



**UNIVERSIDAD CATÓLICA DE CUENCA**

*Comunidad Educativa al Servicio del Pueblo*

**UNIDAD ACADÉMICA DE INGENIERÍA, INDUSTRIA Y  
CONSTRUCCIÓN**

**CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

**EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE AGUAS  
RESIDUALES DOMÉSTICAS DE LA CIUDAD DE CUENCA EMPLEANDO EL  
REACTOR UASB CONSTRUIDO A ESCALA DE LABORATORIO**

**TRABAJO DE TITULACIÓN PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE  
INGENIERO AMBIENTAL**

**AUTOR: IAN JOSEPH FRAGA VINTIMILLA**

**DIRECTOR: ING. CARLOS MARCELO MATOVELLE BUSTOS. MSC**

**CO-DIRECTOR: ING. JUAN JOSÉ VÁZQUEZ GUILLEN. MSC**

**CUENCA – ECUADOR**

**AÑO**

**2021**

*Yo me gradué en  
los 50 años de La Cato!  
... y sostuve la Universidad*



## **UNIVERSIDAD CATÓLICA DE CUENCA**

*Comunidad Educativa al Servicio del Pueblo*

### **UNIDAD ACADÉMICA DE INGENIERÍA, INDUSTRIA Y CONSTRUCCIÓN**

#### **CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE AGUAS  
RESIDUALES DOMÉSTICAS DE LA CIUDAD DE CUENCA EMPLEANDO EL  
REACTOR UASB CONSTRUIDO A ESCALA DE LABORATORIO

**TRABAJO DE TITULACIÓN PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE  
INGENIERO AMBIENTAL**

**AUTOR: IAN JOSEPH FRAGA VINTIMILLA**

**DIRECTOR: ING. CARLOS MARCELO MATOVELLE BUSTOS. MSC**

**CO-DIRECTOR: ING. JUAN JOSÉ VÁZQUEZ GUILLEN. MSC**

**CUENCA - ECUADOR**

**AÑO**

**2021**

*Yo me gradué en  
los 50 años de La Cato!  
... y sostuve la Universidad*

## DECLARACIÓN

Yo, Ian Joseph Fraga Vintimilla, declaro bajo juramento que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentada para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento; y eximo expresamente a la Universidad Católica de Cuenca y a sus representantes legales de posibles reclamos o acciones legales.

La Universidad Católica de Cuenca puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y la normatividad institucional vigente.

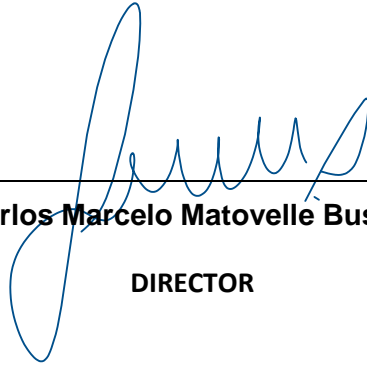


---

**Ian Joseph Fraga Vintimilla**

## CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Ian Joseph Fraga Vintimilla bajo mi supervisión.



---

**Carlos Marcelo Matovelle Bustos**

**DIRECTOR**

## **AGRADECIMIENTO**

En primer lugar, agradezco este logro a Dios, por permitirme vivir cada día, por cuidar de mi salud y por darme la fuerza y serenidad para poder concluir con tanto esmero y éxito este trabajo de titulación (tesis). En segundo lugar, quiero agradecer a todos mis profesores por su enseñanza y dedicación impartidas en clases ya que así logramos convertirnos en unos profesionales. Así mismo agradezco a mis compañeros porque pudimos convivir todos estos años formando una hermandad compartiendo grandes momentos divirtiéndonos, estudiando y aprovechando todos los conocimientos adquiridos en los salones de clases.

También quiero agradecer a mi Director y Co-Director quienes me dieron la oportunidad de aprovechar sus conocimientos científicos y gracias a su guía, sus consejos y a su paciencia pude culminar mi trabajo de titulación. Finalmente quiero agradecer a mi mamá y a mi abuelita Mary, ellas son un pilar fundamental para mí, porque siempre me brindaron su apoyo incondicional en todo momento en el cual me pude refugiar, gracias por enseñarme que debía seguir mis sueños y que siempre debía creer y confiar en mi capacidad. Sé que en un principio no resulto sencillo pero cada día con el ahínco de querer enorgullecerlas de mi mayor esfuerzo, gracias por ser mi guía, fortaleza y sacar lo mejor de mí.

## **DEDICATORIA**

Dedico de manera especial a mis Padres porque gracias a ellos que me formaron correctamente, me inculcaron sus valores y gracias a sus reglas y límites siempre estuve en el camino del bien, así me motivaron para aprovechar y valorar la educación que con tanto esfuerzo me dieron. Por lo que estoy muy orgulloso de poder dedicar este logro que con tanta determinación pude concluir con éxito.

A mis Abuelitos y a mis Tíos que me brindaron su apoyo a lo largo de mi carrera por que siempre creyeron en mí. Finalmente, se lo dedico a mi novia que estuvo en todo momento siendo un soporte para mí, motivándome a ser mejor.

Esto es posible gracias a ustedes.

# ÍNDICE DE CONTENIDOS

DECLARACIÓN.....	I
CERTIFICACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTO.....	III
DEDICATORIA.....	IV
ÍNDICE DE CONTENIDOS .....	V
LISTA DE FIGURAS .....	VIII
LISTA DE TABLAS.....	IX
LISTA DE ANEXOS .....	X
RESUMEN.....	XI
ABSTRACT .....	XII
CAPÍTULO I.....	1
1.1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.2. Objetivos.....	2
1.2.1. Objetivo general .....	2
1.2.2. Objetivos específicos.....	2
CAPÍTULO II.....	3
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
2.1. Aguas residuales .....	3
2.2. Clasificación de las aguas residuales .....	3
2.3. Características de las aguas residuales.....	4
2.3.1. Características físicas .....	4
2.3.1.1. Sólidos.....	4
2.3.1.2. Temperatura .....	4
2.3.1.3. Color .....	5
2.3.1.4. Otros parámetros .....	5
2.3.2. Características químicas .....	5
2.3.2.1. Materia orgánica.....	5
2.3.2.2. Potencial de hidrógeno (pH).....	6
2.3.2.3. Alcalinidad .....	6
2.3.2.4. Nitrógeno .....	7
2.3.2.5. Fósforo .....	7
2.3.2.6. Azufre .....	8
2.3.2.7. Gases .....	8
2.3.3. Características biológicas .....	8
2.4. Tratamiento de aguas residuales .....	9
2.5. Sistemas de tratamiento biológico .....	10
2.5.1. Tipos de procesos en el tratamiento biológico.....	11

2.5.2.	Aplicación de los procesos de tratamiento biológico .....	12
2.6.	Tratamiento anaeróbico.....	15
2.6.1.	Procesos de la digestión anaerobia .....	15
2.6.2.	Influencias de factores ambientales en la digestión anaerobia .....	16
2.6.2.1.	Nutrientes .....	17
2.6.2.2.	Temperatura.....	17
2.6.2.3.	pH.....	17
2.6.2.4.	Ácidos grasos volátiles.....	17
2.6.2.5.	Influencia de tóxico e inhibidores .....	17
2.6.3.	Biogás.....	18
2.7.	Reactores Anaerobios .....	18
2.8.	Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (UASB) .....	19
2.8.1.	Elementos que constituyen al reactor .....	20
2.8.2.	Ventajas y desventajas.....	20
2.8.3.	Consideraciones para el diseño y operación del reactor UASB .....	21
2.8.3.1.	Características de aguas residuales .....	21
2.8.3.2.	Carga orgánica volumétrica (COV) .....	22
2.8.3.3.	Tiempo de retención hidráulico (TRH) .....	22
2.8.3.4.	Perfil de lodos.....	22
2.8.3.5.	Velocidad del flujo ascendente .....	23
2.8.3.6.	Separador de gas/líquido/sólidos (GLSS).....	23
2.9.	Descripción de las aguas residuales de la ciudad de Cuenca.....	24
2.10.	Marco Legal.....	24
CAPÍTULO III.....		26
3.	MATERIALES Y MÉTODOS .....	26
3.1.	Área de estudio .....	26
3.2.	Desarrollo Metodológico.....	26
3.2.1.	Capacidad de biodegradabilidad de las aguas residuales.....	26
3.3.	Estudio preliminar del reactor UASB construido a escala laboratorio .....	27
3.3.1.	Diseño y operación del reactor UASB construido a escala laboratorio .....	27
3.3.1.1.	Diseño .....	27
3.3.1.2.	Operación.....	29
3.3.2.	Determinación del tratamiento .....	30
3.4.	Simulación del reactor UASB propuesto a escala real .....	31
3.4.1.	Propuesta de diseño y operación del reactor.....	31
3.4.2.	Modelo de Digestión Anaerobia (ADM1).....	32
3.4.2.1.	Desarrollo del Modelo (ADM1).....	33
3.4.2.2.	Software utilizado .....	37

3.4.3.	Determinación de la eficiencia en remoción de DQO .....	38
3.4.4.	Determinación del potencial energético del tratamiento .....	39
3.4.5.	Energía requerida para operar a 35 °C .....	40
CAPÍTULO IV	.....	41
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	41
4.1.	Capacidad de biodegradabilidad del agua residual .....	41
4.2.	Definición del escenario para la ciudad de Cuenca .....	41
4.3.	Resultado del escenario seleccionado.....	42
4.3.1.	Contenido de ácidos grasos volátiles (AGV).....	42
4.3.2.	pH .....	42
4.3.3.	Nitrógeno inorgánico .....	43
4.3.4.	Desarrollo de los microorganismos metanogénicos .....	44
4.3.4.1.	Acidogénesis .....	44
4.3.4.2.	Acetogénesis .....	45
4.3.4.3.	Metanogénesis .....	47
4.3.5.	Producción del biogás .....	48
4.3.6.	Energía requerida para operar a 35 °C .....	48
4.3.7.	Potencial energético del tratamiento .....	49
4.3.8.	Concentración de salida del parámetro DQO .....	49
4.3.9.	Eficiencia en remoción del parámetro DQO.....	50
CAPÍTULO V	.....	52
5.	CONCLUSIONES.....	52
CAPÍTULO VI	.....	53
6.	RECOMENDACIONES .....	53
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	54
ANEXOS	.....	61

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Clasificación del contenido de los sólidos.....	4
Figura 2. Transformaciones del nitrógeno dentro del proceso de nitrificación y desnitrificación. .....	13
Figura 3. Fases de la digestión anaerobia y poblaciones de microorganismos implicados. ....	16
Figura 4. Tipos de lodos.....	23
Figura 5. Ubicación de la PTAR Ucubamba .....	26
Figura 6. Forma de la campana con sus respectivas medidas.....	28
Figura 7. Diseño final del reactor UASB construido a escala laboratorio .....	29
Figura 8. Relaciones porcentuales del parámetro de la DQO .....	34
Figura 9. Diagrama de flujo basado al modelo ADM1 .....	38
Figura 10. Resultados simulados de la concentración de los AGV .....	42
Figura 11. Resultado del parámetro pH simulado.....	43
Figura 12. Resultado simulado del comportamiento del nitrógeno inorgánico .....	44
Figura 13. Comportamiento de la biomasa de la fase acidogénesis: a) $X_{aa}$ , b) $X_{fa}$ y c) $X_{su}$ .....	45
Figura 14. Comportamiento de la biomasa de la fase acetogénesis de $X_{pro}$ y $X_{c4}$ .....	46
Figura 15. Comportamiento de la biomasa de la fase acetogénesis $X_{pro}$ , $X_{c4}$ y $X_{fa}$ .....	47
Figura 16. Comportamiento de la biomasa de la fase metanogénesis $X_{ac}$ y $X_{h2}$ .....	47
Figura 17. Resultados de la producción de biogás mediante el modelo ADM1 .....	48
Figura 18. Resultados del potencial energético con una temperatura de 35 °C .....	49
Figura 19. Resultados de la concentración de salida del parámetro DQO.....	50
Figura 20. Resultado de la eficiencia en remoción del parámetro DQO .....	50

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de las características biológicas de las aguas residuales. ....	8
Tabla 2. Métodos de tratamiento de aguas residuales .....	10
Tabla 3. Descripción de los tipos de procesos en el tratamiento biológico. ....	11
Tabla 4. Principales procesos biológicos usados en el tratamiento de aguas residuales .....	13
Tabla 5. Componentes del biogás en función de su origen .....	18
Tabla 6. Tipos de reactores anaerobios.....	19
Tabla 7. Principales ventajas y desventajas del reactor UASB. ....	21
Tabla 8. Consideraciones para el diseño del separador de gas/líquido/sólidos .....	23
Tabla 9. Valores promedios anuales de la caracterización de aguas residuales de la ciudad de Cuenca .....	24
Tabla 10. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce .....	25
Tabla 11. Biodegradabilidad del agua residual .....	27
Tabla 12. Componentes del diseño de la campana o separador GSL .....	28
Tabla 13. Valores del tiempo de retención hidráulico en función al rango de temperatura.....	30
Tabla 14. Carga orgánica volumétrica en función a la temperatura .....	30
Tabla 15. Valores recomendados según la DQO presente del afluente .....	31
Tabla 16. Dimensiones del reactor UASB a escala real para la ciudad de Cuenca.....	32
Tabla 17. Datos de la operación del reactor UASB a escala real para la ciudad de Cuenca.....	32
Tabla 18. Procesos bioquímicos según el ADM1 .....	32
Tabla 19. Variables dinámicas del estado de los componentes solubles y particulado. ....	33
Tabla 20. Ecuaciones de la velocidad cinética de los procesos bioquímicos.....	35
Tabla 21. Comparación de los parámetros simulados de los escenarios planteados.....	41
Tabla 22. Resultados para mantener una temperatura de operación a 35 °C .....	49

## LISTA DE ANEXOS

Anexo 1: Caracterización de las aguas residuales de la ciudad de Cuenca .....	61
Anexo 2: Reactor UASB construido a escala laboratorio .....	61
Anexo 3: Matriz de Petersen de los componentes solubles. ....	62
Anexo 4: Matriz de Petersen de los componentes particulado .....	63
Anexo 5: Parámetros estequiométrico considerados del ADM1 .....	64
Anexo 6: Valores de las cinéticas del proceso bioquímico establecidas en el ADM1. ....	65

## RESUMEN

La presente investigación evaluó el sistema de tratamiento anaerobio de las aguas residuales de la Ciudad de Cuenca empleando el reactor de flujo ascendente UASB. Para ello, se parte de la información que se dispone de la caracterización de los parámetros fisicoquímicos, además, se definieron las variables que rigen el proceso del tratamiento con la tecnología propuesta, mediante un reactor construido a escala laboratorio y finalmente se aplicó el modelo ADM1 con la herramienta MATLAB para la simulación cercana a la realidad definida en el estudio, donde las condiciones adicionales contemplan el trabajo con 10 unidades, así como la regulación térmica del efluente a tratar, vario desde la temperatura ambiente de 16 °C hasta los 35 °C. Los resultados obtenidos permitieron seleccionar el proceso de mayor grado térmico, debido a la mayor cantidad de biogás producido (74940 – 48030 m<sup>3</sup>/d). La remoción representó a la cantidad materia orgánica removida que para este caso va desde 99,25% hasta el 79,75%. Posteriormente, el balance energético realizado se consideró las fronteras del estudio a los componentes que ingresan al reactor mostrando que existe un excedente energético de 485,65 – 311,26 MWh/día. Considerando lo anterior expuesto a la aplicabilidad de esta tecnología para la ciudad de Cuenca desde el punto de vista técnico es viable.

*Palabras clave:* aguas residuales, tratamiento anaerobio, reactor UASB, modelo ADM1, remoción DQO.

## ABSTRACT

This research evaluated the anaerobic wastewater treatment system of the city of Cuenca using the UASB flow reactor. To do this, the information available from the characterization of the physicochemical parameters was utilized to define the variables that govern the treatment process with the proposed technology employing a reactor built at laboratory scale; and finally, the ADM1 model was applied with the MATLAB tool for the simulation close to the reality defined in the study, where the additional conditions contemplate the work with 10 units, as well as the thermal regulation of the effluent to be treated, varying from the room temperature of 16 °C to 35 °C. The results obtained allowed the selection of the process with the highest thermal grade, due to the higher amount of biogas produced (74940 – 48030 m<sup>3</sup>/d). The removal represented the amount of organic matter removed, which in this case ranged from 99.25% to 79.75%. Subsequently, the energy balance carried out considered the boundaries of the study to the components entering the reactor showing that there is an energy surplus of 485.65 – 311.26 MWh/day. Considering the above exposed to the applicability of this technology for the city of Cuenca from the technical point of view is feasible.

*Keywords:* wastewater, anaerobic treatment, UASB reactor, ADM1 model, COD removal.

# CAPÍTULO I

## 1.1. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial la demanda del recurso hídrico (agua) se mantiene en aumento, debido al desarrollo de las diversas actividades antropogénicas y al crecimiento poblacional, por ende, se verá afectada la calidad del agua inclusive los niveles de escasez seguirán aumentando a medida que crezca la demanda (WWAP, 2017). Las cifras sobre la generación, recolección y tratamiento de las aguas residuales son inexistentes. Sin embargo, se estima una probabilidad que más del 80% de las aguas residuales son vertidas hacia al entorno sin poseer un tratamiento correcto (WWAP, 2017), causando impactos al medio ambiente como cambios en la hidromorfología, el incremento de agentes contaminantes, pérdida de la biodiversidad acuática y la degradación del ecosistema, afectando directamente a la salud de las personas que dependen de estas fuentes siendo su principal suministro (ONU, 2018; WWAP, 2019). Por ello la presente investigación persigue buscar alternativas que permitan gestionar un tratamiento depurativo óptimo como eficiencias técnicas, económicas y aspectos sociales.

El tratamiento de las aguas residuales tiene gran importancia social, económica y ambiental conjuntamente con la influencia directa de la salud y bienestar de la población en general (Díaz y Caballero, 2015). Es importante la búsqueda de soluciones o alternativas que tengan como fin preservar y cuidar el agua, aumentar la eficiencia de la gestión de las fuentes hídricas y promover la sostenibilidad ambiental, mejorando de tal forma que se motive al tratamiento de aguas residuales domésticas (Rivera, 2017).

En la actualidad la depuración de aguas residuales domésticas se realiza aplicando una combinación procesos físicos, químicos y biológicos, principalmente para remover sólidos sedimentables, disueltos y en suspensión, materia orgánica, metales, nutrientes y microorganismos patógenos (Crombet *et al.*, 2016). Individualmente cada tratamiento se distingue por un conjunto de limitaciones relativas al nivel de eficiencia, costos económicos y aplicabilidad. Así mismo, hoy en día, existen tendencias con respecto a los tratamientos biológicos debido a mejores rendimientos, comparados con los tratamientos convencionales, y sumado a costos económicos menores, así como la eliminación completa de contaminantes transformándolos en sustancias inocuas, como el metano y el dióxido de carbono (Espinoza y Zumba, 2018).

El crecimiento en cuanto a la población e industrialización ha causado un incremento en la demanda de agua, y en consecuencia en la formación de aguas residuales. En el entorno científico se persigue el avance de la tecnología pretendiendo eliminar los principales contaminantes de las aguas residuales. No obstante, los procesos biológicos han demostrado ser, tecnologías de gran eficacia y de bajo costo en el tratamiento de éstas. Ocasionalmente que en la actualidad los procesos aerobios presentan una pérdida de interés debido principalmente a sus elevados costos energéticos que intervienen en la aireación, por tal razón se están desarrollando tecnologías basadas en sistemas anaerobios debido a costos bajos y a elevados rendimientos (Maureira y Muñoz, 2017).

En el Ecuador se han implementado 421 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) procedentes de 133 Gobiernos Autónomos Descentralizados (GAD) Municipales. A nivel regional, la sierra predomina con mayor implementación de PTAR cuyo valor representa al 49,88%, seguido por la costa con el 30,64%, el 19% corresponde a la amazonía y finalmente en la región insular representando un 0,48% (INEC, 2016). Para el caso particular de este estudio, en la ciudad de Cuenca cuya PTAR que opera en Ucubamba empezó a funcionar a partir del año 1999, en el año 2012 se empezaron a realizar mejoras en el sistema para extender la vida útil de esta planta hasta el año 2030, cubriendo el 95% del tratamiento de las mismas. Esta tecnología está constituida por una fase de pre-tratamiento y de lagunas para la estabilización comprendidas para las fases: facultativa, maduración y aireación (Espinoza y Zumba, 2018). Siendo notable el

uso de un sistema totalmente aerobio, donde es evidente además el desaprovechamiento de los recursos y desperdicios de energía con esta tecnología.

La importancia de encontrar alternativas de tratamiento motiva al progreso investigativo mediante el aprovechamiento del agua residual y sus subproductos. Impulsando al desarrollo sustentable considerando siempre mejorar al medio ambiente (IMTA y ANEAS, 2017). Algunas instalaciones de tratamiento de aguas residuales en Europa y Estados Unidos capturan la mayor parte de CH<sub>4</sub> (UNESCO, 2020) para reducir la emisión de gases de efecto invernadero de igual forma aprovechando como energía alternativa, permitiendo el autoabastecimiento de la planta de tratamiento (Cervantes *et al.*, 2011).

La aplicación de la tecnología anaerobia en los países europeos y norteamericanos es utilizada en el sector industrial para tratar sus aguas residuales y como post tratamiento para digerir lodos de sistemas aerobios (Torres, 2012; Loja y Quezada, 2017). Mientras los países latinoamericanos principalmente Brasil, México y Colombia, desarrollan modelos anaerobios para tratar las aguas residuales domésticas o industriales que resultan completamente eficientes (Loja y Quezada, 2017; Lazcano, 2018). Investigaciones recientes muestran que dentro estos procesos anaerobios en ausencia de oxígeno, han notado incrementos en el uso de tecnologías basadas en el empleo de los reactores de películas ascendentes en países líderes como Estados Unidos, Holanda, Japón y Alemania (Gandarillas *et al.*, 2017).

El desarrollo tecnológico para modelos anaerobios muestra al reactor UASB como un equipo cuyos beneficios son: los espacios mínimos necesarios en su operación, construcción con mínimos detalles, su bajo costo de operación y mantenimiento e incluso se puede eliminar de manera eficiente altas concentraciones de materia orgánica (Gandarillas *et al.*, 2017).

Con lo mencionado se puede decir que utilizar el reactor UASB, para depuración de aguas residuales municipales resultaría beneficiosa para la ciudad de Cuenca, no solo por las ventajas propias de esta tecnología sino además por la necesidad actual de la ciudad de aumentar la capacidad operativa de acuerdo a los planes de construcción de nuevas plantas de tratamiento como la de Guanguarcho (Espinoza y Zumba, 2018). Es por eso que esta investigación persigue evaluar mediante el uso de herramientas informáticas el sistema de tratamiento anaerobio de aguas residuales de la ciudad, considerando a las dimensiones del reactor UASB construido a escala laboratorio partiendo de una caracterización de los parámetros fisicoquímico del agua residual y finalizar con una guía de operación del reactor comparando resultados obtenidos con el tratamiento actual.

## **1.2. Objetivos**

### **1.2.1. Objetivo general**

Evaluar el sistema de tratamiento anaerobio de las aguas residuales domésticas de la ciudad de Cuenca empleando el reactor UASB construido a escala laboratorio.

### **1.2.2. Objetivos específicos**

Establecer la capacidad de biodegradación actual de las aguas residuales de la ciudad de Cuenca.

Definir el proceso de tratamiento UASB estableciendo las condiciones necesarias para la depuración de aguas residuales de la ciudad de Cuenca.

Determinar la eficiencia en la remoción de DQO del reactor UASB para las aguas residuales de la ciudad de Cuenca.

