sagasta (ed.)). www.fao.org/publications
- Fernández Cirelli, A. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva*, 11(3), 147–170.
- Fernández, R. (2015). Pretratamientos / Aguas. In *Escuela de Organización Industrial*. <http://www.eoi.es>
- Galindo Pardo, F. V., Jacobo-Salcedo, M. del R., Cueto-Wong, J. A., Reta Sánchez, D. G., García Hernández, J. L., y Vázquez-Vázquez, C. (2020). Caracterización de aguas residuales tratadas de la comarca lagunera y su viabilidad en el riego agrícola. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 11(1), 189–201.
<http://cienciasagricolas.inifap.gob.mx/editorial/index.php/agricolas/article/view/2084/2922>
- Gama Fuentes, M. de los Á. (2007). *Biología 1. Un Enfoque Constructivista*. Pearson.
https://books.google.com.mx/books?id=emvVdD5c5RkCyprintsec=frontcoveryh1=esysource=gbs_ge_summary_rycad=0#v=onepageyqyf=false
- Gandarillas R., V., Saavedra, O., Escalera, R., y Montoya, R. (2017). Revisión de

las experiencias en el tratamiento de aguas residuales domésticas mediante reactores UASB en Cochabamba-Bolivia comparadas con las de Latinoamérica, India y Europa. *Investigación y Desarrollo*, 1(17), 83–98. <https://doi.org/10.23881/idupbo.017.1-7i>

García-López, J. I., Ruiz-Torres, N. A., Lira-Saldivar, R. H., Vera-Reyes, I., y Méndez-Argüello, B. (2014). *Técnicas Para Evaluar Germinación, Vigor y Calidad Fisiológica de Semillas Sometidas a Dosis de Nanopartículas*.

García Espigares, M., y Pérez López, J. A. (2005). Aguas residuales. Composición. *Repositorio Universidad de Salamanca, España*. https://cidta.usal.es/cursos/edar/modulos/edar/unidades/LIBROS/logo/pdf/Aguas_Residuales_composicion.pdf

García Madruga, M. P. (2018). *Catabolismo y anabolismo*.

González-Gaudiano, E. (1999). *El ambiente: mucho más que ecología*. <http://anea.org.mx>

González González, M. I., y Chiroles Rubalcaba, S. (2010). Uso seguro y riesgos microbiológicos del agua residual para la agricultura Safe use and microbiological risks of wastewater for agriculture. In *Revista Cubana de Salud Pública* (Vol. 37, Issue 1). <http://scielo.sld.cu>

González Rodríguez, S., González Curbelo, G., González Silva, G., y Árias Lafargue, T. (2020). Aprovechamiento de la potencialidad de la vinaza para la producción de biogás como energía renovable. *Tecnología Química*, 40(2), 268–287. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-61852020000200269&lng=es&nrm=isoyt&lng=es#B2

Guadarrama-Brito, M. E., y Galván Fernández, A. (2007). Impacto del uso de agua residual en la agricultura. *Revista Iberoamericana de Las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*, 4(7).

Guerrero-Rodríguez, W. J., Castilla-Hernández, P., Cárdenas-Medina, K. N., Gómez-Aldapa, C. A., y Castro-Rosas, J. (2012). Degradación anaerobia de

dos tipos de lactosuero en reactores UASB. *Tecnología Química*, 32(1), 115–125.
http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S2224-61852012000100012yscript=sci_arttext&lng=en

Hernández Aguilar, H. N. (2020). *Evaluación Del Índice De Germinación En Semillas De Rábano (Raphanus Sativus) Usando Aguas Tratadas*. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.

Houbron, E., Canul Chan, M., González López, G. I., Rodríguez Guzmán, A., Rustrían Portilla, E., y Buendía Díaz, V. H. (2020). Agua y cambio climático. In A. Tejada Martínez, B. del Valle Cárdenas, C. M. Welsh Rodríguez, C. A. Ochoa Martínez, y I. R. Méndez Pérez (Eds.), *Veracruz, una década ante el cambio climático* (1ra ed., pp. 75–100). Gobierno del Estado de Veracruz.