## CAPÍTULO II

### 2. REVISIÓN DE LITERATURA

#### 2.1. Aguas residuales

Las aguas residuales según el (Acuerdo Ministerial 097-A, 2015), define a “aquellas de composición variada, así como las provenientes de descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, que hayan sufrido degradación en su calidad original”. De acuerdo a (Gómez *et al.*, 2014) se puede decir que los efluentes residuales son generados en cualquier actividad realizada por el hombre, para lo cual, se debe realizar un tratamiento previo debido a la alteración de su calidad, para luego ser depositadas en un recurso hídrico o recolectadas por un sistema de alcantarillado.

De manera general se definiría entonces a las aguas residuales, como aquellas que son generadas por las diversas actividades antropogénicas de forma municipal, industrial, comercial, servicios agrícolas, pecuarios y domésticas resultando ser combinadas con una o más efluentes atravesando una serie de degradaciones en su calidad y a su vez en sus características originales, lo cual requiere de la intervención de la mano del hombre a través de un tratamiento previo a su reutilización o para ser vertidas a un cuerpo natural (Prieto y Velasquez, 2018).

#### 2.2. Clasificación de las aguas residuales

La clasificación de las aguas residuales según (Chuquitarqui y Velásquez, 2017) quién realizó de acuerdo a su procedencia o estado de descomposición teniendo las siguientes clases:

- **Aguas residuales domésticas:** Son aguas de origen residencial y comercial que presentan desechos fisiológicos, productos de la actividad humana y deben ser dispuestas de forma adecuada (Gómez *et al.*, 2014).
- **Aguas residuales industriales:** Son las aguas que han sido utilizadas en procesos industriales, las cuales han recibido subproductos de contaminantes debido a su uso. En cuanto a la calidad es sumamente variable y para cada industria es necesario estudiarlas específicamente (Díaz y Caballero, 2015).
- **Aguas residuales municipales:** Hace referencia a las aguas residuales domésticas que pueden estar combinadas con aguas residuales de origen industrial con tratamiento previo y aguas de drenaje pluvial, para ser recibidas en los sistemas de alcantarillado de tipo combinado (Gómez *et al.*, 2014).
- **Aguas residuales agropecuarias o agroindustriales:** Se refiere a las escorrentías que provienen de las actividades agrícolas y de los mataderos, establos, granjas avícolas, etc, que dan lugar a una cantidad de materia carbonácea, formada por purines de los animales y el estiércol, combinados con residuos tóxicos de los pesticidas y fertilizantes usados en la agricultura (Lazcano, 2018).
- **Aguas pluviales:** Están constituidas por el escurrimiento superficial de las lluvias que proceden de los techos, pavimentos y el resto de superficies naturales (Lazcano, 2018).
- **Aguas residuales de origen minero – metalúrgico:** Los efluentes correspondientes a las minas se estiman que son los de mayor contaminación tanto en la generación como en su disposición o uso, debido a su gran mayoría están formados por metales pesados como cadmio, plomo, zinc, mercurio, entre otros, y metaloides como arsénico y antimonio (Lazcano, 2018).

## 2.3. Características de las aguas residuales

La importancia de conocer las características tanto físicas, químicas como biológicas radica en entender su composición, afectación y su importancia al momento de aplicar un tratamiento (Buitrón, Reino y Carrera, 2018).

### 2.3.1. Características físicas

Las principales características física de las aguas residuales que consideran (Von Sperling, 2007) y (Metcalf y Eddy, 1995) son: temperatura, olor, color, turbidez, densidad y contenidos de sólidos. Sin embargo, este último es fundamental debido que abarca materia en suspensión, materia sedimentable, materia coloidal y materia disuelta (Ortiz D. , 2011).

#### 2.3.1.1. Sólidos

El contenido de sólidos, está presente en partículas visibles y coloidales determinadas en las masas de agua y conformados principalmente por materia orgánica y sustancias químicas disueltas orgánicas e inorgánicas (Lazcano, 2018). La concentración de éstos prevé el grado de saneamiento conforme a la eficiencia de las diversas etapas de tratamiento (Chuquitarqui y Velásquez, 2017). Con respecto a la clasificación del contenido de sólidos en las aguas residuales se tiene: sólidos totales (ST), sólidos suspendidos (SS), sólidos volátiles (SV), sólidos disueltos (SD) y sólidos sedimentables (Ssed) (Metcalf y Eddy, 1995). Es importante mencionar que el parámetro de ST (así como SV y DQO) es proporcional a la cantidad de materia orgánica degradable en una muestra (Sánchez *et al.*, 2015). Los SV contienen componentes orgánicos teóricamente son transformados a metano (MINENERGIA, PNUD, FAO, GEF, 2011).

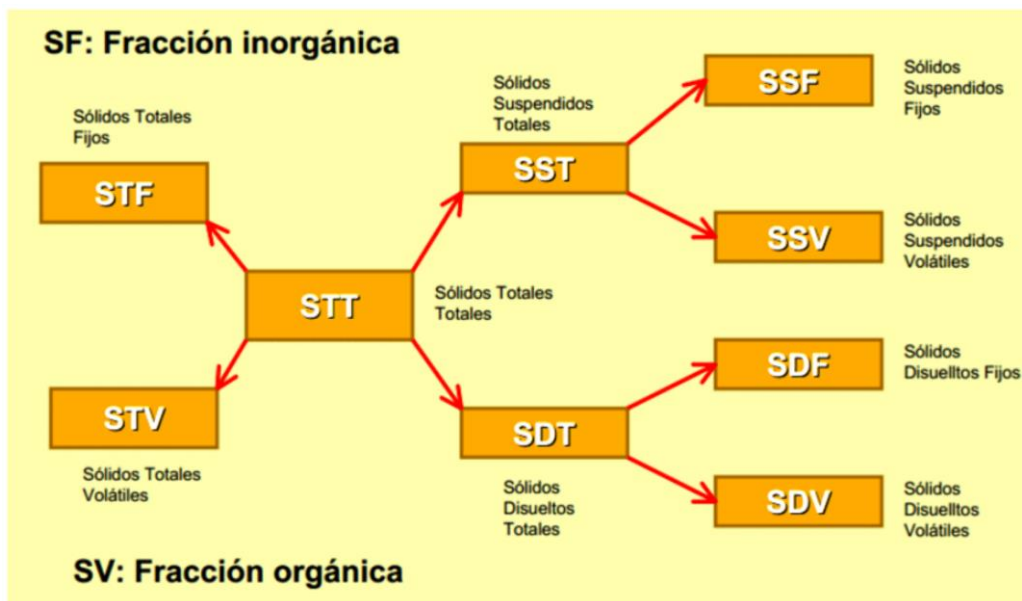


Figura 1. Clasificación del contenido de los sólidos.

Fuente: (Collazos, 2008; Lozano, 2012)

#### 2.3.1.2. Temperatura

El agua residual se caracteriza por poseer una temperatura mayor a la de suministro, siendo necesario destacar la importancia de ésta, para los sistemas depurativos en los procesos biológicos, por la influencia de este parámetro en el crecimiento microbiano donde se considera un ambiente de desarrollo propicio para rangos de 25 – 35 °C (Metcalf y Eddy, 1995). De igual forma para los ambientes anaeróbicos la relación con la temperatura puede subdividirse en tres

categorías: psicrófilo (0 – 20°C), mesófilo (20 – 40 °C) y termófilo (45 – 65 °C), sin embargo, las bacterias metanogénicas finalizan su actividad a los 15 °C (Chuquitarqui y Velásquez, 2017).

### **2.3.1.3. Color**

El color es un parámetro utilizado principalmente para estimar la condición general del agua residual de forma cualitativa, ocasionado por la presencia de los sólidos suspendidos, material coloidal y sustancias en solución (Metcalf y Eddy, 1995). Donde se presentan tonalidades: gris claro indicando una descomposición por medio del sistema de recolección en un corto tiempo y otro el gris oscuro o negro el cual es desarrollado por microorganismos en condiciones anaerobias (Ortiz D. , 2011). Adicional a esta información, el color se emplea como referencia de la eficiencia del proceso de remoción de la carga orgánica, debido a la pérdida del mismo de acuerdo a las condiciones del tratamiento (Muñoz, 2008).

### **2.3.1.4. Otros parámetros**

En este apartado se agrupan las características físicas como: olor, turbiedad y densidad debido a la utilidad al momento del diseño y operación de un sistema integral de tratamiento de aguas residuales. En el caso del olor, generalmente es producido por gases liberados producto de la descomposición de la materia orgánica presente en el agua residual (Crites y Tchobanoglous, 2000). Este aspecto obliga a mantener condiciones donde se disminuyan las emisiones de éstos, aplicando procesos unitarios para su recolección y tratamiento para mitigar el impacto ocasionado a la población y trabajadores dentro de una PTAR (Lebrero, 2012). Otro parámetro que entrega información importante en referencia al rendimiento del tratamiento de agua residual es la turbiedad, propiedad que se fundamenta en la transmisión de la luz, haciendo que ésta se disperse y absorba en lugar de transmitirse en línea recta a través de una muestra, su determinación orienta al contenido de los sólidos (materia coloidal, suspendida) presentes en los efluentes (Muñoz, 2008). Finalmente, la densidad la misma que se expresa como la masa por unidad de volumen ( $\text{kg/m}^3$ ) (Metcalf y Eddy, 1995), se destaca su relevancia en la depuración de las aguas principalmente en los procesos de sedimentación donde la tasa de hundimiento de sólidos limita la operación regular (Glasgow y Hsu, 1984).

## **2.3.2. Características químicas**

La caracterización química del agua residual considera como componentes principales: materia orgánica, pH, alcalinidad, nutrientes como el fósforo y nitrógeno, azufre y gases, siendo necesario conocerlas más a detalle debido a su importancia para tener un buen manejo y gestión de la calidad del agua en el momento de aplicar criterios adecuados en el diseño de las instalaciones y a su vez seleccionar un correcto tratamiento (Crites y Tchobanoglous, 2000).

### **2.3.2.1. Materia orgánica**

La materia orgánica en las aguas residuales está compuesta principalmente de: proteínas, carbohidratos y lípidos (Metcalf y Eddy, 1995). Se considera importante el contenido de éste parámetro, para determinar la calidad del agua y poder tratarlas con un diseño de instalación de un sistema depurativo debido que en los últimos años se han ocasionado problemas como en la dificultad o demora en el momento de la descomposición biológica de dichos compuestos (Crites y Tchobanoglous, 2000). Para esto se han desarrollado formas de determinación para la concentración de éstos a partir de ensayos de laboratorios cuyos parámetros establecidos son: Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Carbono Orgánico Total (COT).

#### **2.3.2.1.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $\text{DBO}_5$ )**

Es medida a los 5 días a una temperatura de 20 °C, determina el nivel de oxígeno consumido por los microorganismos, específicamente bacterias aerobias o anaerobias como:

*Pseudomonas*, *Escherichia*, *Aerobacter*, *Bacillus* generalmente presentes en la estabilización de la materia orgánica, cuya unidad es expresa en mg/l o ppm (Von Sperling, 2007). Este parámetro es fundamental para dimensionar instalaciones de tratamiento depurativos y a su vez medir la eficacia de algunos procesos de tratamiento (Metcalf y Eddy, 1995).

#### 2.3.2.1.2. *Demanda Química de Oxígeno (DQO)*

Representa la cantidad de oxígeno necesaria para la oxidación de los compuestos orgánicos a CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O, para ello se utiliza un fuerte oxidante como es el dicromato de potasio. Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en miligramos de oxígeno diatómico por litro (mg O<sub>2</sub>/l) (Von Sperling, 2007). Cabe señalar que este parámetro, indica cuánta materia orgánica se degradará para convertirse en biogás. Cuando la materia orgánica en DQO se relaciona con los nutrientes (nitrógeno, fósforo y azufre), entrega información importante, dada su influencia al crecimiento de los microorganismos anaerobios (Solera *et al.*, 2015).

#### 2.3.2.1.3. *Carbono Orgánico Total (COT)*

Es la cantidad de carbono orgánico total adherido a los compuestos orgánicos presentes en el agua residual (Metcalf y Eddy, 1995). De acuerdo con (Montañez *et al.*, 2018) existen una relación con los parámetros de DBO<sub>5</sub>, DQO y COT con las poblaciones microbianas para sus procesos metabólicos en los tratamientos biológicos. Éstos van a depender del tipo de operaciones unitarias (biológicas) de forma aerobia o anaerobia tales como homogeneizadores, biofiltros y fangos activados y también el uso de tecnologías como UASB, EASB (Montañez *et al.*, 2018).

#### 2.3.2.2. *Potencial de hidrógeno (pH)*

El pH indica la concentración de ion de hidrógeno teniendo un rango definido de 0 a 14, donde 7 es considerado como un valor neutral. Con respecto a esta propiedad, se presentan condiciones: ácidas (rango de 0 – 6,5) y bases (rango 7,5 – 14) de esta forma se conoce el estado del agua residual (Ortiz D. , 2011). Este parámetro influye directamente en el crecimiento bacteriano presentándose un ambiente de desarrollo favorable en intervalos de 5 – 9 (Von Sperling, 2007). De manera similar, se relaciona a éste, con la digestión anaerobia debido a que condicionan el funcionamiento de las diferentes poblaciones microbianas como las hidrolíticas (6,5 – 7,5), las acidogénicas (5,5 – 6,5), las acetogénicas (7 – 7,2) y las metanogénicas (6,5 – 7,5) (Chuquitarqui y Velásquez, 2017).

#### 2.3.2.3. *Alcalinidad*

Es la resistencia a la variación del pH a causa de la presencia de bicarbonato, carbonato e iones hidroxilo (Crites y Tchobanoglous, 2000). La alcalinidad en las aguas residuales es un parámetro de consideración para los tratamientos químicos, remoción de nutrientes biológico y para eliminar el amoníaco mediante arrastre por aire (Metcalf y Eddy, 1995). Además, es importante para evitar problemas en los procesos de digestión anaerobia, al cumplirse por la relación establecida por (Cajigas, Pérez y Torres, 2005) mediante la ecuación (Ecu.1).

$$\frac{AI}{AP} < 0,3 \quad \text{Ecu.1}$$

donde:

AI= alcalinidad debida a los ácidos grasos volátiles

AP= alcalinidad bicarbonática

#### **2.3.2.4. Nitrógeno**

El nitrógeno es un contaminante presente en las aguas residuales, el cual debe ser eliminado por presentar diferentes afectaciones al entorno: disminuye el oxígeno disuelto de las aguas, es tóxico ocasionando daños en la vida acuática y finalmente influyen al desarrollo de organismos fotosintéticos (eutrofización) (Claros, 2012). A pesar de esto, sirve como nutriente fundamental para el aumento de la población microbiana dentro del tratamiento biológico (Von Sperling, 2007). Para el diseño de este sistema depurativo principalmente se debe conocer la concentración de nitrógeno, para cumplir la relación con la DBO<sub>5</sub> y el fósforo que permita una óptima remoción en el proceso (Metcalf y Eddy, 1995). El contenido total del nitrógeno está compuesto por (Von Sperling, 2007):

- Nitrógeno orgánico: Está presente en forma de proteína, aminoácido y urea.
- Amoníaco: Es producido en la primera etapa por la descomposición del nitrógeno orgánico. Los valores del pH son superiores a 9,3.
- Nitrito: Es la etapa inmediata en la oxidación del amoníaco. En las aguas residuales llegan a una concentración de 1 mg/l.
- Nitrato: Producto final en la oxidación del amoníaco (Von Sperling, 2007).

El nitrógeno desempeña un papel importante en el proceso de digestión anaerobia (DA) siendo necesario para la formación de nueva biomasa donde los microorganismos necesitan de este elemento para cumplir con este fin, así como también se encarga en contribuir a la estabilización del pH en el reactor (Fricke *et al.*, 2007). De forma similar, el nitrógeno amoniacal es quien influye en el crecimiento de los microorganismos anaerobios. En el proceso de la DA, las formas del nitrógeno amoniacal específicamente el amonio es liberado durante la fase de hidrólisis de los compuestos orgánicos. Cabe señalar que la presencia de este compuesto en elevadas concentraciones trae como consecuencia la inhibición de los microorganismos metanogénicos y también provoca un aumento del pH (MINENERGIA, PNUD, FAO, GEF, 2011).

#### **2.3.2.5. Fósforo**

El contenido de fósforo está presente en las aguas residuales provenientes de las actividades domésticas, industriales y agrícolas. Éste se encuentra en forma de fosfatos derivados por los fertilizantes, excreciones humanas y animales y en detergentes o productos de limpieza (Suárez y Jácome, 2007). La carga de los fosfatos se compone de las siguientes formas: ortofosfatos, polifosfatos o fosfatos orgánicos (Ronzano y Dapena, 1995):

- Ortofosfatos: Proceden directamente de los vertidos de efluentes domésticos, agrícola o industrial o también del resultado de una degradación en el proceso del tratamiento de los polifosfatos orgánicos o inorgánicos.
- Polifosfatos (orgánicos o inorgánicos): Se degradan en los ortofosfatos o al permanecer en partes inertes y a su vez estas se presentan en solución o suspensión más o menos sedimentable (Ronzano y Dapena, 1995).

La concentración de éste es fundamental para el tratamiento biológico de las aguas residuales ya que influyen directamente al crecimiento y metabolismo de organismos acumuladores de polifosfatos (bacteria PAO) y las *acinetobacter* encargados en degradar los ácidos grasos volátiles (AGV), el cual comprende dos fases antagónicas: la anaerobia que produce la fermentación y captación de residuos, y la aerobia la cual captan los fosfatos para producir polifosfatos, desarrollando nuevas bacterias (Illana, 2014). Además, en la DA este nutriente participa en la producción de metano de acuerdo a su disponibilidad biológica (Arne Alphenaar *et al.*, 1993).

### 2.3.2.6. Azufre

El contenido de azufre en las aguas residuales se presenta en forma de sulfato, éste proviene principalmente de las actividades industriales como: papeleras, farmacéuticas, proceso de alimentos (Guisasola, 2019); siendo un compuesto inerte, no volátil y no tóxico (HulshoffPol *et al.*, 1998). Además, los sulfatos se convierten a sulfuros en condiciones anaerobias por medio de la acción bacteriana realizado por las *sulfato-reductoras* (SBR, bacterias reductoras de sulfato) (Solera *et al.*, 2015). Las SBR utilizan el sulfato como un aceptor terminal de electrones para la degradación de compuestos orgánicos e hidrógeno (HulshoffPol *et al.*, 1998). Respecto a las elevadas concentraciones de sulfato y sulfuros causan un desequilibrio en el proceso de DA. Dicho lo anterior, esto se da por la inhibición microbiana que consiste en dos fases: la primera se trata por la competencia del sustrato disponible entre los microorganismos SBR y metanogénicos (MINENERGIA, PNUD, FAO, GEF, 2011), a partir de esto se determinará la producción de sulfuro y metano en los productos finales (HulshoffPol *et al.*, 1998) y la segunda se basa claramente en el crecimiento metanogénico por la presencia de sulfuro solubles (MINENERGIA, PNUD, FAO, GEF, 2011) debido a su toxicidad provocando una inhibición severa e incluso teniendo una falla total del proceso como la reducción en la calidad del biogás generado ocasionando emisiones de olores desagradables (Krayzelova *et al.*, 2015). Además, es importante para evitar problemas en los procesos de reactores anaerobios debe cumplirse una relación establecida entre la DQO y sulfatos con valores superiores a 10 (HulshoffPol *et al.*, 1998).

### 2.3.2.7. Gases

En aguas residuales los gases son productos de una descomposición biológica de la materia orgánica como: el sulfuro de hidrógeno, amoníaco y metano, los cuales están presentes en la atmósfera por ser emitidos, sin darle ningún tipo de tratamiento o aprovechamiento (Prieto y Velasquez, 2018).

- Sulfuro de hidrógeno: Debido a la descomposición de la materia orgánica y en condiciones anaerobias.
- Metano: Procede de la descomposición de residuos domésticos en ausencia de oxígeno.
- Oxígeno: Se deriva por la infiltración superficial, agua de suministro y conexiones ilícitas (Metcalf y Eddy, 1995).

### 2.3.3. Características biológicas

Comúnmente para dar un óptimo tratamiento a las aguas residuales, es importante tener el conocimiento de las características biológicas cuya importancia radica en la determinación y descomposición microbiana de las diversas secuencias de depuración permitiendo a su vez la reutilización de los efluentes tratados (Ortiz D., 2011; Armengol, 2017). En general, los principales grupos de microorganismos biológicos presentes en los vertidos residuales son: bacterias, protozoos, virus, helmintos (Von Sperling, 2007), a través de la tabla 1 se describen los grupos mencionados.

Tabla 1. Descripción de las características biológicas de las aguas residuales.

Organismo	Descripción
Bacteria	<ul style="list-style-type: none"><li>• Son organismos unicelulares.</li><li>• Están presentes en varias formas y tamaños.</li><li>• Son los principales organismos responsables para la estabilización de la materia orgánica.</li></ul>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Algunas bacterias son patógenas como la <i>Escherichia coli</i>, <i>Salmonella</i>, <i>Salmonella typhi</i>, <i>Shigella</i>, <i>Vidrio cholerae</i>, <i>Yersinia enterolítica</i>, <i>Legionella pneumophila</i> y <i>Leptospira</i>, causando principalmente enfermedades intestinales y respiratorias.</li> <li>• Existen diferentes técnicas de tratamiento para eliminar la bacteria de <i>Escherichia coli</i> son: digestión anaerobia, microalgas.</li> <li>• La presencia y concentración de estos microorganismos patógenos como <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>), coliformes totales y coliformes fecales, son organismos indicadores que se emplean para llevar a cabo pruebas de identificación, estimación y monitorización de los efluentes residuales.</li> </ul>
Protozoos	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Generalmente se caracterizan por ser organismos unicelulares sin pared celular.</li> <li>• Se alimentan de bacterias, algas y otros microorganismos.</li> <li>• Esenciales en el tratamiento biológico para mantener un equilibrio de los diversos grupos.</li> <li>• Algunos son patógenos como <i>Balantidium coli</i>, <i>Cryptosporidium</i>, <i>Entamoeba histolytica</i>, <i>Giardia lamblia</i>, éstos causan enfermedades intestinales.</li> <li>• El tratamiento anaerobio específicamente en el reactor UASB tiene la capacidad de eliminar huevos y quistes de protozoarios.</li> </ul>
Virus	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Son partículas parasíticas formados por la asociación de material genético (ADN, ARN) y una estructura de proteína.</li> <li>• Son patógenos difíciles de remover en el tratamiento de agua potable o residual, los más comunes que se encuentran en los efluentes domésticos son: <i>Adenovirus</i>, <i>Enterovirus</i>, <i>Hepatitis A</i>, <i>Reovirus</i> y <i>Rotavirus</i>.</li> <li>• Las tecnologías de tratamiento existentes en la actualidad no contemplan un tratamiento para los virus.</li> </ul>
Helmintos	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Son gusanos pluricelulares.</li> <li>• Los organismos patógenos encontrados en las aguas residuales son: <i>Ascaris lumbricoides</i>, <i>Enterobius vericularis</i>, <i>Fasciola hepatica</i>, <i>Hymenolepis nana</i> y <i>Taenia saginata</i>.</li> <li>• Los helmintos tienen una resistencia en sus huevos, sin embargo, para su eliminación debe realizarse tratamientos: térmicos a temperatura de 40 °C, y procesos avanzados de oxidación basándose en reacciones químicas y radiación ultravioleta.</li> <li>• Los huevos de los helmintos se encuentran principalmente en la estabilización de fangos, es por ello que se aplica el tratamiento anaerobio logrando remover en la fase termófila.</li> </ul>

**Fuente:** (Von Sperling, 2007; Metcalf y Eddy, 1995; Armengol, 2017; Hernández A., 2010; Escobar *et al.*, 2014; Gandarillas *et al.*, 2017).