Hulshoff Pol, L. (1987). *Arranque y Operación de Reactores UASB*. 1–11.

Hulshoff Pol, L. W., De Castro Lopes, S. I., Lettinga, G., y Lens, P. N. L. (2004). Anaerobic sludge granulation. *Water Research*, 38(6), 1376–1389.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.002>

Kalyuzhnyi, S. V., Pérez Martínez, E., y Rodríguez Martínez, J. (1996). Anaerobic treatment of highstrength cheese-whey wastewater in laboratory and pilot UASB-reactors. *Bioresource Technology*, 60(1), 59–65.
<http://www.enzyme.chem.msu.ru/ekbio/article/BRT-cheese.pdf>

Lahera Ramón, V. (2010). Infraestructura sustentable: las plantas de tratamiento de aguas residuales. *Quivera*, 12(2), 58–69.

Lallana, V. H. (2004). *Crecimiento*.

López Martínez, G. (2013). Método no convencional de medición de gases en la digestión anaerobia. *Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico, Universidad Distrital Francisco José de Caldas*, 11(5).
<http://cidc.udistrital.edu.co/investigaciones/documentos/revistacientifica/rev5/vol1/1Gases.pdf>

Lorenzo Acosta, Y., Domenech López, F., Gallardo Capote, M., Rojas Sariol, L., Eng

- Sánchez, F., Chanfón, J., y Fernández, R. (2014). Producción de bioenergía a partir del tratamiento anaerobio de vinazas de destilerías en reactores UASB. *Centro Azúcar*, 41(1), 78–93. <http://centroazucar.qf.uclv.edu.cu>
- Lorenzo Acosta, Y., y Obaya Abreu, M. C. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA. Sobre Los Derivados de La Caña de Azúcar*, 34(1), 35–48. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120659006>
- Lorenzo, Y., y Obaya, M. C. (2006). La digestión anaerobia y los reactores UASB. Generalidades. *ICIDCA. Sobre Los Derivados de La Caña de Azúcar*, 40(1), 13–21. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223121549002>
- Madigan, M. T., Martinko, J. M., y Parker, J. (1997). *Brock biología de microorganismos* (Prentice h, Vol. 11).
- Malina, J. F., y Pohland, F. G. (1992). *Design of Anaerobic Processes for Treatment of Industrial and Municipal Wastes* (7ma ed.). <https://books.google.com.mx/books?hl=esylr=yid=KOg-V8KrijM0Cyoifndypg=PP11ydq=malina+y+pohland+design+of+anaerobic+yots=O0MeLWyreSysig=gBNH-XhyIC5eCyunsqRvrVwJ3k4#v=onepageyq=malina+y+pohland+design+of+anaerobic+yots=false>
- Martínez-Lopez, A., Padrón-Hernández, W., Rodríguez-Bernal, O. F., Chiquito-Coyotl, O., Escarola-Rosas, M. A., Hernández-Lara, J., Elvira-Hernández, E. A., Méndez, G. A., Tinoco-Magaña, J., y Martínez-Castillo, J. (2014). *Alternativas actuales del manejo de lixiviados* (Vol. 9, Issue 1). www.saber.ula.ve/avancesenquimica
- Martínez Castillo, R. (2010). La importancia de la educación ambiental ante la problemática actual. *Revista Electrónica Educare*, 14(1), 97–111. <https://www.redalyc.org/pdf/1941/194114419010.pdf>
- Masters, G. M., y Ela, W. P. (2008). *La Introducción a la ingeniería medioambiental* (3ra ed.). www.pearsoneducacion.com
- Mejía-López, A., Cabrera, M., y Carrillo, Y. (2017). Remoción de contaminantes

orgánicos presentes en el agua residual doméstica mediante prototipo a escala de laboratorio / Organic contaminants removal in domestic wastewater using in a prototype laboratory scale. *La Granja: Revista de La Ciencia de La Vida*, 26(2), 72–83. <https://doi.org/10.17163/lgr.n26.2017.07>

Melosi, M. V. (2008). *The Sanitary City: Environmental Services in Urban America from Colonial Times to the Present* (A. Ed (ed.); 9a ed.). University of Pittsburgh Press.