## 2.4. Tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de las aguas residuales consiste en la remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica, nutrientes de los efluentes, a través de procesos y operaciones físicos, químicos y

biológicos (Prieto y Velasquez, 2018). En la tabla 2 se presenta a cada método con una breve descripción y los fundamentos de cada operación. Cada proceso depende de las características y fundamentos de aplicación, considerando sus limitaciones, costos, eficiencia, impacto ambiental, confiabilidad, producción de lodos, problemas de operación y formación de subproductos tóxicos (Crini y Lichtfouse, 2018).

Tabla 2. Métodos de tratamiento de aguas residuales

<b>Métodos de tratamiento</b>	<b>Alcance</b>	<b>Operación</b>
<b>Operaciones físicas unitarias</b>	Se determina mediante la aplicación de fuerzas físicas con el fin de proporcionar una eliminación efectiva de estas partículas de diferentes tamaños durante el tratamiento de las aguas residuales.	Medición de caudal, desbaste, dilaceración, homogenización, mezclado, floculación, sedimentación, flotación, filtración, microtamizado, transferencia de gases.
<b>Procesos químicos unitarios</b>	Para la remoción de los contaminantes específicos en las aguas residuales, se adiciona productos químicos, los cuales se aplican en combinación con las operaciones físicas para obtener un mayor rendimiento.	Adsorción, precipitación, coagulación, oxidación, intercambio iónico, desinfección, dechloración.
<b>Procesos biológicos unitarios</b>	Se consigue la eliminación de contaminantes por actividad biológica. Se usa para eliminar sustancias orgánicas biodegradables presentes en el agua residual. Estos procesos se destacan por poseer excelentes rendimientos y menores costos.	Procesos aerobios, anaerobios, anóxicos, facultativos, combinados

**Fuente:** (Prieto y Velasquez, 2018; Metcalf y Eddy, 1995; Rojas, 2002; Paladines y Salazar, 2016; Chávez, 2017).

## **2.5. Sistemas de tratamiento biológico**

El tratamiento biológico en las aguas residuales se lleva a cabo mediante una serie de importantes procesos, donde principalmente se destaca utilización de microorganismos

(bacterias) aprovechando la actividad metabólica de éstos, con el propósito de eliminar componentes indeseables del agua (Rodríguez *et al.*, 2016; Prieto y Velasquez, 2018).

Este tratamiento se fundamenta en la disminución de la concentración de materia orgánica, eliminación los patógenos, parásitos, y disminución del contenido de nutrientes en las aguas residuales. Esto se logra a través de procesos según su función metabólica, donde la materia orgánica es metabolizada por diferentes cepas bacterianas (Vargas y Martínez, 2013).

### 2.5.1. Tipos de procesos en el tratamiento biológico

Según (Crites y Tchobanoglous, 2000) establece el campo de los sistemas tratamiento biológico de las aguas residuales de acuerdo a su función metabólica, la cual está compuesta por cinco procesos: aerobios, anaerobios, anóxicos, facultativos y combinados. Es por ello que en la tabla 3 de forma breve se describen los tipos de procesos en el tratamiento biológico.

Tabla 3. Descripción de los tipos de procesos en el tratamiento biológico.

Tipos de Procesos	Definición
Aerobios	Estos suceden en presencia de oxígeno con el objetivo principal de degradar la materia orgánica presente en las aguas residuales.  En cuanto al elevado crecimiento de las bacterias en condiciones aerobias trae como consecuencia alta concentración de lodos y mayor consumo energético.
Anaerobios	Estos ocurren en ausencia de oxígeno donde actúan los diferentes grupos microbianos encargados en remover la materia orgánica mediante una serie de reacciones de digestión y fermentación.  Actualmente, estos procesos se destacan por ser una opción de bajo costo, menor producción de lodos y generación de biogás en comparación con los aerobios.
Anóxicos	Este proceso también se conoce como desnitrificación anóxicos donde los nitratos se transforma a nitrógeno gas de forma biológica en ausencia de oxígeno.
Facultativos	Los organismos de este proceso pueden funcionar sin oxígeno molecular con el objetivo de obtener buenos rendimientos en la remoción de la materia orgánica.

Combinados	<p>Se agrupan diferentes combinaciones de procesos aerobios, anaerobios y anóxicos con el objetivo de mejorar el rendimiento.</p> <p>También se los conoce como procesos híbridos.</p>
------------	--

**Fuente:** (Crites y Tchobanoglous, 2000)

Es importante acotar que cada función metabólica está constituida por procesos individuales de acuerdo a la manera en la que se desarrollan los microorganismos, pudiendo establecerse otro campo dentro de los procesos biológicos. Dentro de estos procesos individuales se considera el crecimiento en suspensión o cultivo en suspensión dentro de un líquido, de igual forma la tecnología conocida como sistema de película bacterial adherida también llamada cultivo fijo desarrollados en medios inertes y la combinación de estos dos procesos (Prieto y Velasquez, 2018).

### 2.5.2. Aplicación de los procesos de tratamiento biológico

Las principales aplicaciones de los procesos de tratamiento biológico son:

**La remoción de la materia orgánica carbonácea:** Para esta remoción se contemplan los parámetros de: DBO, DQO y COT. Sin embargo, para los procesos biológicos se considera la DBO puesto que se relaciona con los SS, lo cual determina el rendimiento mediante la producción de fangos (López *et al.*, 2017).

**La eliminación del nitrógeno:** Este proceso está dividido por dos etapas, la primera etapa es la nitrificación cuando el nitrógeno presenta la materia orgánica en forma de amoníaco siendo transformado a nitrito y luego por una oxidación de este nitrito se convierte a nitrato (Venegas, 2015). La segunda etapa es la desnitrificación cuando el nitrato se reduce a nitrógeno gaseoso, tal como se aprecia en la figura 2 donde se muestran las transformaciones del nitrógeno dentro de los procesos mencionados (Claros, 2012). También, es importante seleccionar el tipo de proceso a utilizar, el cual depende de la composición del agua residual principalmente en los compuestos nitrogenados a tratar y a su vez basándose en los límites permisibles del vertido (Claros, 2012).

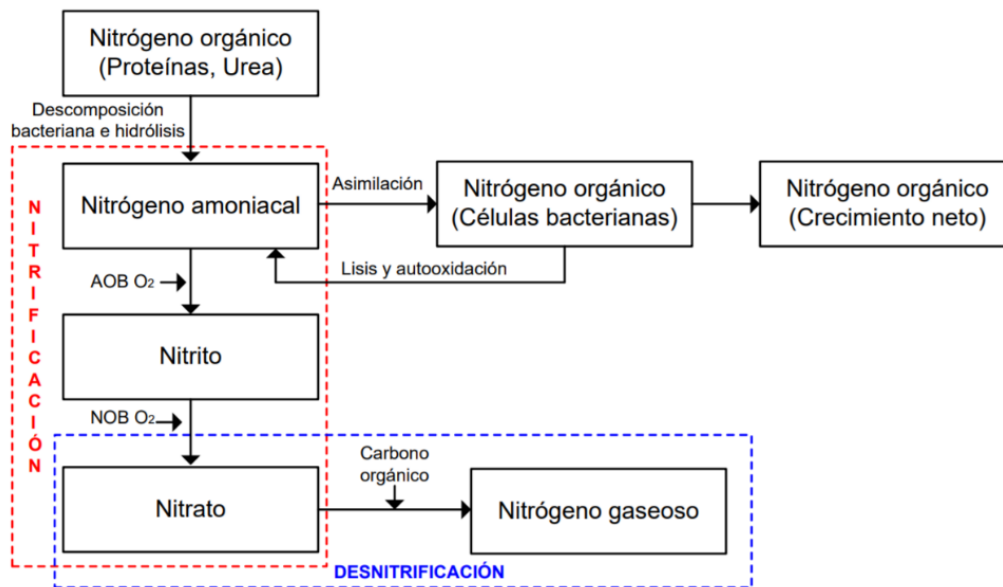


Figura 2. Transformaciones del nitrógeno dentro del proceso de nitrificación y desnitrificación.

Fuente: (Claros, 2012)

**La remoción biológica del fósforo (RBF):** Consiste de una biomasa tratadora del efluente donde elimina este compuesto por encima de los requerimientos anabólicos debido a la acumulación de los polifosfatos (López *et al.*, 2017). Por ello, es necesario eliminar este compuesto mediante un proceso biológico debido que se encuentra relacionado con la concentración de sustrato donde influyen los microorganismos anaerobios haciéndolo que esto se fermente (Castillo y Tejero, 1999).

**La estabilización:** Consiste principalmente en mantener inerte la materia orgánica procedentes de los fangos generados en tratamiento primario y biológico bajo condiciones aerobias y anaerobias (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Conocidos los tipos y aplicaciones de los procesos de tratamiento biológico, se pueden agrupar describiendo procesos individuales, tecnologías utilizadas y sus respectivas aplicaciones, tal como se aprecia en la tabla 4 donde se describen los principales procesos biológicos usados en el tratamiento de las aguas residuales.

Tabla 4. Principales procesos biológicos usados en el tratamiento de aguas residuales

Procesos individuales	Tecnologías utilizadas	Aplicación
<b>Procesos aerobios</b>		
Cultivo en suspensión	Proceso de fangos activados	Eliminación de DBO carbonosa, nitrificación
	Nitrificación de cultivos en suspensión	Nitrificación
	Lagunas aireadas	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación

	Digestión aerobia	Estabilización, eliminación de la DBO carbonosa
Cultivo fijo	Filtros percoladores	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación
	Filtros de desbaste	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación
	Contactores biológicos rotatorios (CBR)	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación
	Reactores de lecho compacto	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación
Combinación	Biofiltros activados / Filtros percoladores	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación
	Biorreactores de membrana	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación, remoción de nitrógeno y fósforo
	Humedales artificiales	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación
<b>Procesos anaerobios</b>		
Cultivo en suspensión	Procesos de contacto anaerobio	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación
	Digestión anaerobia	Estabilización, eliminación de la DBO carbonosa
Cultivo fijo	Lecho anaerobio fijo	Remoción de la DBO carbonosa, estabilización (desnitrificación)
Combinados	Proceso anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente – UASB	Remoción de la DBO carbonosa, específicamente desechos muy concentrados
	Reactor de manto de lodos/reactor de lecho fijo	Remoción de la DBO carbonosa
<b>Procesos anóxicos</b>		
Cultivo en suspensión	Desnitrificación con cultivo en suspensión	Desnitrificación

Cultivo fijo	Desnitrificación de película fija	Desnitrificación
<b>Procesos en lagunas</b>		
Lagunas aerobias	Lagunas aerobias	Remoción de la DBO carbonosa
Lagunas de maduración (terciarias)	Lagunas de maduración (terciarias)	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación
Lagunas facultativas	Lagunas facultativas	Remoción de la DBO carbonosa
Lagunas anaerobias	Lagunas anaerobias	Remoción de la DBO carbonosa (estabilización de desechos)
<b>Procesos combinados (aerobios, anaerobios y anóxicos)</b>		
Cultivo en suspensión	Procesos simples o de múltiples etapas, diferentes procesos propios	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación, desnitrificación y remoción de fósforo
Crecimiento combinado en suspensión y película fija	Procesos simples o de múltiples etapas	Remoción de la DBO carbonosa, nitrificación, desnitrificación y remoción de fósforo

Fuente: (Crites y Tchobanoglous, 2000; Ortiz D., 2011)

## 2.6. Tratamiento anaeróbico

El tratamiento anaeróbico también conocido como digestión anaerobia (DA), definido anteriormente como proceso biológico, es aquel que no depende de la presencia del oxígeno, sino de la acción de los microorganismos presentes en el proceso, los cuales degradan la materia orgánica de los efluentes convirtiéndolos en biogás. La composición de éste contempla principalmente metano (CH<sub>4</sub>) entre 60 – 80% y de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) entre 20 – 40% (Rodríguez *et al.*, 2016). Cabe destacar que esta tecnología principalmente es una fuente alterna como combustible, el cual puede ser utilizado para la generación de energía (Rodríguez *et al.*, 2016). Unas de las ventajas principales de este tratamiento: requieren menos espacios de terreno, menor consumo energético y genera baja concentración de fangos (Crombet *et al.*, 2016).

### 2.6.1. Procesos de la digestión anaerobia

La DA está constituida por una serie de reacciones bioquímicas donde interactúan las especies microbianas involucradas en la descomposición del material orgánico (Lazcano, 2018), distinguiéndose principalmente cuatro etapas, los cuales son: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

- **Hidrólisis:** Es un proceso donde los compuestos orgánicos complejos como los lípidos, proteínas e hidratos de carbono, sufren una despolimerización por acción de enzimas hidrolíticas en moléculas solubles y fácilmente degradables como azúcares, ácidos grasos de cadena larga, aminoácidos, alcoholes. Dentro de los géneros de bacterias con capacidad hidrolítica en procesos de DA comúnmente son: *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Lactobacillus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Eubacterium*, *Propionibacterium* y *Echerichia* (Escobar, 2018).
- **Acidogénesis:** Los compuestos solubles obtenidos de la etapa anterior se transforman en ácidos grasos de cadena corta (conocidos como ácidos grasos volátiles), ácidos: acético, propiónico, butírico y láctico; alcoholes como el etanol, propanol y butanol, producción de amoníaco,  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2$  (Gonzabay y Suárez, 2016). Los principales microorganismos asociados con la fermentación de la glucosa son de tipo *Clostridium* (Escobar, 2018).
- **Acetogénesis:** Las moléculas que provenientes de la acidogénesis son captadas por los microorganismos acetógenos para emplearlas en la producción de acetato, dióxido de carbono e hidrógeno. Los géneros estudiados de las bacterias que actúan en esta etapa son: *Syntrophobacter* y *Syntrophomonas* (Escobar, 2018).
- **Metanogénesis:** Constituye la etapa final del proceso, donde compuestos como el ácido acético hidrógeno y dióxido de carbono son transformados a  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ . Se distinguen dos tipos de arqueas como: las arqueas metanogénicas acetoclásticas donde degradan el ácido acético y las arqueas metanogénicas hidrogenófilas que consumen hidrógeno (Lazcano, 2018). Las bacterias metanogénicas (*Methanobacterium*, *Methanococcus*) actúan sobre los productos de las etapas anteriores y completan el proceso de descomposición anaeróbica mediante la producción de metano (Escobar, 2018).

Es importante detallar el flujo metabólico de cada etapa en la DA propuesta por (Flotats, 2018) donde se indica los porcentajes de la distribución de la DQO para conseguir el producto final que es el biogás, el cual está compuesto de metano y de dióxido de carbono (Figura 2).

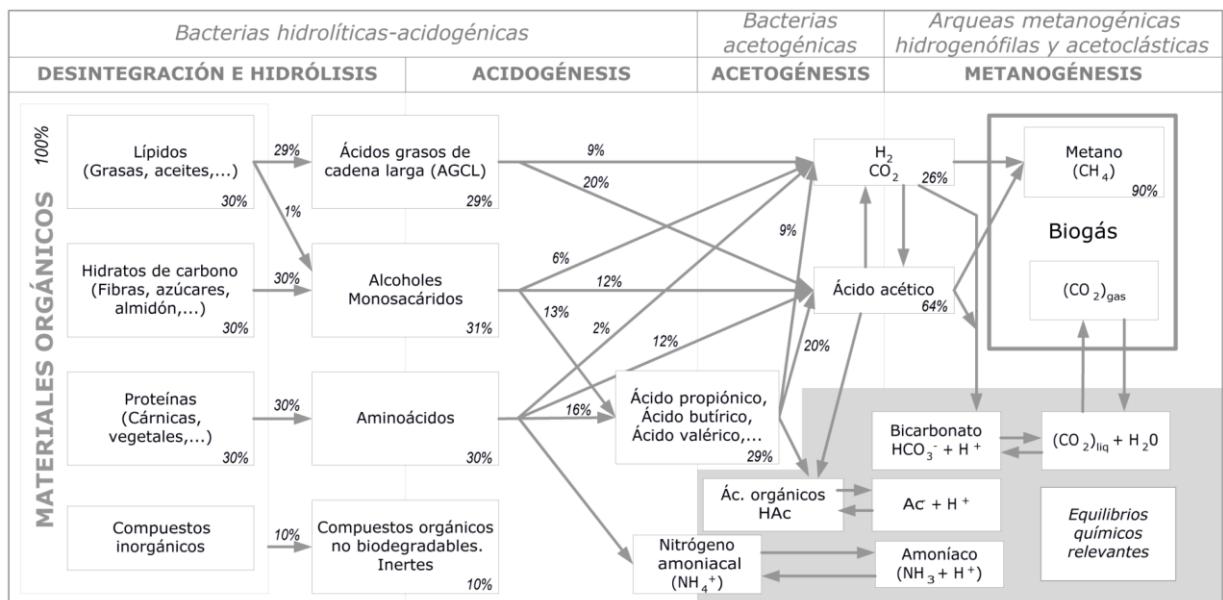


Figura 3. Fases de la digestión anaerobia y poblaciones de microorganismos implicados.  
Fuente: (Flotats, 2018)

### 2.6.2. Influencias de factores ambientales en la digestión anaerobia

Dentro del proceso de degradación anaerobia, se debe de considerar principalmente las velocidades de transformación metabólica de los distintos grupos bacterianos mismos que deben

estar en equilibrio, puesto que los productos finales de una etapa son consumidos en las siguientes etapas y se obtiene como resultado una relación simbiótica que estabiliza el proceso (Escobar, 2018). Los principales factores ambientales en la DA son: nutrientes, temperatura, pH, ácidos grasos volátiles, siendo esto necesario conocerlas más a detalle debido a su importancia dentro de este proceso.

### **2.6.2.1. Nutrientes**

Los microorganismos anaerobios necesitan de varios nutrientes para llevar a cabo sus funciones metabólicas en la DA. Por ello, es necesario mencionar que según (Solera *et al.*, 2015) estos nutrientes son clasificados en función a las cantidades requeridas como:

- Los micronutrientes también conocidos como elementos traza son: manganeso, hierro, molibdeno, zinc, cobalto, cobre, boro, níquel, cloro, selenio, sodio, wolframio y sílice, los podemos encontrar habitualmente en determinados sustratos que son usados para producir biogás, así como cultivos energéticos, residuos de comida. Dichos micronutrientes son cofactores de enzimas o coenzimas que actúan en la biosíntesis de metano y en el crecimiento de las bacterias anaerobias (Solera *et al.*, 2015; Cendales, 2011).
- Los macronutrientes como el fósforo y azufre son elementos fundamentales en el crecimiento y metabolismo de las bacterias anaerobias, debido a que forman parte de las enzimas que intervienen en la producción de metano (Solera *et al.*, 2015).

### **2.6.2.2. Temperatura**

La temperatura es una variable fundamental en un proceso anaerobio, ya que cambios en la misma alteran la población bacteriana presente. Asimismo, influye cambios en la composición del gas por efecto de la solubilidad en el equilibrio de las distintas reacciones químicas, etc (Prieto y Velasquez, 2018). En los procesos anaerobios se puede trabajar en tres rangos diferentes de temperatura. En el rango psicrófilo oscila 6 – 20 °C, en el mesófilo entre 30 – 40 °C y en el termófilo entre 50 – 65 °C; comúnmente el rango óptimo varía entre 35 – 55 °C (Feoli, 2016).

### **2.6.2.3. pH**

El pH mide la concentración de protones en disolución. Aunque es un parámetro habitual de medida por su sencillez y rapidez, el valor de pH y su control está muy relacionado con la alcalinidad en el medio y el dióxido de carbono disuelto. Por otro lado, las bacterias hidrolíticas operan adecuadamente entre 7,2 – 7,4, las acidogénicas entre 5,5 – 6,5, las acetogénicas entre 7 – 7,2 y las metanogénicas entre 6,5 – 7,5 (Quispe, 2014).

### **2.6.2.4. Ácidos grasos volátiles**

Los ácidos grasos volátiles (AGV) hace referencia a los productos intermedios del metabolismo del proceso anaerobio y se consideran buenos indicadores del balance de las poblaciones microbianas, debido a que son el producto de la actividad acidogénica del proceso y sustrato de la posterior (etapa metanogénica). Las bacterias anaerobias tanto fermentativas como acetogénicas se encargan de transformar la materia orgánica en hidrógeno y ácido acético construyéndose en sustrato de actuación por parte de las arqueas metanogénicas utilizadoras de hidrógeno y acetoclasticas, respectivamente (Solera *et al.*, 2015).

### **2.6.2.5. Influencia de tóxico e inhibidores**

En el proceso de la DA, la presencia de sustancias tóxicas tales como amoníaco, sulfuro, metales pesados y los ácidos grasos de cadena larga impiden la formación del biogás, así como también presentan problemas en el funcionamiento de los reactores anaerobios (MINENERGIA, PNUD, FAO, GEF, 2011).

### 2.6.3. Biogás

El biogás es el producto final del proceso de la DA, siendo una combinación de gases constituida por dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), y otros gases en pequeñas cantidades como ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S), amoníaco (NH<sub>3</sub>), hidrógeno (H<sub>2</sub>). La combinación de éste depende del material digerido y de los parámetros de operación del proceso (Flotats *et al.*, 2016), tal como se muestra en la Tabla 5. Donde se indican los valores de cada componente en función al substrato utilizado.

Tabla 5. Componentes del biogás en función de su origen

Componente	Residuos agrarios	Lodos de depuradora	Residuos líquidos industriales	Gas de vertedero	Efecto
CH <sub>4</sub> (% Vol.)	50 – 80	50 – 80	50 – 70	45 – 65	Combustible
CO <sub>2</sub> (% Vol.)	30 – 50	20 – 50	30 – 50	34 – 55	Diluyente, asfixiante
H <sub>2</sub> O	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado	Corrosivo, reduce PC
H <sub>2</sub> (% Vol.)	0 – 2	0 – 5	0 – 2	0 – 1	Combustible
H <sub>2</sub> S (mg/Nm <sup>3</sup> )	100 – 7000	0 – 1 (% Vol)	0 – 8 (% Vol)	0,5 – 100	Corrosivo, tóxico
NH <sub>3</sub>	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas	Corrosivo
CO (% Vol)	< 1	< 1	< 1	Trazas	Tóxico
N <sub>2</sub> (% Vol)	0 – 1	0 – 3	0 – 1	0 – 20	Diluyente
O <sub>2</sub> (% Vol.)	0 – 1	0 – 1	0 – 1	0 – 5	Corrosivo
COV (terpenos, ésteres, hidrocarburos halogenados, etc.)	Trazas	Trazas	Trazas	0,01 – 0,6%	Olores, corrosivo
Siloxanos	-	0 – 0,02	0 – 0,02	0,02	Abrasivo
Partículas	Presentes	Presentes	Presentes	Presentes	Obstructor

Fuente: (Flotats *et al.*, 2016)

### 2.7. Reactores Anaerobios

Un reactor o digestor anaerobio, es un espacio físico representado por el volumen establecido donde las reacciones químicas y biológicas deben ser controladas para conseguir una eficiencia en el tratamiento como la remoción de la materia orgánica y producción de biogás (Flotats, 2019).

Según (Flotats, 2019), estos dispositivos se clasifican de acuerdo al tipo de crecimiento de biomasa, los mecanismos aplicados para retener la biomasa activa en el reactor y el modelo de flujo (Tabla 6).

Tabla 6. Tipos de reactores anaerobios.

Tipo de crecimiento de la biomasa	Sistema de retención de biomasa	Modelo de flujo	Tipo de reactores	
Suspendido/ disperso	Ninguno	Indefinido	Lote, o continuo / semicontinuo	
			Reactores tubulares	
			Lagunas anaerobias cubiertas	
			Completamente mezclado	CSTR
			Flujo de pistón	PF reactor
		Colono externo	Completamente mezclado	Reactor de contacto
		Membrana (interna o externa)	Completamente mezclado	AnMBR
	Sedimentación interna	Completamente mezclado, lote	AnSBR	
Suspendido/ granular	Sedimentación/separación interna	Flujo ascendente (flujo de pistón)	UASB	
		Flujo de pistón / lecho expandido	EGSB	
		Flujo de pistón / lecho expandido, recirculación interna	IC	
Biopelícula	Soporte estacionario	Flujo de flujo/flujo descendente	DSFF	
		Flujo de flujo/flujo ascendente	AF	
	Soporte móvil	Cama fluidizada	FB	
Suspendido y biopelícula	Abajo: suspendido Arriba: soporte	Flujo de pistón, flujo ascendente	Reactor híbrido	
	Reactores de varios pasos y separados		Varias combinaciones	

Fuente: (Flotats, 2019)

## 2.8. Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (UASB)

El Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (UASB por sus siglas en inglés, Upflow Anaerobic Sludge Blanket), fue construido y operado en el laboratorio de la Universidad Agrícola de Wageningen originario del país de Holanda en el año de 1971 con el objetivo principal de tratar aguas residuales de baja y media concentración de materia orgánica, con elevadas cargas volumétricas, considerando un menor tiempo de retención hidráulica (De Zeeuw, 1988). Después de 6 años, se implementó este tipo de reactor en una industria azucarera obteniendo buenos resultados, a partir de esto, las universidades y empresas consultoras realizaron investigaciones sobre la aplicabilidad de este tratamiento enfocado a las diversas actividades industriales como fábricas textiles, productos químicos, procesamiento de papel y cervecerías (De Zeeuw, 1988).

Los principales países latinoamericanos en implementar esta tecnología del UASB son Brasil y Colombia resultando ser eficientes en la remoción de la materia orgánica de aguas residuales domésticas (Loja y Quezada, 2017). También es importante acotar que el diseño de estos reactores se han desarrollado mejoras en toda la trayectoria de su investigación (De Zeeuw, 1988). Esta tecnología pertenece a un sistema de tratamiento anaeróbico fundamentado en la

inmovilización de la biomasa en forma de gránulos de lodo de sedimentación (Schmidt y Ahring, 1996).

Por tal razón, es necesario conocer más acerca del reactor UASB como: los elementos que lo constituyen, de igual manera las ventajas y desventajas del dispositivo y así mismo las consideraciones para el diseño y operación de este; debido que esta investigación se fundamenta en la aplicación de este tipo de reactor.

### 2.8.1. Elementos que constituyen al reactor

Los elementos que constituyen al reactor UASB son (Ministerio del Ambiente-MINAM, 2009):

- El diseño es de forma rectangular o circular donde se mantiene suspendida el agua residual a tratar.
- El afluente es el ingreso del agua a tratar permitiendo el ascenso del líquido desde el fondo de la unidad.
- Luego pasa por un manto de lodos que es ascendido y está constituido por microorganismos anaerobios donde se realiza la fermentación.
- En la parte superior se encuentra una campana donde separa la fase gaseosa y líquida, es decir, la separación del biogás y las partículas de lodo.
- El efluente sale hacia el postratamiento o su etapa final (Ministerio del Ambiente-MINAM, 2009) (Figura 3).

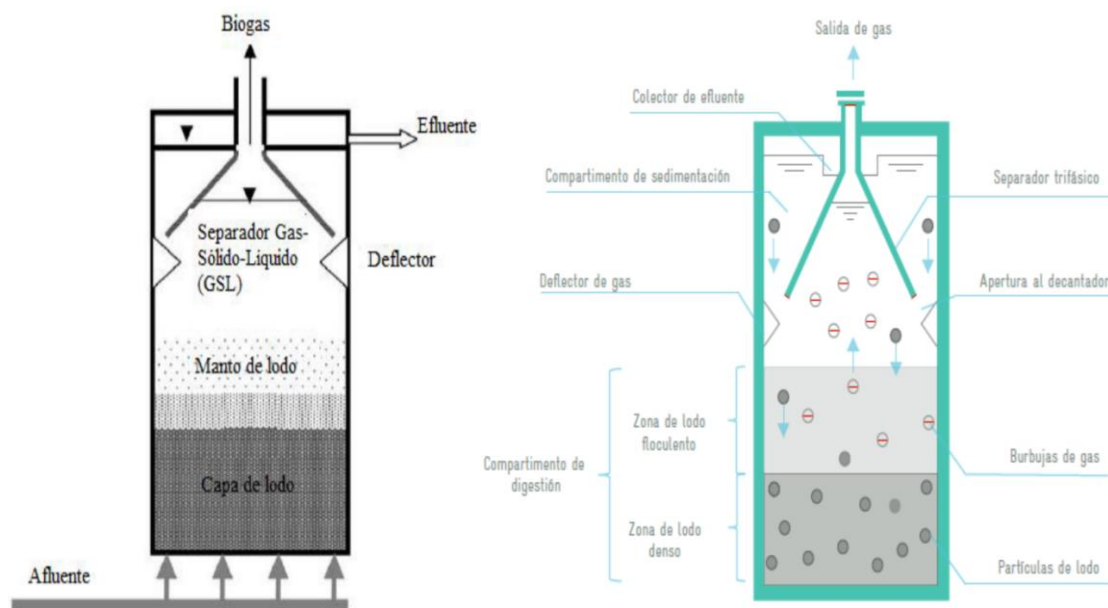


Figura 3. Esquemas del reactor UASB

Fuente: (Gandarillas *et al.*, 2017; GIZ México, SENER, SEMARNAT, CONAGUA, ANEAS, 2017)

### 2.8.2. Ventajas y desventajas

El reactor UASB, como cualquier sistema de tratamiento de aguas residuales, tiene ventajas y desventajas detallada en la tabla 7, dependiendo de la aplicación específica, pueden influir decisivamente en su elección de opciones de tratamiento (Gandarillas *et al.*, 2017).

Tabla 7. Principales ventajas y desventajas del reactor UASB.

Ventajas	Desventajas
Pueden alcanzar alta eficiencia en remoción de DQO y DBO <sub>5</sub> que oscila entre 65 – 80%.	Dado que elimina preferentemente compuestos orgánicos y sólidos en suspensión, no es eficaz para un tratamiento secundario completo.
La tecnología es de simple construcción y operación, siendo de bajo costo.	Hay poca experiencia en aplicaciones de reactores a gran escala.
Con un inóculo apropiado puede arrancar casi inmediatamente.	Existe mayor dificultad en el arranque del reactor, siendo necesario inoculación de bacterias anaerobias y control operacional especializado.
La producción de lodos en exceso es baja.	Como todo proceso biológico, es sensible a la temperatura del agua residual (inferior a 16 °C) y a cambios bruscos de pH fuera del intervalo de 6,5 a 7,5.
El biogás producido puede ser transformado como fuente de energía e incluso puede utilizarse para calentar el reactor y mejorar la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica	Suele emitir un olor desagradable por escape de gas, por fallo de ventilación o sobrecarga.
Puede aplicarse a pequeña y gran escala.	La eliminación de microorganismos patógenos es muy limitada con la excepción de huevos de helmintos, que se capturan efectivamente en el lecho del lodo.

Fuente: (Gandarillas *et al.*, 2017)

### 2.8.3. Consideraciones para el diseño y operación del reactor UASB

Los parámetros de diseño y operación para el normal desempeño del reactor UASB son: características del agua residual, carga orgánica volumétrica, tiempo de retención hidráulico, perfil de lodos, velocidad del flujo ascendente y la unidad de separación gas/líquido/sólido, donde se detallan a continuación de acuerdo a la información bibliográfica existente.

#### 2.8.3.1. Características de aguas residuales

La granulación de los lodos se puede ver afectada de forma negativa por determinadas sustancias, esto se debe a la composición de las aguas residuales industriales mismas que presentan altas concentraciones de grasas y proteínas lo cual produce una disminución de la capacidad de construir un denso lodo granulado. La cantidad de sólidos que existen en las aguas residuales es importante porque esta se relaciona con la formación de los lodos densos de acuerdo a la fracción de las partículas frente a la DQO soluble siendo fundamental para determinar las cargas de diseño y operación para el reactor UASB (Castro, 2018).

Los efluentes industriales generalmente contienen altas cargas orgánicas con concentraciones de DQO entre 1500 - 3000 mg/L, de igual forma para los tratamientos de lixiviados donde las concentraciones del parámetro antes mencionado oscilan de 10000 a 30000 mg/L (Caicedo, 2006). En cambio, aguas proveniente de actividades domésticas se consideran de baja carga presentando una concentración de DQO menor a los 2000 mg/L (Lorenzo y Obaya, 2006).

### **2.8.3.2. Carga orgánica volumétrica (COV)**

La carga orgánica volumétrica se conoce como la cantidad de sustrato (Kg DQO) que se introduce por unidad de volumen ( $m^3$  reactor) por unidad de tiempo (día) (Prieto y Velasquez, 2018). Este parámetro indica la capacidad de conversión metanogénica del UASB donde se establece una relación entre cantidad de la biomasa retenida y la actividad metanogénica del lodo acumulado (Moya, 2018). No todos los reactores presentan la misma cantidad de biomasa por unidad de volumen (Prieto y Velasquez, 2018).

### **2.8.3.3. Tiempo de retención hidráulico (TRH)**

El tiempo de retención hidráulico es la unidad de tiempo que el agua residual se encuentra dentro del reactor y es usada para comparar reactores. No obstante, se utiliza como la variable de diseño para el tratamiento de aguas residuales que tienen bajas cargas orgánicas (Prieto y Velasquez, 2018).

El TRH es variable debido a que depende del diseño, características de operación y las aguas residuales que se van a tratar. Se debe considerar una relación entre la velocidad de flujo ascendente de líquido y los sólidos en el tiempo de contacto en el reactor UASB donde en el lecho de lodo mediante un menor tiempo estos sólidos serán unidos o atrapados y por lo tanto mayor será la concentración del sustrato disponible para las bacterias metanogénicas y así se estimulará el crecimiento de las bacterias conjuntamente aumentará la producción de biogás (Quispe, 2014).

### **2.8.3.4. Perfil de lodos**

Es la medida de concentración de los SSV y SST con relación a la altura del reactor donde se permite el cálculo de la cantidad absoluta de lodo en el reactor (Chuquitarqui y Velásquez, 2017). La actividad biológica del lodo se relaciona con la cantidad de microorganismos presentes y su finalidad es degradar la materia orgánica del agua residual a tratar (Lorenzo y Obaya, 2006). Cabe recalcar que este parámetro es indispensable conocer su comportamiento cuando se establecen variaciones en su funcionamiento, por lo que es importante comprender las características de los tipos de lodos (Chuquitarqui y Velásquez, 2017) (Figura 4).

- **Lodo disperso:** No existe agregación de partículas en el lodo, y por lo tanto no hay cambios notables en propiedades de sedimentación (velocidad de sedimentación 0,05 – 0,2 m/h).
- **Lodo floculento:** Agregado en flóculos sueltos con propiedades intermedias resedimentación (2 m/h).
- **Lodo granular:** Agregado en gránulos compactos con un diámetro de 0,5 a 3 mm (velocidad media de sedimentación 50 m/h) (Chuquitarqui y Velásquez, 2017).



Figura 4. Tipos de lodos

Fuente: (Castro, 2018)

### 2.8.3.5. Velocidad del flujo ascendente

La velocidad del flujo ascendente se representa por m/h lo cual está relacionado con el caudal del influente y el área transversal del reactor (Moya, 2018). La máxima velocidad superficial en el reactor depende principalmente de las cargas aplicadas y del tipo de lodo que se presenta. Para reactores que operan con lodo floculento y con cargas orgánica de hasta 5,0 a 6,0 kgDQO/m<sup>3</sup>/día, las velocidades superficiales medias deben ser el de orden de 0,5 a 0,7 m/h, tolerando picos temporales durante 2 a 4 horas son de 1,5 a 2,0 m/h (Castro, 2018). En cambio, los que utilizan con lodo tipo granular, las velocidades superficiales que pueden ser significativamente mayores, alcanzando el orden de 10 m/h (Castro, 2018). Es necesario considerar éste parámetro aquel que está limitado con el TRH y el tiempo de retención de los lodos estableciendo una relación entre la altura y la sección requerida para un buen funcionamiento (Moya, 2018).

### 2.8.3.6. Separador de gas/líquido/sólidos (GLSS)

El separador de gas/líquido/sólidos está proyectado para transportar el biogás producido, evitando el lavado de sólidos, potenciando la separación de partículas sólidas y gaseosas, para así dar lugar a que los sólidos permanezcan en la zona de manto de lodos y conjuntamente ayudan a aumentar la eliminación de sólidos correspondiente al efluente (Castro, 2018). Para un mejor diseño de éste en la tabla 8 se presentan unas consideraciones importantes en el momento del diseño (López *et al.*, 2017).

Tabla 8. Consideraciones para el diseño del separador de gas/líquido/sólidos

Unidades de diseño del separador de GLSS
1: La pendiente del colector de gas debe estar entre 45 y 60 grados.
2: El área de la superficie de la abertura entre los colectores de gas debe ser del 15 al 20% del área de la superficie del reactor.
3: A la altura del reactor de 5 – 6 m, la altura del colector de gas debe ser de 1,5 – 2 m.
4: Para promover el escape y la acumulación de burbujas y evitar la formación de una capa de crema, la interfaz líquido-gas debe mantenerse en el colector de gas.

5: Para evitar que las burbujas que fluyen hacia arriba entren en la cámara de precipitación, la parte superpuesta del deflector instalado debajo de la abertura debe ser de 15 – 20 cm.

6: Generalmente, se debe instalar un deflector frente al vertedero de salida de agua para eliminar la capa de crema.

7: El diámetro del tubo de escape debe ser lo suficientemente grande para garantizar que el biogás se pueda eliminar fácilmente de la tapa de recolección, especialmente en el caso de formación de espuma

8: En la parte superior del colector de gas se deben colocar boquillas antiespuma para evitar que se forme una gran cantidad de espuma durante el proceso de tratamiento de aguas residuales.

Fuente: (López *et al.*, 2017)

## 2.9. Descripción de las aguas residuales de la ciudad de Cuenca

La ciudad de Cuenca en el año 1999, se construyó la planta de tratamiento de aguas residuales en Ucubamba, donde se mantienen un plan de control de la calidad de las aguas residuales. A partir de su funcionamiento dicha planta ha sido monitoreada para vigilar así las características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales siendo detallada en la tabla 9 (Espinoza y Zumba, 2018).

Tabla 9. Valores promedios anuales de la caracterización de aguas residuales de la ciudad de Cuenca

Parámetros	Años										
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2012	2013	2014	2015	
Caudal (l/s)	1206	1137	1237	1226	1229	1295	1254	1496	1583	1591	
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	93	100	97	85	109	118	97	104	110	131	
DQO (mg/l)	219	248	240	205	261	293	235	236	272	287	
Sólidos totales (mg/l)	-	-	-	-	-	524	497	468	460	470	
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	159	144	150	148	200	247	220	199	189	212	
Sólidos suspendidos volátiles (mg/l)	-	106	97	86	107	126	103	96	276	114	
Sólidos sedimentables (mg/l)	3,4	3,12	2,87	2,76	3,14	3,68	2,05	2	3	5,62	
Nitrógeno amoniacal (mg/l)	8	10	9,5	9,1	11	12	11	11	12	13	
Nitrógeno orgánico (mg/l)	6,7	8,3	7,4	7,4	9,7	9,6	7,3	10	5	12	
Nitritos + Nitratos (mg/l)	-	-	-	-	-	0,41	0,76	0,5	0,72	1,01	
Fósforo (mg/l)	4,8	5,6	5,6	5,3	5,8	5,2	4	4	4,08	4,33	
Sulfatos (mg/l)	-	-	-	-	-	47	36	33	39	43	
Sulfuros (mg/l)	-	-	-	-	-	<0,16	<0,88	1	0,48	1,72	
SS Hexano (mg/l)	18	23	30	26	31	33	43	29	21	30	
Coliformes termo tolerantes (NMP/100 ml)	1,16 E+07	1,46 E+07	8,24 E+07	8,07 E+07	9,91 E+07	1,27 E+07	1,38 E+07	1,14 E+07	1,75 E+07	1,06 E+07	
Parásitos (°N/1)	5,4	3,7	4,6	2,5	3,6	3,4	2,3	-	-	-	

Fuente: (Andrade y Peña, 2017; Espinoza y Zumba, 2018)

## 2.10. Marco Legal

Según el Código Orgánico del Ambiente para el tratamiento de aguas residuales urbanas y rurales en el Art. 196, se establece que “los Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales deberán contar con la infraestructura técnica para la instalación de sistemas de alcantarillado y tratamiento de aguas residuales urbanas y rurales, de conformidad con la ley y la normativa

técnica expedida para el efecto. Asimismo, deberán fomentar el tratamiento de aguas residuales con fines de reutilización, siempre y cuando estas recuperen los niveles cualitativos y cuantitativos que exija la autoridad competente y no se afecte la salubridad pública. Cuando las aguas residuales no puedan llevarse al sistema de alcantarillado, su tratamiento deberá hacerse de modo que no perjudique las fuentes receptoras, los suelos o la vida silvestre. Las obras deberán ser previamente aprobadas a través de las autorizaciones respectivas emitidas por las autoridades competentes en la materia” (COA, 2017).

Debido a que no existe por el momento ninguna ley específica para el agua residual tratada, para una PTAR se evalúa la calidad del agua del río en aguas abajo del punto de la descarga; tomándose como referencia la normativa TULSMA (TEXTO UNIFICADO LEGISLACION SECUNDARIA, MEDIO AMBIENTE), en la cual se especifican diferentes parámetros a cumplir según el uso del agua. Los parámetros que la planta se examina para evaluar su desempeño para que las características de un cuerpo de agua dulce cumplan con los criterios de calidad para uso estético están establecidas en el Acuerdo Ministerial 097-A cuyos límites máximos permisibles son descritos en la tabla 10.

Tabla 10. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce

<b>Parámetros</b>	<b>Expresado como</b>	<b>Unidad</b>	<b>Límite máximo permisible</b>
Aceites y Grasas	Sustancias solubles en hexano	mg/l	30
Coliformes Fecales	Número más probable (NMP)	NMP/100 ml	2000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO <sub>5</sub>	mg/l	100
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	200
Nitrógeno Total Kjeldhal	N	mg/l	50
Fósforo Total	P	mg/l	10
Potencial de Hidrógeno	pH		6*9
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/l	130
Sólidos Totales	ST	mg/l	1600
Temperatura	°C		Condición natural +/- 3

Fuente: (Acuerdo Ministerial 097-A, 2015)

## CAPÍTULO III

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudio

La ciudad de Cuenca, capital de la provincia del Azuay, ubicada en la región andina del sur de Ecuador, con una altitud de 2500 metros sobre el nivel del mar y una temperatura promedio anual de 15 °C. Dicha ciudad posee una PTAR ubicada en Ucubamba teniendo una capacidad de procesamiento depurativo de 1860 L/s generados por población de 500000 habitantes (Robles, 2018) (Figura 5).



Figura 5. Ubicación de la PTAR Ucubamba

Fuente: Google Earth Pro, 2020

#### 3.2. Desarrollo Metodológico

El desarrollo metodológico se sustentó de forma teórica, estudiando la capacidad de biodegradabilidad de las aguas residuales, para ello se utilizó los datos de la caracterización del efluente residual de la ciudad de Cuenca en el año 2016 realizado por (González, 2016), analizando los respectivos parámetros físicos, químicos y microbiológicos con sus límites máximos permisibles de la normativa vigente (Anexo 1).

##### 3.2.1. Capacidad de biodegradabilidad de las aguas residuales

La capacidad de biodegradabilidad es un parámetro que aporta importante previo a la depuración de las aguas residuales domésticas, expresando su grado de biodegradación. La determinación de éste factor se hizo siguiendo la recomendación propuesta por (Naranjo, 2019), donde se relaciona la materia orgánica tanto biodegradable ( $DBO_5$ ) como la total (DQO), indicada en la ecuación 2.

$$CP = \frac{DBO_5}{DQO} \quad (\text{Ecu. 2})$$

Donde:

CP= Capacidad de biodegradabilidad (adimensional)

$DBO_5$ , DQO= concentraciones de la materia orgánica del agua residual (mg/l)

Respecto a la determinación de la capacidad de biodegradabilidad en la tabla 11 se detalla los valores de éste factor asignando el tipo de biodegradabilidad establecido por (Alvarado y Cárdenas, 2015) resultando importante considerar que cuanto menor sea el coeficiente de degradación resultara ser compleja.

Tabla 11. Biodegradabilidad del agua residual

Relación DBO <sub>5</sub> /DQO	Biodegradabilidad del agua residual
< 0,2	Baja
0,2 – 0,4	Media
> 0,4	Alta

Fuente: (Alvarado y Cárdenas, 2015)

### 3.3. Estudio preliminar del reactor UASB construido a escala laboratorio

Para este estudio preliminar se pretende la evaluación del empleo, diseño y operación del reactor UASB, llevando a cabo las condiciones de un equipo construido a escala laboratorio con la finalidad en la determinación del tratamiento demostrando la eficiencia en remoción del parámetro DQO y la producción de biogás.

#### 3.3.1. Diseño y operación del reactor UASB construido a escala laboratorio

##### 3.3.1.1. Diseño

Existen varios criterios para realizar el diseño del reactor dentro de los cuales se consideraron:

- La forma o geometría del reactor
- Diseño de la campana
- Puntos de distribución del reactor.

##### 3.3.1.1.1. Forma del reactor

Los criterios metodológicos de diseño seguidos por los autores Chuquitarqui y Velásquez, 2017; Talavera, 2018 fueron utilizados para la construcción del reactor UASB a escala laboratorio de forma cilíndrica. A razón de la ventaja existente en la parte hidrodinámica, por presentar una menor posibilidad de formación de zonas muertas, así como una mayor resistencia a la presión interna. Evidenciándose la necesidad de establecer las medidas cilíndricas del reactor, definiendo un diámetro interno de 15 cm con una altura de 35 cm. A partir de éstas, fue posible la determinación del área y volumen del reactor para conocer la capacidad que se obtenga para el funcionamiento de éste equipo mediante las ecuaciones correspondientes al cilindro (Ecu. 3, 4).

$$A_r = \pi * \frac{D^2}{4} \quad (\text{Ecu. 3})$$

$$V_r = \pi * \frac{D^2}{4} * H \quad (\text{Ecu. 4})$$

Donde:

A<sub>r</sub>: área del reactor;

D: diámetro del reactor;

H: altura del reactor;

V: volumen del reactor

##### 3.3.1.1.2. Diseño de la campana o separador GSL

En relación al diseño del reactor se considera importante el dimensionamiento del separador GSL, el cual posee una forma de campana ubicada en la parte superior del reactor encargada de separar las fases: líquida correspondiente al efluente tratado, la sólida permite que los gránulos anaerobios permanezcan dentro del reactor y por último la gaseosa donde se recolecta el biogás producido (Fernández y Seghezzeo, 2015). Por esta razón es conveniente considerar

los parámetros de diseño propuesto por (Lettinga *et al.*, 1980) presentado en la tabla 12 con sus respectivas fórmulas matemáticas y unidades (Ecu. 5 – 14).