<https://books.google.com.ag/books?id=NXnX4KkV00YCyprintsec=frontcover#v=onepageyqyf=false>

Menchaca Dávila, S. (2017). Actividades humanas y el agua. *Ciencia y Luz*. <https://www.uv.mx/cienciauv/files/2017/09/030-CYL-ACTIVIDADES-HUMANAS-Y-EL-AGUA-01.pdf>

Mendes Predolin, L. (2015). *Estudio de un sistema híbrido UASB+MBR para el tratamiento de aguas residuales urbanas*. Universidad de Alicante.

Metcalf, L., y Eddy, H. P. (2003). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. (G. Tchobanoglous, F. L. Burton, J. de D. Trillo Montsoriu, y I. Trillo Fox (eds.)). McGraw-Hill.

Mijaylova Nacheva, P., y Soriano O, E. (2016). *Uso de un producto biotecnológico en el tratamiento aerobio de aguas residuales*. https://www.researchgate.net/profile/Petia_Mijaylova/publication/228598766_Uso_de_un_producto_biotecnologico_en_el_tratamiento_aerobio_de_aguas_residuales/links/5791752c08ae0831552f9c15/Uso-de-un-producto-biotecnologico-en-el-tratamiento-aerobio-de-aguas-

Molina, F., García, C., Roca, E., y Lema, J. M. (2008). Characterization of anaerobic granular sludge developed in UASB reactors that treat ethanol, carbohydrates and hydrolyzed protein based wastewaters. *Water Science and Technology*, 57(6), 837–842. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.067>

Myers, R. J. (2010). One-hundred years of pH. *Journal of Chemical Education*, 87(1), 30–32. <https://doi.org/10.1021/ed800002c>

- Nadais, H., Capela, I., Arroja, L., y Duarte, A. (2001). Effects of organic, hydraulic and fat shocks on the performance of UASB reactors with intermittent operation. *Water Science and Technology*, 44(4), 49–56. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0175>
- Nelson, D. L., Lehninger, A. L., y Cox, M. M. (2008). *Lehninger principles of biochemistry* (5ta edición). W.H. Freeman.
- Ordoñez Gálvez, J. J. (2011). *Cartilla Técnica: Ciclo Hidrológico* (Z. I. Novoa Goicochea (ed.); 1ra ed.). Sociedad Geográfica de Lima.
- Orozco Gaviria, C., Triviño Cabrera, C. C., y Manrique Losada, L. (2014). Arranque de un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales domésticas en condiciones Andino Amazónicas. *Universidad Militar Nueva Granada*, 10(2), 170–185. <https://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rfcb/article/view/328/125>
- Pacco, A., Vela, R., Miglio, R., Quipuzco, L., Juscamaita, J., Álvarez, C., Fernández-Polanco, F., y Molina, L. (2018). *Propuesta de parámetros de diseño de un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales porcinas Proposal design parameters of a UASB reactor treating swine wastewater Scientia Agropecuaria* 9(3): 381-391 (2018). <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2018.03.09>
- Pagano, T., y Sorooshian, S. (2002). The Earth system: physical and chemical dimensions of global environmental change. In M. C. MacCracken y J. S. Perry (Eds.), *Encyclopedia of Global Environmental Ch* (pp. 450–464). Wiley.
- Pepper, I. L., Gerba, C. P., y Brusseau, M. L. (2006). *Environmental yamp; pollution science*. Elsevier/Academic Press.
- Pérez, A., y Torres, P. (2008). Indices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ingeniería y Competitividad*, 10(2), 41–52. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=291323482002>
- Pérez Montiel, J. I., Aldana Villasmil, G. J., y Rojano Alvarado, R. E. (2016). Evaluación hidráulica de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)

- usando un modelo de dispersión axial. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(3), 281–291. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.03.03>
- Powar, M. M., Kore, V. S., Kore, S. V, y Kulkarni, G. S. (2013). Review on applications of UASB technology for wastewater treatment. *International Journal of Advanced Science, Engineering and Technology*, 2(2), 125–133. <http://www.bipublication.com>
- Prieto Díaz, V. I., y Martínez de Villa Pérez, A. (1999). La contaminación de las aguas por hidrocarburos: un enfoque para abordar su estudio. *Rev Cubana Hig Epidemiol*, 37(1), 13–20. <http://scielo.sld.cu/pdf/hie/v37n1/hie03199.pdf>
- Pumarola, A., Rodríguez-Torres, A., García-Rodríguez, J. A., y Piedrola-Angulo, G. (2010). *Microbiología y parasitología médica* (2da ed.). Salvat. <https://biologiaumar.files.wordpress.com/2010/04/microbiologia-y-parasitologia-medica.pdf>
- Quintero Peña, N., y Correa Cely, C. R. (2011). Comparación de técnicas experimentales para la medición del crecimiento vegetal. *Revista Memorias*, 9(15), 81–94. <http://exa.unne.edu.ar/biologia/fisiologia.vegetal/Comparaciontecnicasexperimentales.pdf>
- Raffo Lecca, E. (2013). Tratado del agua y la legislación peruana. *Industrial Data*, 26(2), 106–117.
- Raffo Lecca, E., y Ruiz Lizama, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), 71–80. <https://www.redalyc.org/pdf/816/81640855010.pdf>
- Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales* (D. Jiménez Beltrán, F. de Lora, y R. Sette Ramalho (eds.)). Reverté. https://books.google.com.pe/books?id=30etGjzPXyCyprintsec=copyrightyh=esysource=gbs_pub_info_r#v=onepageyqyf=false
- Ramírez Camperos, E. (2004). Fundamentos teóricos de lodos activados y

- aereación extendida . In *Microbiología de lodos activados. Memorias curso internacional de sistemas integrados de tratamiento de aguas residuales y su reúso para un medio ambiente sustentable [Internet]*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/Capitulo11/Fundamentosdelprocesodelodosactivados.pdf>
- Ramírez Morales, S., y Vega de Kuyper, J. C. (2017). *Agua: fuentes, caracterización, tecnología y gestión sustentable* (1st ed., Vol. 1). Alfaomega. <https://tecnologicos.bibliotecasdigitales.com/read/9786076228920/index>
- Reynolds, K. A. (2002). Tratamiento de Aguas Residuales en Latinoamérica. Identificación del Problema. *Agua Latinoamerica*. <http://vbln0018>.
- Rodríguez Grimón, R. O. (2009). *La respiración celular*.
- Rodríguez S., M., y Flórez R., V. J. (2004). Ferti-Riego: Tecnologías y Programación en Agroplasticultura. In J. M. Guzmán Palomino y J. López Gálvez (Eds.), *CYTED* (pp. 25–36). <http://www.cytcd.org>
- Rojas, R. (2002). Sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Gestion Integral de Tratamiento de Aguas Residuales*, 1(1).
- Romero Rojas, J. A. (2004). *Tratamiento de aguas residuales, teoría y principios de diseño*.
- rotoplas. (2018). *Reactor UASB*. https://rotoplas.com.mx/wp-content/uploads/2018/06/ficha_reactor_UASB.pdf
- Salazar-Larrota, L., Uribe-García, L., Gómez-Torres, L., y Zafra-Mejía, C. (2019). Analysis of the efficiency of UASB reactors in a municipal wastewater treatment plant. *Revista DYNA*, 86(209), 319–326. <https://doi.org/10.15446/dyna.v86n209.70332>
- Salazar Peláez, M. L., Barceló Quintal, I. D., y Domingues Benetti, A. (2012). *Desempeño de reactores UASB bajo condiciones de sobrecargas hidráulicas pluviales* (Vol. 16, Issue 2).