Tabla 12. Componentes del diseño de la campana o separador GSL

Diseño de la campana			
Dimensiones	Símbolo	Ecuaciones	Unidades
Velocidad de flujo de la campana	$V_f$	$V_f = 4 * C_H$ (Ecu. 5)	m/h
Área de abertura	$A_{aber}$	$A = \frac{Q}{V_f}$ (Ecu. 6)	cm <sup>2</sup> , m <sup>2</sup>
Área de la sección transversal de la campana	$A_c$	$A_c = A_R - A$ (Ecu. 7)	cm <sup>2</sup> , m <sup>2</sup>
Radio mayor de la campana	$R_c$	$R_c = \sqrt{\frac{A_c}{\pi}}$ (Ecu. 8)	cm, m
Ancho de la abertura	$W_A$	$W_A = R_R - R_c$ (Ecu. 9)	cm, m
Ancho de la campana	$W_G$	$W_G = R_R - W_A - 0,5(H_T)$ (Ecu. 10)	cm, m
Altura de la campana	$H_g$	$H_g = W_G * \text{tanga}$ (Ecu.11)	m
Traslapo	$T_v$	$T_v = 1,5 * W_A$ (Ecu.12)	m
Ancho de los deflectores	$W_D$	$W_D = T_v + W_A$ (Ecu. 13)	m
Longitud de los deflectores	$L_D$	$L_D = 2 * W_D * \text{tang}\beta$ (Ecu.14)	cm, m

Fuente: (Lettinga *et al.*, 1980)

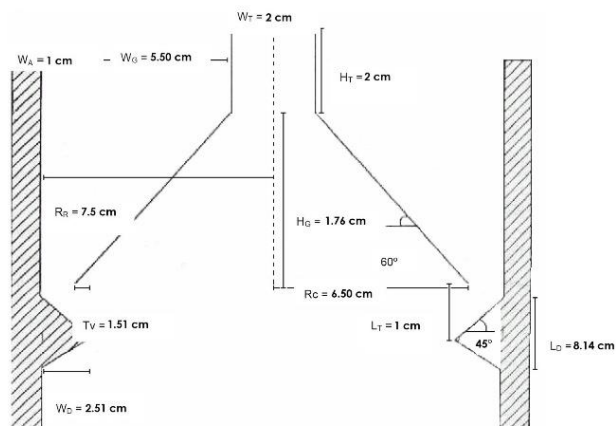


Figura 6. Forma de la campana con sus respectivas medidas.

Fuente: (Caicedo, 2006)

### 3.3.1.1.3. Puntos de distribución del reactor

Como se observa en la figura 7 el dimensionamiento propuesto del reactor UASB construido a escala laboratorio, consta de un tubo interno que ingresa en la parte superior del reactor permitiendo la entrada del agua residual cruda (afluente), de manera ascendente (Fernández y Seghezzo, 2015), según (López *et al.*, 2017) es recomendable la existencia de una buena distribución del agua para obtener una mezcla entre la biomasa y el sustrato. La salida del agua residual tratada (efluente) es recolectada en la parte superior del reactor dentro del compartimento de sedimentación (CONAGUA, 2015). Los puntos de descarga del lodo se encuentran en la parte inferior del reactor debido que la materia inerte se acumula en el fondo (Veiga, 2015).

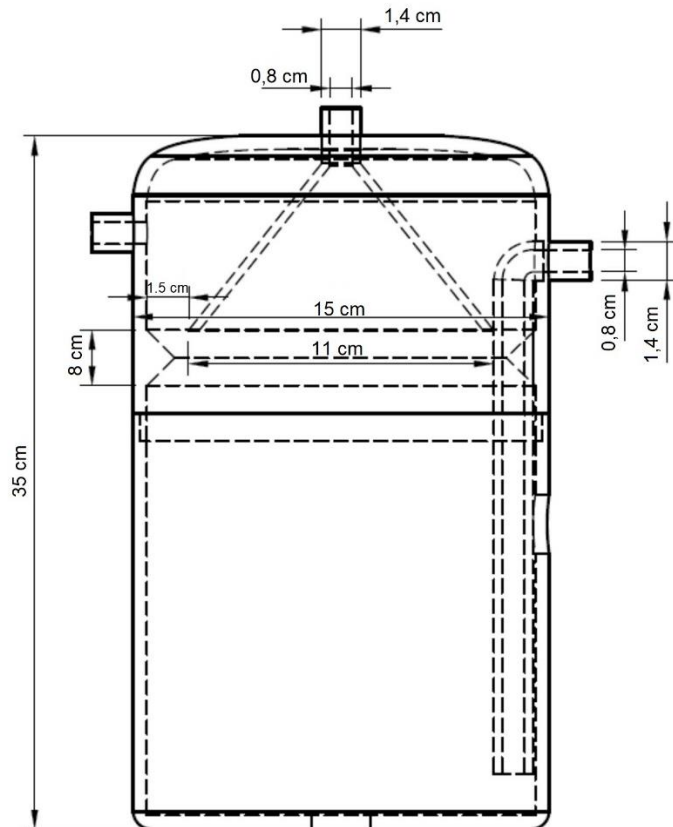


Figura 7. Diseño final del reactor UASB construido a escala laboratorio

Fuente: Elaboración propia

### 3.3.1.2. Operación

Para la operación de este reactor se consideró los siguientes parámetros:

- Flujo del agua residual
- Tiempo de retención hidráulico
- Carga orgánica volumétrica

#### 3.3.1.2.1. Flujo del agua residual

El flujo del agua residual ( $Q$ ) se calculó mediante el volumen total del reactor por el tiempo de retención hidráulico (Huaytalla y Cruz, 2016) (Ecu. 15). El fundamento bibliográfico permitió a encontrar los valores del TRH relacionado con la temperatura de operación (Tabla 13). En esta investigación se tomó en cuenta el TRH de 10 y 14 horas.

$$Q = \frac{V}{TRH} \quad (\text{Ecu. 15})$$

Tabla 13. Valores del tiempo de retención hidráulico en función al rango de temperatura

Rango de temperatura °C	Valores del tiempo de retención hidráulico (h)		
	Promedio diario	Máximo durante 4 - 6 horas	Pico aceptable durante de 2 - 6 horas
16 - 19	> 10 - 14	> 7 - 9	> 3 - 5
22 - 26	> 7 - 9	> 5 - 7	> 3
> 26	> 6	> 4	> 2,5

Fuente: (De Lemos, 2007)

### 3.3.1.2.2. Carga orgánica volumétrica

El parámetro de la carga orgánica volumétrica (COV) se calculó mediante la ecuación establecida por (Castro, 2018) (Ecu. 16). Para ello, se obtuvo la concentración de DQO mediante la caracterización del agua residual del año 2016 (Anexo 1). Con la finalidad de obtener la temperatura de operación se empleó la tabla 14 que otorga dicha información con el valor de COV (Erazo y Salvador, 2014).

$$COV = \frac{C}{TRH} = \frac{C*Q}{V} \quad (\text{Ecu. 16})$$

Donde:

COV= Carga orgánica volumétrica

C= Concentración de DQO

Q= Flujo del agua residual o caudal

V= Volumen del reactor

Tabla 14. Carga orgánica volumétrica en función a la temperatura

Temperatura °C	Carga Orgánica Volumétrica (kg DQO/ m <sup>3</sup> * día)
40	15 - 25
30	10 - 15
20	5 - 10
15	2 - 5
10	1 - 3

Fuente: (Erazo y Salvador, 2014)

### 3.3.2. Determinación del tratamiento

La implementación del sistema de tratamiento empleando el reactor UASB (Anexo 2) se lleva a cabo mediante el diseño experimental factorial 2<sup>k</sup> con la finalidad de determinar la eficiencia en remoción de DQO y la producción del biogás, donde k hace referencia a las variables que son:

- Tiempo de retención hidráulico
- Concentración del inóculo
- Altura del lodo en el reactor

### 3.4. Simulación del reactor UASB propuesto a escala real

Para la simulación del reactor UASB propuesto a escala real se consideró los diseños definitivos del equipo que satisfaga las necesidades de la ciudad de Cuenca. En cuanto al funcionamiento y rendimiento del sistema del tratamiento presentado, se utilizó el modelo matemático ADM1 planteándose dos escenarios, el cual consiste en operar a diferentes temperaturas para luego ser analizados en la producción del biogás y en la remoción de la DQO. Finalmente, para ambos escenarios se determinó el potencial energético del tratamiento, mientras que en uno ellos se calculó la energía total requerida para mantener a condiciones óptima del proceso de DA.

#### 3.4.1. Propuesta de diseño y operación del reactor

Primeramente, la forma del reactor fue similar al reactor a escala de laboratorio de igual manera para el diseño de la campana o separador GLS se utilizó las mismas ecuaciones presentadas en la tabla 12. Uno de los criterios fundamentales para este diseño y operación fue el caudal (Q) de las aguas residuales, este parámetro fue medido al ingreso de la PTAR de la ciudad por (Garzón y Ortiz, 2017) cuyo dato fue de 1,718 m<sup>3</sup>/s o 148435,2 m<sup>3</sup>/d. Además, el TRH se consideró que opere en 1 día (24 h) de acuerdo a los valores recomendados según la DQO presente en el afluente presentados en la tabla 15. A partir del Q y TRH se determinó el volumen (V) de dicho reactor mediante la ecuación 17 establecida por (Fernández y Seghezzo, 2015).

$$V = Q * TRH \quad (\text{Ecu. 17})$$

Tabla 15. Valores recomendados según la DQO presente del afluente

Tipo de concentración del agua residual	Rangos de la concentración de DQO (mg/L)	Rangos COV (kg DQO/m <sup>3</sup> *d)	TRH (h)
Baja	< 750	1 – 3	6 – 18
Media	750 – 3000	2 – 5	6 – 24
Alta	3000 – 10000	5 – 10	6 – 24
Muy alta	> 10000	10 – 15	> 24

Fuente: (Maureira y Muñoz, 2017)

En cuanto al área (A) del reactor se calculó mediante la ecuación establecida por (Fernández y Seghezzo, 2015) (Ecu. 18). Con respecto a la altura (h) se adoptó la consideración propuesta por (De Lemos, 2007) siendo de 3 hasta 6 metros de alto.

$$A = \frac{V}{h} \quad (\text{Ecu. 18})$$

Mientras que el diámetro (d) del reactor se determinó de la siguiente manera (Ecu. 19) (Fernández y Seghezzo, 2015):

$$d = \sqrt{\frac{4*A}{\pi}} \quad (\text{Ecu. 19})$$

En este caso, se consideró construir 10 reactores UASB para la ciudad de Cuenca debido a que el caudal de ingreso presentado anteriormente, no abastece con una sola unidad, por ello estos autores (Fernández y Seghezzo, 2015) recomiendan que la cantidad de reactores a implementar va a depender del flujo del agua residual, a partir de valores menores a 500 m<sup>3</sup>/d suministran el funcionamiento de un solo equipo, por lo tanto, si la cantidad expresada es mayor sería conveniente construir más de dos dispositivos. A partir de ello, se presentaron las dimensiones que corresponden a los 10 reactores UASB propuesto en la tabla 16 y a su vez se estableció la operación de dichos equipos detallados en la tabla 17.

Tabla 16. Dimensiones del reactor UASB a escala real para la ciudad de Cuenca

Dimensiones	Valores	Unidades
<b>Dimensiones del reactor</b>		
Altura (h)	6	m
Diámetro (d)	56	m
Área ( $A_r$ )	2473,92	m <sup>2</sup>
Volumen total ( $V_r$ )	14853,52	m <sup>3</sup>
<b>Dimensiones de la campana o separador GLS</b>		
Velocidad de flujo en la campana ( $V_i$ )	1,004	m/h
Campana separadora GLS - Área Abertura ( $A_{abertura}$ )	615,750	m <sup>2</sup>
Área de la sección transversal de la campana ( $A_{campana}$ )	1847,260	m <sup>2</sup>
Radio mayor de la campana ( $R_c$ )	24,250	m
Distancia de la separación entre la campana y reactor ( $W_a$ )	3,750	m
Ancho de la cobertura ( $W_g$ )	23,250	m
Altura de la campana ( $H_g$ )	7,440	m
Traslapo ( $T_v$ )	5,630	m
Ancho de los deflectores ( $W_d$ )	9,380	m
Longitud de los deflectores ( $L_d$ )	30,380	m

Fuente: Elaboración propia

Tabla 17. Datos de la operación del reactor UASB a escala real para la ciudad de Cuenca

<b>Operación del reactor</b>		
Parámetros	Valores	Unidades
Tiempo de retención hidráulica (TRH)	1	d
Caudal (Q)	14843,52	m <sup>3</sup> /d
DQO	764	mg/L
	0,764	kg/m <sup>3</sup>
Carga orgánica volumétrica	2	Kg DQO/m <sup>3</sup> *d
Inóculo	Lodo granular anaeróbico	

Fuente: Elaboración propia

### 3.4.2. Modelo de Digestión Anaerobia (ADM1)

El Modelo de Digestión Anaeróbica 1 (ADM1) fue creado por parte del grupo de investigación de la Asociación Internacional del Agua (IWA) principalmente está estructurado para simular los procesos de digestión anaeróbica (DA) (Bastone *et al.*, 2002). Dentro de los aspectos importantes que consideran este modelo está la agrupación de 19 procesos de cinética bioquímica y 24 variables dinámicas de estado constituidos por componentes solubles y particulado (Tabla 18, 19), mediante la matriz de Petersen (Anexo 2, 3) (Ortiz M., 2015; Moreno, 2014).

Tabla 18. Procesos bioquímicos según el ADM1

# de procesos	Procesos (j)
1	Desintegración
2	Hidrólisis de carbohidratos
3	Hidrólisis de proteínas
4	Hidrólisis de lípidos
5	Consumo de monosacáridos
6	Consumo de aminoácidos
7	Consumo de Ácidos Grasos de Cadena Larga (AGCL)

8	Consumo de valerato
9	Consumo de butirato
10	Consumo de propionato
11	Consumo de acetato
12	Consumo de hidrógeno (H <sub>2</sub> )
13	Lisis de X <sub>su</sub>
14	Lisis de X <sub>aa</sub>
15	Lisis de X <sub>fa</sub>
16	Lisis de X <sub>c4</sub>
17	Lisis de X <sub>pro</sub>
18	Lisis de X <sub>ac</sub>
19	Lisis de X <sub>h2</sub>

Fuente: (Ortiz M. , 2015)

Tabla 19. Variables dinámicas del estado de los componentes solubles y particulado.

Soluble			Particulado		
# de estado	Variables	Nombre	# de estado	Variables	Nombre
1	S <sub>su</sub>	Monosacáridos	13	X <sub>c</sub>	Sustratos compuestos
2	S <sub>aa</sub>	Aminoácidos	14	X <sub>ch</sub>	Carbohidratos
3	S <sub>fa</sub>	Ácidos grasos de cadena larga	15	X <sub>pr</sub>	Proteínas
4	S <sub>va</sub>	Valerato total	16	X <sub>li</sub>	Lípidos
5	S <sub>bu</sub>	Butirato total	17	X <sub>su</sub>	Consumidores de azúcar
6	S <sub>pro</sub>	Propionato total	18	X <sub>aa</sub>	Consumidores de aminoácidos
7	S <sub>ac</sub>	Acetato total	19	X <sub>fa</sub>	Consumidores de AGCL
8	S <sub>h2</sub>	Hidrógeno gas	20	X <sub>c4</sub>	Consumidores de butirato y valerato
9	S <sub>ch4</sub>	Metano gas	21	X <sub>pro</sub>	Consumidores de propionato
10	S <sub>ic</sub>	Carbono inorgánico	22	X <sub>ac</sub>	Consumidores de acetato
11	S <sub>in</sub>	Nitrógeno inorgánico	23	X <sub>h2</sub>	Consumidores de hidrógeno
12	S <sub>i</sub>	Solubles inertes	24	X <sub>i</sub>	Partículas inertes

Fuente: (Hernández J. , 2015)

### 3.4.2.1. Desarrollo del Modelo (ADM1)

El reactor UASB fue modelado considerando las condiciones de un reactor de tanque completamente agitado (CSTR) donde se presentó iguales características de diseño como un volumen líquido y gaseoso sellado a una presión atmosférica del gas generado, demostrando que el flujo del líquido de ingreso y salida sea de forma constante ( $Q_{sal} = Q_{in}$ ) (Hernández M. , 2018).

Para el desarrollo del modelo se consideró importante de acuerdo (Lyseng *et al.*, 2012) el fraccionamiento del parámetro de la DQO de forma particulada (DQO<sub>p</sub>) y soluble (DQO<sub>s</sub>), esto definió la precisión del modelo determinando las características de entrada en términos de DQO.

Para este trabajo, se utilizó los porcentajes correspondientes a la fracción descrita por (Wendland, 2008; Mendieta, 2015) representando el 80% de DQO<sub>p</sub> y 20% de DQO<sub>s</sub>. A su vez cada una de ellas se encuentran divididas, para la simplificación de su determinación se propuso

el diagrama presentada en la figura 8. Donde se aprecia dicho fraccionamiento en base a lo establecido en las citas bibliográficas mencionadas.

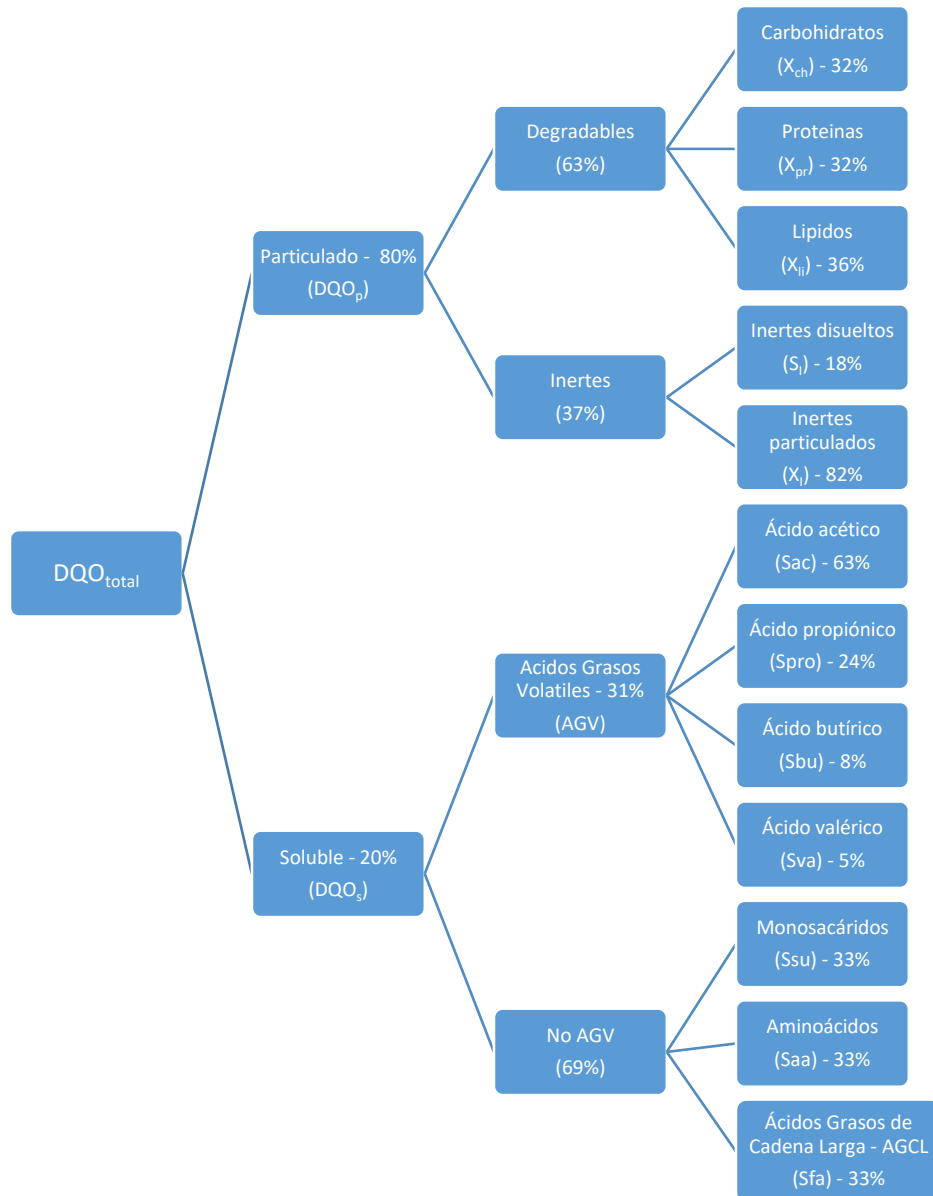


Figura 8. Relaciones porcentuales del parámetro de la DQO

**Fuente:** (Wendland, 2008; Mendieta, 2015)

El balance de masa está definido por los cambios que ocurren durante la reacción en un sistema cerrado. Teniendo en cuenta la concentración a largo plazo obtenida en un estado estable (Rosen y Jeppsson, 2008) (Ecu. 20). Sin embargo, la ecuación presentada anteriormente se simplificó debido a que se consideró un volumen constante dentro del reactor (Ecu. 21), para ello se presentó la modificación de la ecuación 21, utilizada para representar con cada una de las 24 variables de estado que constituyen a los componentes solubles y particulado.

$$\frac{dS_{liq,i}}{dt} = \frac{q_{in}S_{i,in}}{V_{liq}} - \frac{q_{out}S_{liq,i}}{V_{liq}} + \sum_{j=1-19} v_{i,j}p_j \quad (\text{Ecu. 20})$$

$$\frac{dS_{liq,i}}{dt} = \frac{q_{in}}{V_{liq}}(S_{i,in} - S_i) + \sum_{j=1-19} v_{i,j}p_j \quad (\text{Ecu. 21})$$

Donde:

$S_{liq,i}$  = Concentración del compuesto i en la fase líquida presente en el interior del reactor;

$S_{i,in}$  = Concentración del compuesto i en el influente;

$q_{in}$  y  $q_{out}$  = Caudal de entrada y salida del reactor;

$V_{liq}$  = Volumen de la fase líquida en el interior del reactor;

$v_{i,j}$  = Coeficiente estequiométrico del compuesto i en el proceso j, para ello se utilizó la matriz de Pertersen (Anexo 3, 4) y los respectivos valores estequiométrico (Anexo 5);

$p_j$  = tasa del proceso j.

Así como se presentó la fórmula de balance de masa, también se demostró cada una de las ecuaciones 22 – 40 de la tasa del proceso o velocidad cinética del proceso del sistema bioquímico considerados en el modelo ADM1 (Tabla 20). Además, los datos de cada cinética presentada en  $p_j$  se detalla en el Anexo 5.

Tabla 20. Ecuaciones de la velocidad cinética de los procesos bioquímicos

Procesos (j)	Velocidad cinética ( $p_j$ )	
Desintegración	$p_1 = k_{dis} * X_c$	(Ecu. 22)
Hidrólisis de carbohidratos	$p_2 = k_{hyd,ch} * X_{ch}$	(Ecu. 23)
Hidrólisis de proteínas	$p_3 = k_{hyd,pr} * X_{pr}$	(Ecu. 24)
Hidrólisis de lípidos	$p_4 = k_{hyd,li} * X_{li}$	(Ecu. 25)
Consumo de monosacáridos	$p_5 = k_{m,su} * \frac{S_{su}}{K_{S,su} + S_{su}} * X_{su} * I_5$	(Ecu. 26)
Consumo de aminoácidos	$p_6 = k_{m,aa} * \frac{S_{aa}}{K_{S,aa} + S_{aa}} * X_{aa} * I_6$	(Ecu. 27)
Consumo de AGCL	$p_7 = k_{m,fa} * \frac{S_{fa}}{K_{S,fa} + S_{fa}} * X_{fa} * I_7$	(Ecu. 28)
Consumo de valerato	$p_8 = k_{m,c4} * \frac{S_{va}}{K_{S,c4} + S_{va}} * X_{c4} * \frac{S_{va}}{S_{bu} + S_{va} + 1e^{-6}} * I_8$	(Ecu. 29)
Consumo de butirato	$p_9 = k_{m,c4} * \frac{S_{bu}}{K_{S,c4} + S_{bu}} * X_{c4} * \frac{S_{bu}}{S_{bu} + S_{va} + 1e^{-6}} * I_9$	(Ecu. 30)
Consumo de propionato	$p_{10} = k_{m,pro} * \frac{S_{pro}}{K_{S,pro} + S_{pro}} * X_{pro} * I_{10}$	(Ecu. 31)
Consumo de acetato	$p_{11} = k_{m,ac} * \frac{S_{ac}}{K_{S,ac} + S_{ac}} * X_{ac} * I_{11}$	(Ecu. 32)
Consumo de hidrógeno ( $H_2$ )	$p_{12} = k_{m,h2} * \frac{S_{h2}}{K_{S,h2} + S_{h2}} * X_{h2} * I_{h2}$	(Ecu. 33)
Lisis de $X_{su}$	$p_{13} = k_{dec,xsu} * X_{su}$	(Ecu. 34)
Lisis de $X_{aa}$	$p_{14} = k_{dec,xaa} * X_{aa}$	(Ecu. 35)
Lisis de $X_{fa}$	$p_{15} = k_{dec,xfa} * X_{fa}$	(Ecu. 36)
Lisis de $X_{c4}$	$p_{16} = k_{dec,xc4} * X_{c4}$	(Ecu. 37)
Lisis de $X_{pro}$	$p_{17} = k_{dec,xpro} * X_{pro}$	(Ecu. 38)
Lisis de $X_{ac}$	$p_{18} = k_{dec,xac} * X_{ac}$	(Ecu. 39)
Lisis de $X_{h2}$	$p_{19} = k_{dec,xh2} * X_{h2}$	(Ecu. 40)

Fuente: (Bastone *et al.*, 2002)

Cabe destacar que la velocidad cinética a partir de los procesos bioquímicos ( $p_j = 5 - 12$ ) está incluido el factor de inhibición lo que hace referencia a un impedimento en la función microbiana (Hernández J. , 2015). Generalmente los procesos de inhibición se agruparon de las siguientes ecuaciones:

$$I_{5,6} = I_{pH,aa} * I_{IN,lim} \quad (\text{Ecu. 41})$$

$$I_7 = I_{pH,aa} * I_{IN,lim} * I_{h2,fa} \quad (\text{Ecu. 42})$$

$$I_{8,9} = I_{pH,aa} * I_{IN,lim} * I_{h2,c4} \quad (\text{Ecu. 43})$$

$$I_{10} = I_{pH,aa} * I_{IN,lim} * I_{h2,pro} \quad (\text{Ecu. 44})$$

$$I_{11} = I_{pH,ac} * I_{IN,lim} * I_{nh3} \quad (\text{Ecu. 45})$$

$$I_{12} = I_{pH,h2} * I_{IN,lim} \quad (\text{Ecu. 46})$$

Donde se utilizó tres tipos de factores de inhibición con la finalidad de ser reemplazadas en las ecuaciones 41 – 46, los cuales son (Hernández J. , 2015):

- Inhibición no competitiva debido a las altas concentraciones de amoníaco e hidrógeno.

$$I_{h2,fa} = \frac{1}{1 + S_{h2}/K_{I,h2,fa}} \quad (\text{Ecu. 47})$$

$$I_{h2,c4} = \frac{1}{1 + S_{h2}/K_{I,h2,c4}} \quad (\text{Ecu. 48})$$

$$I_{h2,pro} = \frac{1}{1 + S_{h2}/K_{I,h2,pro}} \quad (\text{Ecu. 49})$$

$$I_{nh3} = \frac{1}{1 + S_{nh3}/K_{I,nh3}} \quad (\text{Ecu. 50})$$

- Inhibición por nitrógeno limitado debido a que los microorganismos requieren una concentración mínima de este compuesto para realizar sus procesos anabólicos.

$$I_{IN,lim} = \frac{1}{1 + K_{S,IN}/S_{IN}} \quad (\text{Ecu. 51})$$

- Inhibición por la variación del pH

$$pH < pH_{UL,aa}; \quad I_{pH,aa} = \exp\left(-3 * \left(\frac{pH - pH_{UL,aa}}{pH_{UL,aa} - pH_{LL,aa}}\right)^2\right) \quad (\text{Ecu. 52})$$

$$pH > pH_{UL,aa}; \quad I_{pH,aa} = 1$$

$$pH < pH_{UL,ac}; \quad I_{pH,ac} = \exp\left(-3 * \left(\frac{pH - pH_{UL,ac}}{pH_{UL,ac} - pH_{LL,ac}}\right)^2\right) \quad (\text{Ecu. 53})$$

$$pH > pH_{UL,ac}; \quad I_{pH,ac} = 1$$

$$pH < pH_{UL,h2}; \quad I_{pH,h2} = \exp\left(-3 * \left(\frac{pH - pH_{UL,h2}}{pH_{UL,h2} - pH_{LL,h2}}\right)^2\right) \quad (\text{Ecu. 54})$$

$$pH > pH_{UL,h2}; \quad I_{pH,h2} = 1$$

Para los parámetros fisicoquímicos se consideró el proceso de transferencia de masa que ocurre en la fase líquida a gas. Esta fase es principalmente gaseosa debido a la producción del biogás donde se supuso que el volumen del gas fuera constante, obteniendo las ecuaciones diferenciales (Ecu. 55 – 57) de los componentes del biogás como hidrógeno (H<sub>2</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y metano (CH<sub>4</sub>) (Hernández M. , 2018).

$$\frac{dS_{gas,h2}}{dt} = - \frac{q_{gas}S_{gas,h2}}{V_{gas}} + p_{T,8} * \frac{V_{liq}}{V_{gas}} \quad (\text{Ecu. 55})$$

$$\frac{dS_{gas,ch4}}{dt} = - \frac{q_{gas}S_{gas,ch4}}{V_{gas}} + p_{T,9} * \frac{V_{liq}}{V_{gas}} \quad (\text{Ecu. 56})$$

$$\frac{dS_{gas,co2}}{dt} = - \frac{q_{gas}S_{gas,co2}}{V_{gas}} + p_{T,10} * \frac{V_{liq}}{V_{gas}} \quad (\text{Ecu. 57})$$

Donde p<sub>Ti</sub> es expresado como velocidad cinética del proceso de transferencia de masa líquido a gas basado en la ley de Henry presentado por la ecuación 58 (Hernández J. , 2015).

$$p_{Ti} = k_L a * S_i - K_{Hi} * P_{gas,i} \quad (\text{Ecu. 58})$$

Donde:

$k_{La}$  = Coeficiente global de transferencia de masa de líquido a gas

$S_i$  = Concentración del gas i en la fase líquida

$K_{Hi}$  = Constante de Henry

$P_{gas,i}$  = Presión parcial del gas

Con respecto a la ecuación anteriormente presentada, es utilizado para determinar la velocidad cinética de dicho proceso para cada uno de los compuestos conformados por el biogás ( $H_2$ ,  $CO_2$  y  $CH_4$ ) (Ecu. 59 – 61) (Bastone *et al.*, 2002).

$$p_{H_2} = k_{La} * (S_{H_2} - 16 K_{H,H_2} * P_{gas,H_2}) \quad (\text{Ecu. 59})$$

$$p_{CO_2} = k_{La} * (S_{CO_2} - K_{H,CO_2} * P_{gas,CO_2}) \quad (\text{Ecu. 60})$$

$$p_{CH_4} = k_{La} * (S_{CH_4} - 64 K_{H,CH_4} * P_{gas,CH_4}) \quad (\text{Ecu. 61})$$

Para la determinación de la constante de Henry se utilizó las ecuaciones 62, 63 y 64, establecido con sus respectivos componentes del biogás (Rosen y Jeppsson, 2008).

$$K_{H,CO_2} = 0,035 * \exp\left(\frac{-19410}{100 * R} * \left(\frac{1}{T_{base}} - \frac{1}{T_{op}}\right)\right) \quad (\text{Ecu. 62})$$

$$K_{H,CH_4} = 0,0014 * \exp\left(\frac{-14240}{100 * R} * \left(\frac{1}{T_{base}} - \frac{1}{T_{op}}\right)\right) \quad (\text{Ecu. 63})$$

$$K_{H,H_2} = 7,8e^{-4} * \exp\left(\frac{-4180}{100 * R} * \left(\frac{1}{T_{base}} - \frac{1}{T_{op}}\right)\right) \quad (\text{Ecu. 64})$$

Para el cálculo del caudal de gas generado se determinó mediante la ecuación 65 presentado por (Bastone *et al.*, 2002).

$$q_{gas} = k_p * (P_{gas} - P_{atm}) \quad (\text{Ecu. 65})$$

Donde:

$k_p$ = constante relacionada con la fricción en la salida del gas

$P_{atm}$ = presión atmosférica al exterior del reactor

$P_{gas}$ = presión total del gas se determinó mediante la ecuación 66 (Hernández M. , 2018)

$$P_{gas} = P_{gas,H_2O} + R * T * (S_{H_2} + S_{CO_2} + S_{CH_4}) \quad (\text{Ecu. 66})$$

Donde:

$P_{gas,H_2O}$ = presión del vapor de agua

$R$ = constante universal de gases ideales

$T$ = temperatura de operación del reactor

$S_{H_2}$ ,  $S_{CO_2}$ ,  $S_{CH_4}$  = Concentración de los gases de hidrógeno, dióxido de carbono y metano en la fase líquida.

### 3.4.2.2. Software utilizado

El software utilizado fue MATLAB® donde los algoritmos de cálculo y las ejecuciones de optimización están basadas en la programación realizada por (Ortiz M. , 2015) del modelo ADM1,

cuya aplicación para la presente investigación, se resume en el siguiente diagrama de flujo (figura 9).

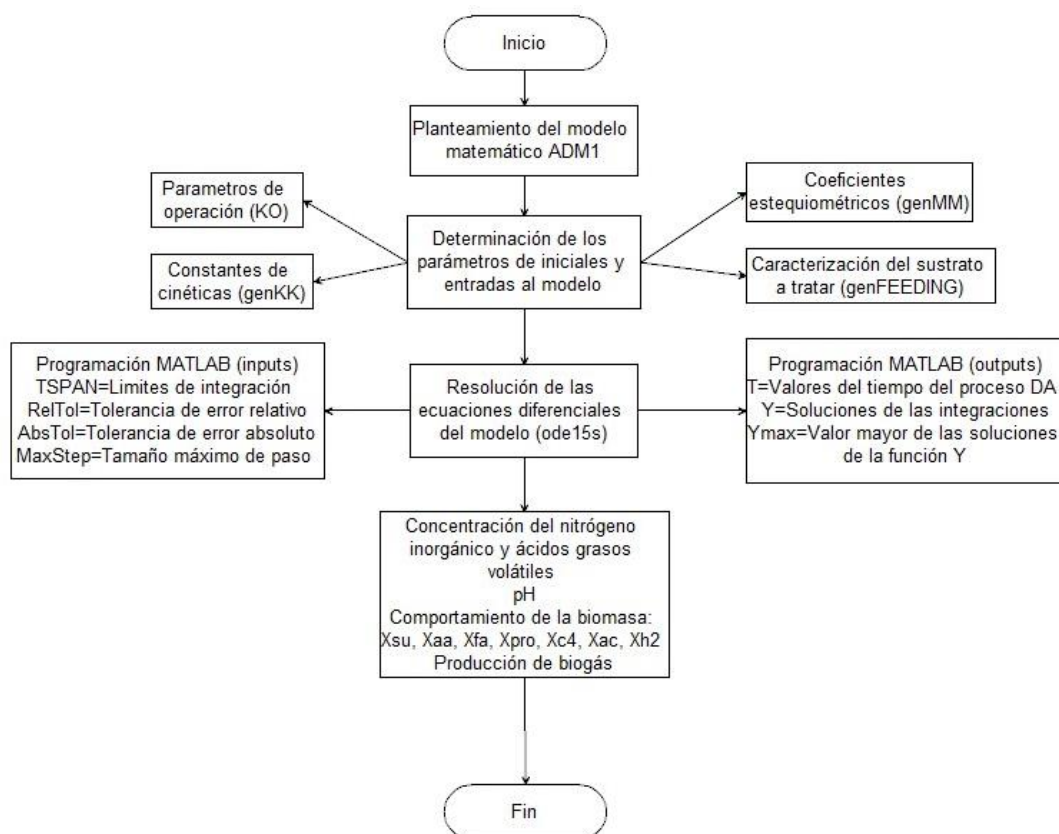


Figura 9. Diagrama de flujo basado al modelo ADM1

Fuente: (Ortiz M. , 2015)

Los parámetros iniciales y de entrada del modelo propuesto, se definieron de acuerdo a las condiciones locales estudiadas, de estos cabe destacar a la temperatura como variable independiente para la definición de dos escenarios, los cuales permitieron definir la mejor opción para la ciudad Cuenca.

- El primer escenario se desarrolló con una temperatura de operación a 16 °C donde se determinó la producción del biogás para los 10 reactores UASB propuesto.
- El segundo escenario se operó con una temperatura de 35 °C realizando el mismo planteamiento del primer escenario. Sin embargo, para mantener a la temperatura presentada a los 10 reactores propuesto, se aplicó calor a toda la materia que ingrese hacia el reactor y compensar las pérdidas de calor dentro del reactor con la finalidad que el biogás producido sea transformado como fuente energética y ser aprovechado para su respectivo calentamiento (Cordero, 2017). Finalmente, se estableció el potencial energético del tratamiento y por último se demostró la eficiencia en depurar la DQO.

### 3.4.3. Determinación de la eficiencia en remoción de DQO

Para la determinación en la eficiencia en la remoción de DQO principalmente se calculó la concentración de salida de éste parámetro. Esto se determinó a partir de la producción volumétrica del biogás ( $Q_{biog}$ ) por el factor de corrección de la temperatura ( $K(t)$ ) mediante la ecuación 67, para que la DQO convertida en biogás sea calculada (CONAGUA, 2015).

$$DQO_{biog} = Q_{biog} * K(t) \quad (\text{Ecu. 67})$$

Donde:

$DQO_{biog}$ = concentración de la DQO transformada en biogás (Kg DQO/d)

$Q_{biog}$ = caudal de gas producido ( $m^3$  DQO/d)

$K(t)$ = Factor de corrección que dependen de la temperatura de operación del reactor (Kg DQO/ $m^3$ ), este parámetro es representado por la siguiente ecuación 68 (De Lemos, 2007).

$$K(t) = \frac{P * K_{DQO}}{R * (273 + T)} \quad (\text{Ecu. 68})$$

Donde:

$P$ = presión atmosférica equivale 1 atm

$K_{DQO}$ = DQO correspondiente a una mol de metano lo que equivale a 64 grDQO/mol

$R$ = constante de los gases ideales cuyo valor de 0,08206 atm\*L/mol\*K

$T$ = Temperatura de operación del reactor °C

La concentración de la DQO del efluente se calculó a través de la ecuación 69 presentada por (CONAGUA, 2015).

$$S = S_o - \frac{DQO_{CH_4} + (Y_{obs} * Q * S_o)}{Q} \quad (\text{Ecu. 69})$$

Donde:

$S$ = concentración de la DQO del efluente

$S_o$ = concentración de la DQO del afluente

$DQO_{biog}$ = concentración de la DQO transformada en biogás

$Y_{obs}$ = coeficiente de producción de sólidos en el sistema, en términos de DQO (0,11 a 0,23 Kg  $DQO_{lodo}$ /Kg  $DQO_{aplicado}$ )

$Q$ = Flujo del agua residual ( $m^3$ /d)

Finalmente, se determinó la eficiencia en la remoción de DQO considerando la diferencia entre la entrada y salida del parámetro multiplicado por el 100% cuya ecuación 70 se expresó de la siguiente manera (Morales, 2014):

$$\%DQO_{rem} = \frac{DQO_{in} - DQO_{sal}}{DQO_{in}} * 100\% \quad (\text{Ecu. 70})$$

Donde:

$DQO_{rem}$ = Porcentaje de DQO removida

$DQO_{in}$ = Concentración de DQO de ingreso

$DQO_{sal}$ = Concentración de DQO de salida

#### 3.4.4. Determinación del potencial energético del tratamiento

Para determinar el potencial energético se consideró la cantidad de metano producido en el biogás, el porcentaje de este varía entre 65 - 70%. Además, se tomó en cuenta el poder calórico del  $CH_4$  generado cuyo valor es 9,97 kWh/ $m^3$  donde la ecuación 71 se expresa de la siguiente forma (Cordero, 2017):

$$DPE = (Q_{biog} * 0,65) * P_c \quad (\text{Ecu. 71})$$

Donde:

DPE= Determinación del potencial energético

$Q_{\text{biog}}$ = Cantidad de biogás producido

$P_c$ = Poder calorífico del metano

### 3.4.5. Energía requerida para operar a 35 °C

El requerimiento de calor y las pérdidas de calor a través del reactor se calculan de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Ecu. 72 – 73) respectivamente (Cordero, 2017):

$$Q_1 = F_l * C_p * (T_2 - T_1) \quad (\text{Ecu. 72})$$

$$Q_2 = U * A * (T_2 - T_a) \quad (\text{Ecu. 73})$$

Donde:

$Q_1$ = Calor requerido (kcal/d)

$F_l$ = Flujo del agua residual ( $\text{m}^3/\text{d}$ )

$C_p$ = calor específico que equivale 1 kcal/ $\text{m}^3 \cdot ^\circ\text{C}$

$T_2$ = Temperatura de funcionamiento del reactor (35 °C)

$T_1$ = Temperatura inicial del agua residual (16 °C)

$Q_2$ = Pérdida de calor (Wh) para que quede Wh/d se multiplicó por 24h lo que equivale a un día.

$U$ = Coeficiente de traspaso térmico ( $\text{W}/\text{m}^2 \cdot ^\circ\text{C}$ ), según (Cordero, 2017) se asume que el valor sea de 2,23  $\text{W}/\text{m}^2 \cdot ^\circ\text{C}$  debido a que las paredes del reactor están construidas a base de hormigón.

$A$ = Área del reactor ( $\text{m}^2$ )

$T_a$ = Temperatura ambiente al exterior del reactor (16 °C)

Finalmente, se determinó la energía total requerida mediante la suma del calor requerido y la pérdida de calor expresada en la siguiente ecuación (Cordero, 2017):

$$Q_T = Q_1 + Q_2 \quad (\text{Ecu. 74})$$

## CAPÍTULO IV

### 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 4.1. Capacidad de biodegradabilidad del agua residual

El resultado que se obtuvo al calcular la relación de los parámetros de DBO<sub>5</sub> y DQO fue de 0,25 indicando una biodegradabilidad media de acuerdo a lo establecido por (Alvarado y Cárdenas, 2015). Es importante la definición de este parámetro para el análisis preliminar de efectividad de la aplicación de los tratamientos biológicos en aguas residuales. De acuerdo a Quispe, (2014); Pinargote y Vergara, (2019) consideran a un valor de capacidad de biodegradabilidad efectiva cuando es mayor 0,5. Sin embargo, alternativas propuestas por Condori y Torres, (2019) recomienda para valores menores a 0,2 se realice un tratamiento fisicoquímico, mientras que mayores al 0,65 se utilice un tratamiento biológico. Esta situación reflejaría que el agua residual de la ciudad de Cuenca, para el tiempo en que fue analizada, poseerá una limitada efectividad para la aplicación de tratamientos biológicos.

De igual manera, es importante exponer, la determinación de la biodegradabilidad de aguas residuales de plantas de tratamiento de algunas parroquias rurales de la Ciudad de Cuenca realizada por Alvarado y Cárdenas (2015), evidenciaron que de 5 plantas inspeccionadas, 3 obtuvieron un valor de biodegradabilidad indicando una capacidad alta, y el resto en capacidad media, para la efectividad en la aplicación de tratamientos biológicos. Situación no lejana a lo establecido anteriormente en cuanto a la aplicabilidad de este tipo de tecnologías en el Cantón.

#### 4.2. Definición del escenario para la ciudad de Cuenca

Planteados los escenarios de tratamiento del agua residual de la Ciudad de Cuenca, donde el parámetro temperatura fue clave en la selección del proceso operativo de depuración. La tabla 21 muestra una vez alcanzado el tiempo de retención hidráulica, la variación de los parámetros simulados en función de las temperaturas en estudio, reflejando un cambio único y considerable en la cantidad de biogás obtenido.

Tabla 21. Comparación de los parámetros simulados de los escenarios planteados

Temperatura de operación	16 °C	35 °C
<b>Parámetros simulados</b>		
Nitrógeno inorgánico (kmol N/m <sup>3</sup> )	0,0299	0,02991
pH	7,56	7,68
S <sub>pro</sub> (kg DQO/m <sup>3</sup> )	0,4298	0,4297
S <sub>ac</sub> (kg DQO/m <sup>3</sup> )	0,8944	0,9028
S <sub>bu</sub> (kg DQO/m <sup>3</sup> )	0,1654	0,1653
S <sub>va</sub> (kg DQO/m <sup>3</sup> )	0,3145	0,3144
X <sub>ac</sub> (kg DQO/m <sup>3</sup> )	0,21	0,21
X <sub>h2</sub> (kg DQO/m <sup>3</sup> )	0,1189	0,1189
Producción de biogás (m <sup>3</sup> /d)	55600	64560

**Fuente:** Elaboración propia

El proceso seleccionado como óptimo fue el que permitió el aumento del 16% de los metros cúbicos/ día de biogás obtenido, esto debido al trabajo en condiciones de temperatura de 35 °C. Situación que también se reflejó en la investigación elaborada por Escobar, (2018), donde el

proceso experimental llevado a cabo en el rango mesófilo (35 - 45 °C) permitió desarrollar el crecimiento microbiano anaerobio mejor que el de condiciones ambientales.

Una mayor producción de biogás, es sin duda benéfica por la cantidad de energía que se dispondrá y además permite indicar de primera mano la factibilidad de la implementación de este tipo de tecnologías. Sin embargo, se debe considerar que el calentamiento del agua residual puede impactar de manera negativa al gasto energético necesario en esta implementación.

### 4.3. Resultado del escenario seleccionado

El análisis del proceso de simulación llevado a cabo para la depuración de aguas residuales a la temperatura de operación de 35 °C como se mostró en la tabla 21, donde es evidente que la condición térmica afecta a la cantidad de biogás que se puede obtener, y para las aguas residuales de la Ciudad de Cuenca no es ajena. Esta situación acompañada con el respectivo sustento bibliográfico, hizo posible la definición de este proceso estableciendo cada parámetro explicado a continuación.

#### 4.3.1. Contenido de ácidos grasos volátiles (AGV)

El contenido total de los AGV varía desde (3,1197 – 0,5661) esto obedeciendo a aquellas cantidades contenidas en sus fracciones que varían en el tiempo cantidades expresadas en rangos de kg DQO/m<sup>3</sup> teniendo así: ( $S_{ac}$  1,518 – 0,5243), ( $S_{pro}$  0,7392 – 0,02247), ( $S_{va}$  0,5687 – 0,01111) y ( $S_{bu}$  0,2938 – 0,008258), datos ordenados de manera descendente de concentración y que pueden corroborarse en la figura 10 que además muestra el descenso máximo de los ácidos grasos alcanzado hasta los 8 días posteriores al inicio de la operación, la reducción de éstos entre los días 2 hasta 7 es debidamente neutralizada por las bacterias metanogénicas (Ortiz M. , 2015). De acuerdo con Lorenzo y Obaya, (2006) la concentración de los AGV no se puede exceder a los 2 kg/m<sup>3</sup>, además, pone a consideración una cantidad óptima de 0,3 kg/m<sup>3</sup> para cumplir con eficacia la producción de biogás. Sin embargo, es importante mencionar la posibilidad de acumulación excesiva de éste es ocasionada por la alta carga orgánica, la disminución en la temperatura y la formación de espuma en el sistema que también se refleja en una variación de pH donde presentan una acidez y toxicidad en sus propios compuestos (Fernández y Seghezzeo, 2015).