- Seghezzo, L., Zeeman, G., Van Lier, J. B., Hamelers, H. V. M., y Lettinga, G. (1998). A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, 65(3), 175–190. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00046-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00046-7)
- SEMARNAT. (2013). Agua. In *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales*. (pp. 258–316).
- Shaughnessy, D., Polomski, B., y Ham, D. L. (2019). *Azalea Care*. <https://hgic.clemson.edu/factsheet/azalea-care/>
- Sosa Villalobos, C. A. (2013). *Aplicación de un tratamiento biológico a las aguas residuales provenientes de una destilería de alcohol de caña, utilizando un reactor UASB*. Universidad Politécnica de Madrid.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., Schertenleib, R., y Zurbrügg, C. (2011). *Compendio de sistemas y tecnologías de saneamiento* (2da ed.). EAWAG.
- Torres Lozada, P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas Residuales domésticas en Países en desarrollo. *Revista EIA*, 9(18), 115–129. <https://doi.org/10.24050/reia.v9i18.264>
- Torres Lozada, P., y Pérez, A. (2010). Actividad metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Ingeniería de Recursos Naturales y Del Ambiente*, 9(1), 5–14.
- Torres Lozada, P., Rodríguez, J. A., Barba, L. E., Morán, A., y Narváez, J. (2011). Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. *Revista Científica Ingeniería y Desarrollo*, 18(18), 50–60. <http://rcientificas.uninorte.edu.co/index.php/ingenieria/article/view/2405>
- Tortora, G. J., Funke, B. R., y Case, C. L. (2007). *Introducción a la microbiología* (9a ed.). Médica Panamericana. https://books.google.es/books?id=Nxb3iETuwplCyprintsec=copyrightyh1=esysource=gb_s_pub_info_r#v=onepageyqyf=false

- UNESCO. (2003). *Water for people, water for life*.
- Vacca J., V., Rincón, N., Colina, G., Marín, J., Díaz, A., y Behling, E. (2008). Tratamiento anaerobio para la remoción de compuestos fenólicos e hidrocarburos saturados. *Revista Técnica*, 31(3), 225–234. <https://go.gale.com/ps/i.do?p=IFMEysw=wyissn=02540770yv=2.1yit=ryid=GALE%7CA465167287ysid=googleScholarlylinkaccess=fulltext>
- van Haandel, A. C. (1994). Influence of the digested cod concentration on the alkalinity requirement in anaerobic digesters. *Water Science and Technology*, 30(8), 23–24.
- Venegas Venegas, J. A., Aryal, D. R., y Pinto Ruiz, R. (2019). Biogás, la energía renovable para el desarrollo de granjas porcícolas en el estado de Chiapas. *Análisis Económico*, 34(85), 169–187. <http://www.scielo.org.mx/pdf/ane/v34n85/2448-6655-ane-34-85-169.pdf>
- Vergara Tamayo, C. A., y Ortiz Motta, D. C. (2006). Desarrollo sostenible: enfoques desde las ciencias económicas. *CENES*, 35(62), 15–52.
- Waki, M., Yasuda, T., Fukumoto, Y., Béline, F., y Magrí, A. (2018). Treatment of swine wastewater in continuous activated sludge systems under different dissolved oxygen conditions: Reactor operation and evaluation using modelling. *Bioresource Technology*, 250, 574–582. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.078>
- WHO/UNICEF. (2000). *Global water supply and sanitation assessment*.
- Xu, J., Adair, C. W., y Deshusses, M. A. (2016). Performance evaluation of a full-scale innovative swine waste-to-energy system. *Bioresource Technology*, 216, 494–502. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.089>
- Zambrano Hidalgo, C. D. (2010). Evaluación y análisis de la calidad del agua del estuario del río Guayas. *Tesis. Universidad Católica de Santiago de Guayaquil*.

10 ANEXOS FOTOGRAFICOS

Se adjunta una serie de fotografías del montaje y operación del reactor UASB, así como del riego de cultivos con el agua tratada.

Anexo 1. Operación del reactor UASB.



Anexo 2. Mariotte flask.



Anexo 3. Lugar de toma de muestra.



Anexo 4. Semillas de rábano.



Anexo 5. Sembrado de las semillas de rábano.



Anexo 6. Reactor UASB.



Anexo 7. Montaje del reactor UASB.



Anexo 6. Menta.



Anexo 7. Crecimiento de la menta.



Anexo 8. Brotes de rábanos.



Anexo 9. Azaleas.