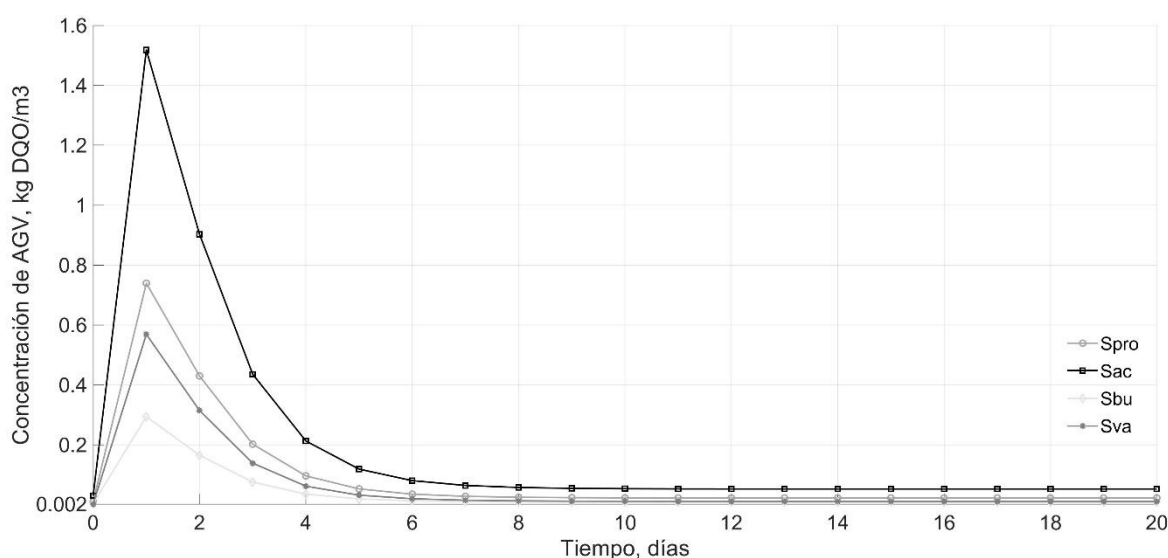


Figura 10. Resultados simulados de la concentración de los AGV

Fuente: Elaboración propia

#### 4.3.2. pH

El pH simulado para el funcionamiento del reactor presentó variaciones con respecto al transcurso de los días, tal como se detalla en la figura 11. Desde el primer hasta el último día se

alcanzaron valores de pH de 7,75 y 7,56 respectivamente, notándose una disminución del pH que a partir del día 12 donde presenta invariabilidad. Cabe destacar que el primer día presentó la mayor cantidad de este parámetro, esto se debe por la acción de la actividad biológica de acuerdo a Talavera, (2018). El pH representa un valor a considerar inhibitorio, según Fernández y Seghezzo, (2015) que dice que el rango del pH está entre 6 a 8, considerando así un valor normal a los obtenidos en la simulación. Además, durante el tiempo de estudio el rango apropiado propició a mantener sin afección alguna a las condiciones de operación tanto para el desarrollo de microorganismos, así como el contenido de los AGV está relacionado con este parámetro para que las bacterias metanogénicas no se inhiben a causa de una acidez (pH: menor que 6) o toxicidad (pH: mayor que 8) (De Lemos, 2007).

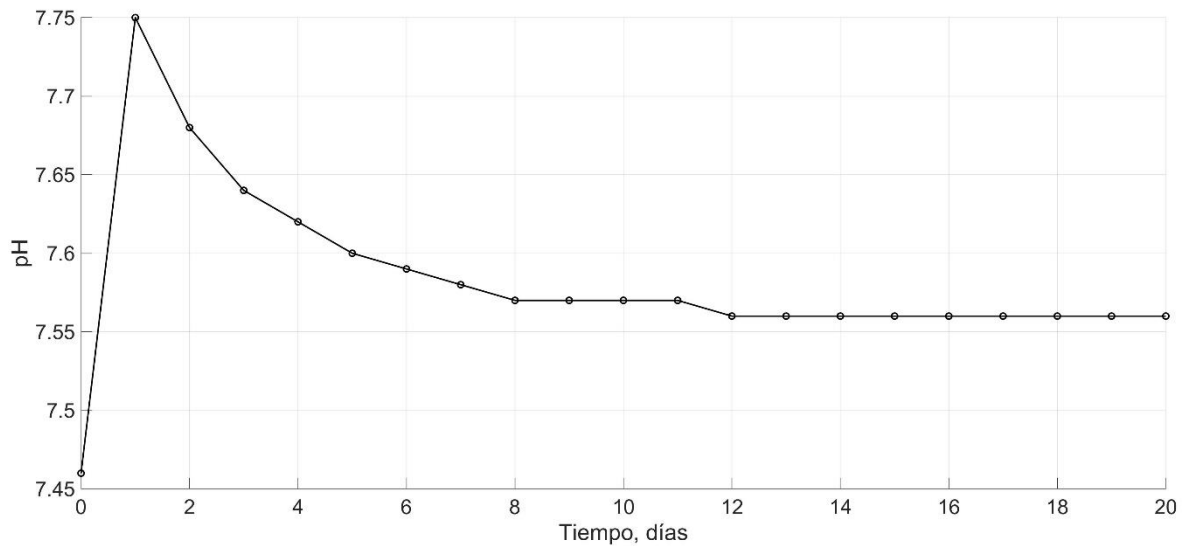


Figura 11. Resultado del parámetro pH simulado

Fuente: Elaboración propia

### 4.3.3. Nitrógeno inorgánico

Las concentraciones del nitrógeno inorgánico se presentan en la figura 12 donde el primer día se obtiene una mayor cantidad de éste siendo de 0,0410 kmol N/m<sup>3</sup>, en cambio a partir del segundo día en adelante dicha concentración va disminuyendo hasta el día sexto donde no existe variabilidad. Bajo esta consideración se obtuvo el rango variante de esta propiedad cuyos valores van desde 0,01494 - 0,01444 kmol N/m<sup>3</sup>. Estos límites de concentración, de acuerdo a lo dicho por Ortiz M., (2015) refleja la importancia radica en la inhibición de las bacterias metanogénicas, considero así que la condición de operación del reactor propuesto en esta investigación no representó problema alguno, situación que es posible afirmar, al analizarse el desarrollo de los microorganismos metanogénicos.

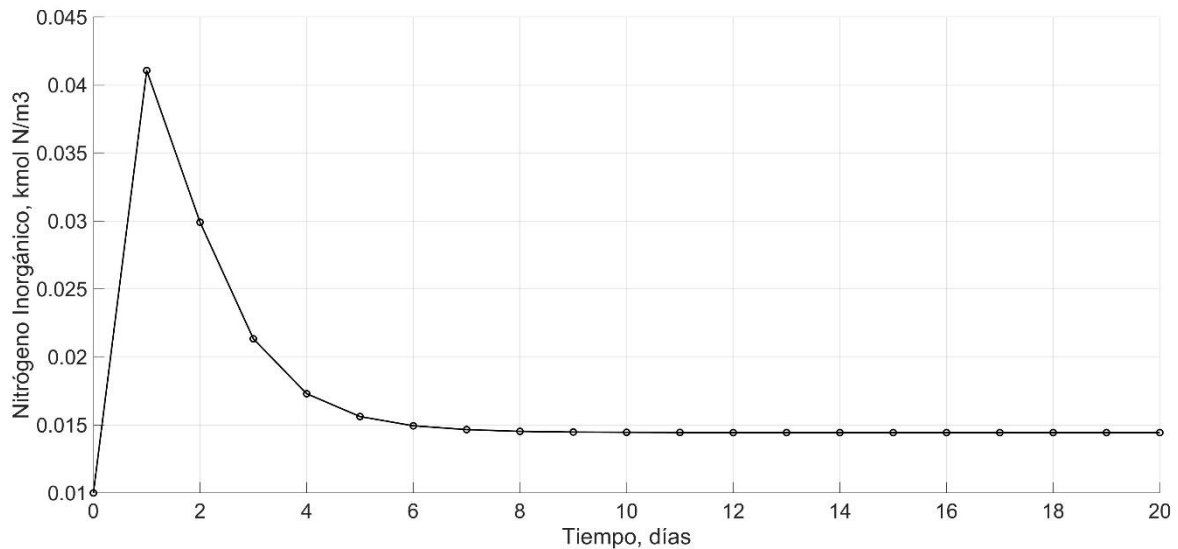


Figura 12. Resultado simulado del comportamiento del nitrógeno inorgánico

Fuente: Elaboración propia

#### 4.3.4. Desarrollo de los microorganismos metanogénicos

Para el análisis de los datos obtenidos, los cuales indican el desarrollo de microorganismos metanogénicos (biomasa metanogénica) durante el proceso de depuración de las aguas residuales, es conveniente exponerla de acuerdo a las fases expuestas en el marco teórico, teniendo así:

##### 4.3.4.1. Acidogénesis

Sabiendo que la acidogénesis, es la etapa donde se forman compuestos orgánicos pequeños, tales como el acetato (compuesto de mayor interés) y además el hidrógeno de importancia en la acetogénesis (López *et al.*, 2017). Es importante analizar, cómo está sentado en el marco teórico, las reacciones se llevan a cabo en esta etapa, controladas por el desarrollo de los microorganismos existentes ( $X_{su}$ ,  $X_{aa}$ ,  $X_{fa}$ ).

Para una mejor comprensión de la etapa acá expuesta, se muestran en la figura 13 (13a, 13b, 13c) donde la cinética de crecimiento exponencial es evidente, con esto se puede decir además que la continuidad de la formación de los compuestos mencionados en esta etapa favorece a las siguientes. En una simulación, se debe considerar que la biomasa microbiana no presente descensos notorios en el tiempo. Esto se expone en trabajos como los realizados Rivera Salvador, (2010) y Ortiz M., (2015).

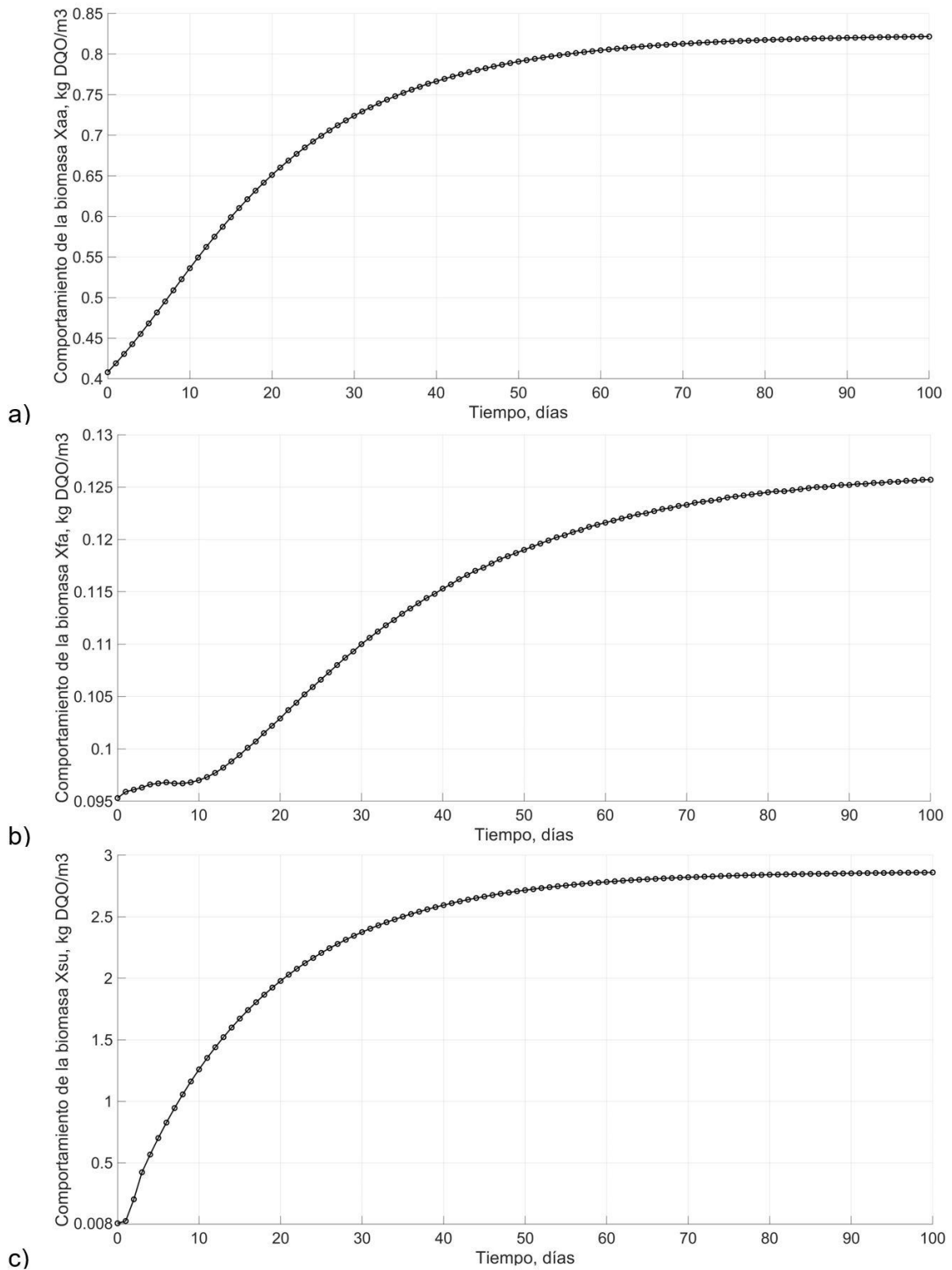


Figura 13. Comportamiento de la biomasa de la fase acidogénesis: a)  $X_{aa}$ , b)  $X_{fa}$  y c)  $X_{su}$

Fuente: Elaboración propia

#### 4.3.4.2. Acetogénesis

Los productos obtenidos en la etapa anterior (acidogénesis), se convierten en sustratos en esta fase, siendo los principales sustratos acetogénicos son el propionato, butirato y valerato, por ser intermediarios en la digestión anaerobia (Parra, 2015). Las reacciones de acetogénesis son extremadamente dependientes de la presión parcial de  $H_2$ , siendo necesario el crecimiento

simultáneo de biomasa metanogénica hidrogenófila (microorganismos de la fase acidogénica) para el desarrollo de los microorganismos acetogénicos (Solera *et al.*, 2015), siendo estos ( $X_{c4}$ ,  $X_{pro}$ ) cuyo comportamiento se ve graficado en la figura 14, presentando un crecimiento congruente hasta el día 70, pero a partir del día 80 comienza un proceso de reducción en la población de la biomasa debido a la escasez del sustrato (Miramontes, 2017).

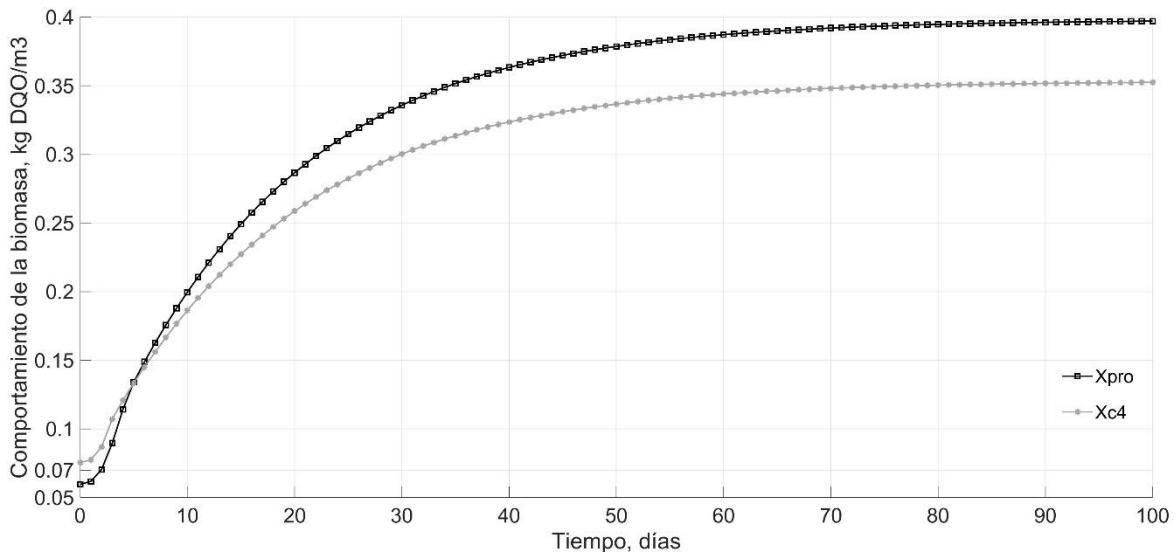


Figura 14. Comportamiento de la biomasa de la fase acetogénesis de  $X_{pro}$  y  $X_{c4}$

**Fuente:** Elaboración propia

La experiencia llevada a cabo por Campos, (2001) mostró que la rápida acumulación de los sustratos, recae sobre el hidrógeno molecular, pudiéndose decir que la oxidación del propiónico sólo es posible si la presión parcial de  $H_2$  está por debajo de  $5,8 \cdot 10^{-5}$  atmósferas, y para el estudio aquí expuesto, el valor máximo de esta propiedad física para este gas fue de  $1,15 \cdot 10^{-5}$ , garantizando así la inexistencia de la inhibición de esta etapa durante el tiempo de simulación considerado.

Así mismo, los resultados obtenidos en la simulación hasta este punto deben mostrar correlación entre procesos de la digestión, tal como lo establece Noriega, Serralta y Barat, (2018). Para demostrarla secuencia entre etapas, se elaboró la figura 15, para detallar el comportamiento de las bacterias degradadoras de ácidos grasos de cadena larga ( $X_{fa}$ ) (acidogénesis), conjuntamente con las bacterias degradadoras de los ácidos valerato y butirato ( $X_{c4}$ ), así como el propiónico ( $X_{pro}$ ). Evidenciándose esta correlación entre etapas anteriormente, puesto que al existir bacterias ( $X_{fa}$ ) generadoras de hidrógeno, podrán existir también las bacterias  $X_{c4}$  y  $X_{pro}$ .

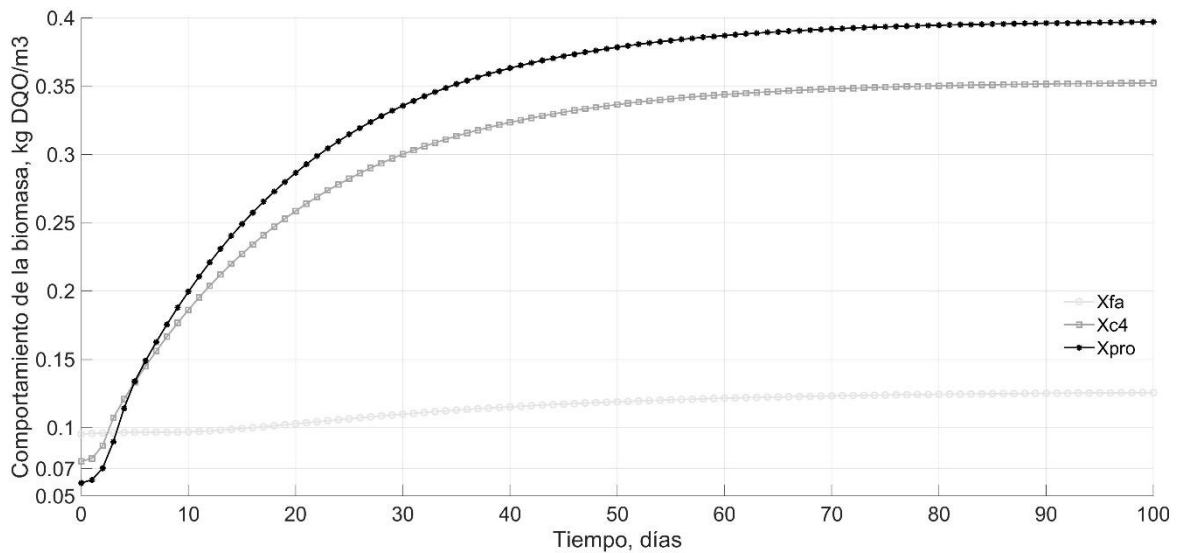


Figura 15. Comportamiento de la biomasa de la fase acetogénesis  $X_{pro}$ ,  $X_{c4}$  y  $X_{fa}$

Fuente: Elaboración propia

#### 4.3.4.3. Metanogénesis

El análisis del desarrollo de los microorganismos, finaliza con la evaluación del comportamiento de las bacterias metanogénicas, ya conocidas por ser responsables de la formación de metano a partir de sustratos hasta ahora formados con uno o dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente entre los cuales se tiene: acetato,  $H_2$ ,  $CO_2$  (Campos, 2001).

Los sustratos disponibles en el medio definen al tipo de microorganismo que permite el desarrollo de la reacción. La figura 16 muestra a las bacterias consumidoras: de acetato  $X_{ac}$  así como también a las de hidrógeno  $X_{h2}$ , donde el comportamiento de las mismas refleja un crecimiento exponencial favorable descartando la existencia de inhibición que en esta etapa puede presentarse debido al bajo contenido de NI detallado anteriormente. El desarrollo del modelo ADM1 permite antelar la inhibición como en el estudio desarrollado por Ortiz M., (2015) situación que permitió demostrar el comportamiento óptimo para la obtención de biogás.

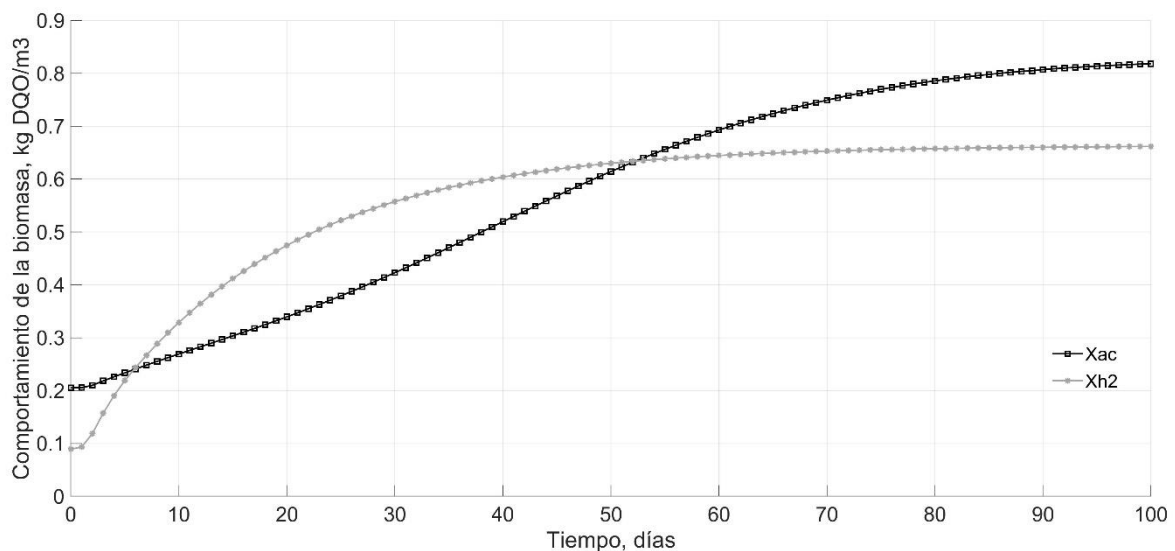


Figura 16. Comportamiento de la biomasa de la fase metanogénesis  $X_{ac}$  y  $X_{h2}$

Fuente: Elaboración propia

#### 4.3.5. Producción del biogás

Para la estimación de la producción de biogás en la ciudad de Cuenca se contempló el desarrollo del modelo ADM1 con condiciones de entrada, así como el trabajo con 10 unidades cada una operando con un volumen  $14843,35 \text{ m}^3$  a una temperatura de  $35 \text{ }^\circ\text{C}$  con un tiempo de retención hidráulica de 1 día y bajo las características fisicoquímicas detalladas en el anexo 1.

Los datos de la cantidad de biogás producido se analizaron hasta 20 días, como se aprecia en la figura 17. Observándose desde el primer día la generación de éste fue de  $74940 \text{ m}^3/\text{d}$ , considerada como valor máximo, además se observa que alcanzó su estabilidad en la operación el día 10. Bajo estas condiciones se establece que el rango de producción de biogás oscila entre  $(74940 - 48030 \text{ m}^3/\text{d})$ .

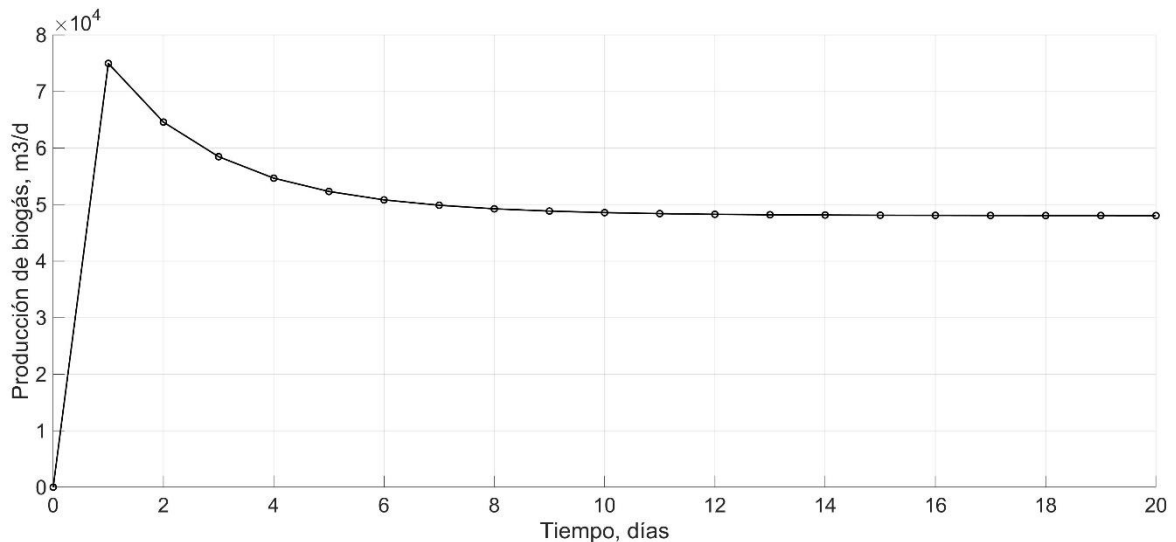


Figura 17. Resultados de la producción de biogás mediante el modelo ADM1

**Fuente:** Elaboración propia

El rango de biogás generado, planteó la maximización de producción por trabajar bajo características fisicoquímicas del medio favorables para este fin. Esto se asevera con experiencias demostradas por Vélez, (2020), donde el estudio afirmó que la variación de la temperatura afecta significativamente la digestión anaerobia y la cantidad de biogás producido. Así como también Bedoya y Chaparro, (2016) lo manifiestan, indicando la dependencia de la producción de biogás al variar condiciones de pH y temperatura.

En relación a la cantidad de biogás obtenida para este caso en estudio. Lo señalado por Grosso *et al.*, (2010) se considera como un valioso aporte, por la identificación las causas de la disminución de la producción del biogás reflejado en el estudio cinético de cada etapa del proceso anaerobio, tal como fue analizado en el apartado del desarrollo de microorganismos metanogénicos donde se demostró que no existe inhibición en ninguna de las etapas, por esta razón se mantiene con una variación normal la cantidad de biogás producida en el tiempo señalado.

#### 4.3.6. Energía requerida para operar a $35 \text{ }^\circ\text{C}$

Para que los 10 reactores operen a una temperatura de  $35 \text{ }^\circ\text{C}$  correspondiente al escenario seleccionado en la tabla 22, indican los resultados obtenidos para conocer la cantidad de energía requerida para su debida calefacción en las respectivas unidades propuestas, cuyo valor es de  $28,36 \text{ MWh/d}$ , demostrando que cada equipo necesitaría de  $2,84 \text{ MWh/d}$  de energía. A pesar de que la investigación realizada por Cordero, (2017) requirió  $2619,01 \text{ MWh}$  de energía anualmente para mantener los 4 biodigestores a una temperatura de  $40 \text{ }^\circ\text{C}$ .

Tabla 22. Resultados para mantener una temperatura de operación a 35 °C

Parámetros	Cantidad	Unidades	# de Reactor
Calor requerido ( $Q_1$ )	0,36	MWh/d	1
Pérdidas de calor en el reactor ( $Q_2$ )	2,48	MWh/d	1
Energía total requerida ( $Q_t$ )	2,84	MWh/d	1
	28,36	MWh/d	10

Fuente: Elaboración propia

#### 4.3.7. Potencial energético del tratamiento

Con los datos obtenidos de la producción del biogás en los 20 días mediante el modelo ADM1, se determinó el potencial energético donde los resultados son representados en la figura 18, el primer día presentó el mayor potencial energético cuyo valor es de 485,65 MWh/d debido a que la producción del biogás en ese mismo día generó más comparado con los otros días y finalmente en el día 20 logró un potencial de 311,26 MWh/d. En contraste con los resultados dados fue solamente cuantificado la DQO, en cambio la investigación realizada por Cordero, (2017) utilizaron las concentraciones de DQO, DBO<sub>5</sub>, SV y por la producción per cápita para determinar el volumen del biogás producido cuyos datos de la caracterización de las aguas residuales del estudio analizado fueron del año 2013, consiguiendo un potencial energético del biogás producido de 49,80 MWh/d.

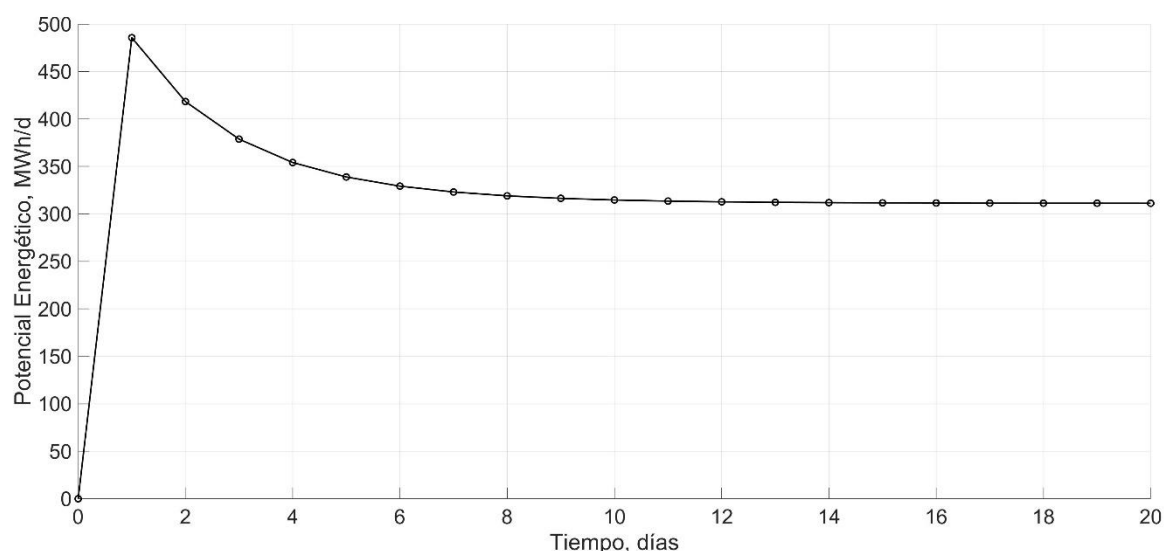


Figura 18. Resultados del potencial energético con una temperatura de 35 °C

Fuente: Elaboración propia

La experiencia llevada a cabo por Cordero, (2017) este potencial energético se analizó una de las alternativas planteando por ellos, evidenciándose el proceso de cogeneración de energía eléctrica utilizando un motor tipo CAT G3520 resultando una generación de 12791,40 MWh/año, y para el estudio aquí expuesto se consideró promediar éste potencial para obtener dicha generación de 207,28 MWh/día, permitiéndose utilizar como una fuente energética para el abastecimiento en la calefacción de los 10 reactores propuestos.

#### 4.3.8. Concentración de salida del parámetro DQO

La concentración de salida del parámetro DQO del tratamiento propuesto para las aguas residuales de la ciudad de Cuenca se analizó en 20 días, donde la figura 19 demuestra que el primer día la concentración fue el mismo valor del afluente al reactor siendo de 0,764 kg/m<sup>3</sup> (764 mg/l) debido a que este equipo fue operado a un TRH de 1 día, lo cual este proceso debe estabilizarse perfectamente, es por ello, que a partir del segundo día en adelante presentó una variación en la concentración de este parámetro logrando un rango de 0,005 – 0,155 kg/m<sup>3</sup> (5 –

155 mg/l), comprobándose que en el día 10 presenta invariabilidad en los datos. Acorde con los resultados obtenidos del parámetro DQO se encuentran dentro del límite máximo permisible establecido en el Acuerdo Ministerial 097-A.

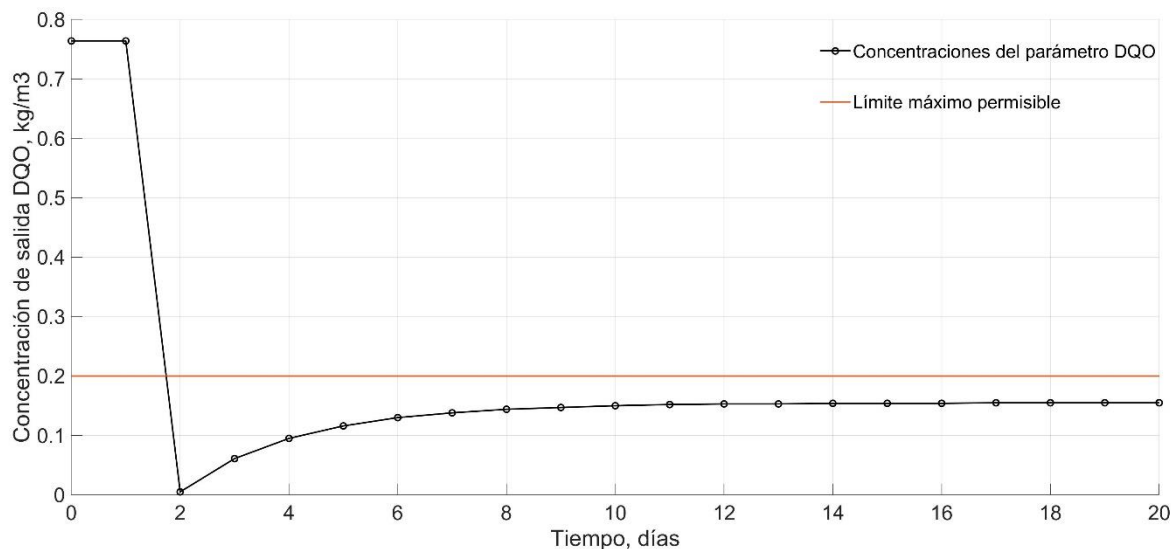


Figura 19. Resultados de la concentración de salida del parámetro DQO

Fuente: Elaboración propia

#### 4.3.9. Eficiencia en remoción del parámetro DQO

El comportamiento de la remoción del contenido de DQO para las aguas residuales de la ciudad de Cuenca se analizó hasta 20 días, donde se evidencia que la máxima remoción se presenta al segundo día coincidiendo con el tiempo de retención hidráulica (Figura 20). La estabilidad de la remoción se nota que es alcanzada en el día 10, asegurando así que el rango de remoción de este parámetro está entre (99,25 – 79,75%).

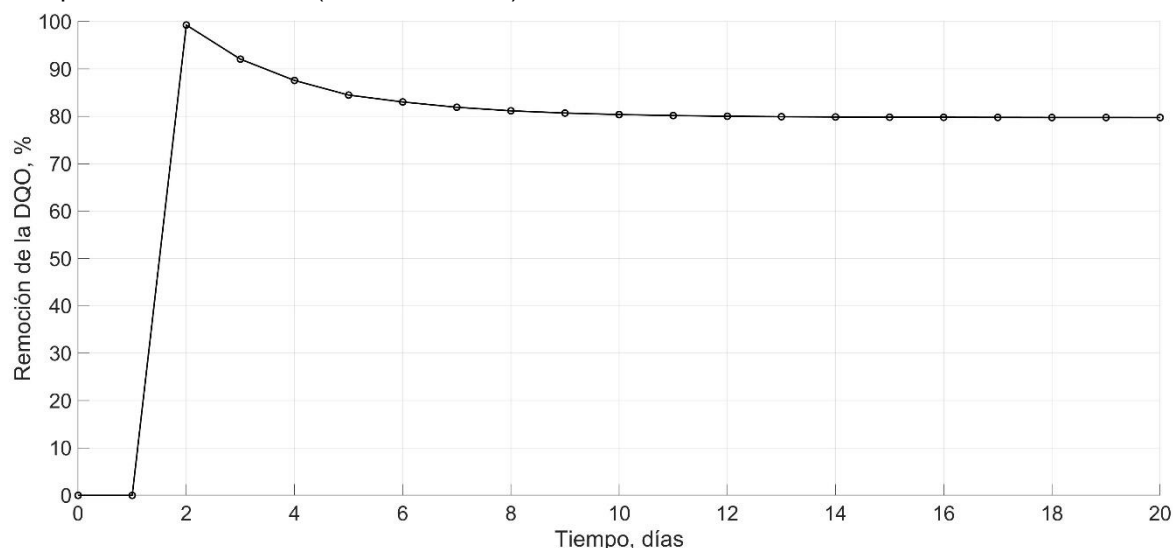


Figura 20. Resultado de la eficiencia en remoción del parámetro DQO

Fuente: Elaboración propia

Según Talavera, (2018) la disminución progresiva de la eficiencia es debido al descenso del TRH. Aunque en otras investigaciones como en el caso de Yu *et al.*, (2001) y Torres *et al.*, (2004) sus lodos son provenientes por otros digestores anaerobios, estos poseen una baja actividad por parte de los microorganismos anaerobios y de igual forma presentaron cantidades menores en la remoción de DQO, donde cada uno de los investigadores adicionaron cloruro de aluminio (AlCl<sub>3</sub>)

y cloruro férrico ( $\text{FeCl}_3$ ) permitiendo perfeccionar la granulación de los lodos y a su vez logrando eficiencias de remociones mayores de 85%.

Cabe destacar que la implementación de estos reactores a temperaturas bajas entre 13 – 17 °C operado a un TRH de 14 – 17 horas, alcanzan un 55 – 70% de efectividad en remover el parámetro DQO realizado por Lettinga *et al.*, (1983). Sin embargo, en los países de zonas frías andinas se han llevado a cabo técnicas experimentales con el reactor UASB utilizando un proceso de calefacción hasta alcanzar el rango mesófilo (35 – 45 °C), esto se expone en investigaciones realizadas por Quispe, (2014), Talavera, (2018), Chuquitarqui y Velásquez, (2017) y Ochoa, (2016), donde se evidencia la eficiencia en la eliminación de éste logrando obtener valores de: 52%, 62%, 77% y 80 – 90%, respectivamente.

Con respecto al actual tratamiento de la ciudad de Cuenca es completamente aerobio alcanzando una eficiencia en la remoción de DQO de 66,95%, 68,75% y 63,76% correspondiente a los datos de la caracterización de la PTAR en los años 2013, 2014 y 2015 encontrados por (Andrade y Peña, 2017), este caso el tratamiento propuesto demuestra una mejor eficiencia en la remoción en comparación del tratamiento actual.

# CAPÍTULO V

## 5. CONCLUSIONES

En esta investigación se evaluó el sistema de tratamiento anaerobio de las aguas residuales domésticas de la ciudad de Cuenca mediante el uso de herramientas informáticas principalmente MATLAB, permitiendo modelar el reactor UASB propuesto a escala real. En relación al primer objetivo específico, se estableció la capacidad de biodegradación relacionándola con los parámetros de DBO<sub>5</sub> y DQO siendo de 0,25, considerando que el agua residual de la ciudad de Cuenca presentó una biodegradabilidad media.

Con respecto al segundo objetivo específico, se definió este tratamiento anaerobio a partir de un estudio preliminar del reactor UASB construido a escala laboratorio estableciendo el diseño, operación y empleo del equipo. Por ello, de ese estudio presentado se simuló dicha unidad propuesta a escala real donde se consideró el diseño y operación definitivo del reactor para satisfacer las necesidades en la depuración de las aguas residuales de la ciudad de Cuenca considerando un número total de 10 reactores para que abastezca al flujo del agua residual de 148435,2 m<sup>3</sup>/d y no tener ningún inconveniente en su aplicación.

Otro aspecto relevante fue el modelo matemático ADM1 desarrollado para simular los procesos de digestión anaerobia. Primeramente, fue importante la composición de ingreso del parámetro de DQO, esto permitió que el modelo prediga con precisión el funcionamiento del reactor y resulte estimando la producción de biogás. Por lo tanto, se planteó dos escenarios los cuales consistieron en trabajar con diferentes temperaturas siendo de 16 y 35 °C. En conclusión, el segundo escenario presentó mayor producción de biogás que el primer escenario debido a que los procesos anaerobios se adaptan mejor a temperaturas mayores de 30 °C perteneciente al rango mesófilo permitiendo un perfecto desarrollo a las poblaciones microbianas metanogénicas. Además, en el transcurso del proceso no se presentó ningún factor de inhibición por parte del contenido de los ácidos grasos volátiles, pH y nitrógeno inorgánico siendo fundamentales para el crecimiento de los microorganismos anaerobios, los cuales son claves principales para la generación del biogás.

Adicionalmente, en este mismo escenario se necesitó un equipo de calefacción permitiendo que los 10 reactores se conserven a una temperatura de 35 °C debido que la ciudad pertenece a zonas frías andinas, donde en diferentes países con las mismas condiciones han desarrollado estas investigaciones utilizando este factor térmico (calefacción) para tener un mejor rendimiento con este tipo de reactor, para ello, se necesitaría de una energía aproximadamente de 28,36 MWh/d para mantener a la condición requerida. Por ello que a través de la producción del biogás se determinó el potencial energético de éste, presentándose un rango entre los 485,65 – 311,26 MWh/d. Mediante este potencial sea transformado como una fuente energética y a su vez sea aprovechado para el autoabastecimiento de la planta de tratamiento principalmente en la calefacción de los reactores.

En lo correspondiente al tercer objetivo específico, se obtuvieron buenos resultados en la eficiencia de remoción de DQO del escenario seleccionado, presentándose un rango de 99,25 – 79,75% siendo mejores que el tratamiento actual de la ciudad, demostrando que este tipo de tratamiento propuesto es eficiente para implementar a la ciudad de Cuenca. El tratamiento propuesto posee excelentes ventajas en comparación con el tratamiento actual de la ciudad de Cuenca (lagunas de estabilización), principalmente la implementación no se requiere de mucho espacio por lo tanto el costo del terreno sería menor, no se necesita de ventilación, la construcción, operación y mantenimiento de este equipo no es muy costosa, no emite malos olores, forman bajas cantidades de lodo, tiene una buena eliminación de la materia orgánica, genera biogás para convertirla en energía y ser aprovechada, y a su vez reduce la emisión de los gases de efecto invernadero.

## **CAPÍTULO VI**

### **6. RECOMENDACIONES**

Considerando la importancia de esta investigación basado en los resultados obtenidos se manifiestan algunas sugerencias:

- Establecer una caracterización de las aguas residuales y del lodo anaerobio a utilizar.
- Realizar la experimentación del reactor para luego hacer una comparación entre los datos experimentados con los simulados.
- Contemplar la recirculación del agua residual en el reactor y a su vez ser simulado.
- Trabajar con diferentes tiempos de retención hidráulico.
- Analizar más parámetros como: turbiedad, nitrógeno, fosforo, DBO<sub>5</sub> y coliformes fecales para conocer la eficiencia en remoción de éstos.

## 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuerdo Ministerial 097-A. (2015). Reforma al Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA). Quito - Ecuador: Registro Oficial N° 387.
- Alvarado, D., y Cárdenas, C. (2015). Sistematización de la información de las plantas de depuración de las aguas residuales del sector rural del cantón Cuenca - Azuay. Cuenca - Ecuador.
- Andrade, F., y Peña, M. (2017). Optimización energética de las lagunas aireadas de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ucubamba. Cuenca - Ecuador.
- Armengol, M. (2017). Detección y cuantificación de patógenos en nuevos sistemas de tratamiento de aguas residuales. Reutilización de aguas y fangos. Valencia - Madrid.
- Arne Alphenaar *et al.* (1993). Phosphorus requirement in high-rate anaerobic wastewater treatment. *Revista Water Reserch*, 749-756.
- Bastone *et al.* (2002). Anaerobic Digestion Model No.1. *Revista IWA Publishing*.
- Bedoya, E., y Chaparro, E. (2016). Uso del estiércol de animales para la producción de biogás en Moquegua. *Revista Ciencia y Tecnología para el Desarrollo*, 39 - 44.
- Buitrón, G., Reino, C., y Carrera, J. (2018). Manual técnico sobre tecnologías biológicas aerobias aplicadas al tratamiento de aguas residuales industriales. España.
- Caicedo, F. (2006). Diseño, construcción y arranque de un reactor UASB piloto para el tratamiento de lixiviados. Manizales - Colombia.
- Cajigas, A., Pérez, A., y Torres, P. (2005). Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. *Revista Scientia et Technica*, 243-248.
- Campos, A. (2001). Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante la codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. Lleida - España.
- Castillo, P., y Tejero, I. (1999). Consideraciones de diseño para la eliminación biológica de fósforo empleando procesos biopelícula. *Ingeniería del agua*, 69 - 80.
- Castro, J. (2018). Evaluación de la remoción de materia orgánica en un reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente (UASB) para el tratamiento de aguas residuales del camal municipal de Huancavelica. Huancavelica - Perú.
- Cendales, E. (2011). Producción de biogás mediante la codigestión anaeróbica de la mezcla de residuos cítricos y estiércol bovino para su utilización como fuente de energía renovable. Bogotá - Colombia.
- Cervantes *et al.*, A. (2011). Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(1), 67 - 77.
- Chávez, I. (2017). Diseño e implementación de un sistema de tratamiento de aguas residuales. *Dominio de las Ciencias*, 3(1), 536 - 560.
- Chiva *et al.*, S. (2018). Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia. Valencia - España: Castelló de la Plana: Publicacions de la Universitat Jaume I.
- Chuquitarqui, Y., y Velásquez, M. (2017). Diseño y construcción de un reactor anaerobio de flujo ascendente (R.A.F.A) para el tratamiento de aguas residuales urbanas de la ciudad de Puno. Puno - Perú.

- Claros, J. (2012). Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal. Valencia - España.
- COA. (2017). Código Orgánico del Ambiente. Quito - Ecuador: Registro Oficial Suplemento 983.
- Collazos, C. (2008). Tratamientos de aguas residuales - Generalidades.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2015). Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: Reactores anaerobios de flujo ascendente. Ciudad de México - México.
- Condori, A., y Torres, G. (2019). Biodegradación de la materia orgánica y producción de Bioelectricidad en Celdas de Combustible Microbiano (CCM) a partir del agua residual doméstica – Lima. Lima - Perú.
- Cordero, J. (2017). Evaluación del potencial energético de las aguas residuales urbanas generadas en ciudades de altura. Cuenca - Ecuador.
- Crini, G., y Lichtfouse, E. (2018). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, 145 - 155.
- Crites, R., y Tchobanoglous, G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Bogotá: McGraw-Hill.
- Crombet *et al.* (2016). Evaluación del tratamiento anaerobio de las aguas residuales de una comunidad universitaria. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 18(1), 49 - 56.
- De Lemos, C. (2007). Biological wastewater treatment series: Anaerobic Reactors (Vol. 4). Londres - Reino Unido: IWA Publishing.
- De Zeeuw, W. (1988). Granular sludge in UASB reactors. *Granular anaerobic sludge: microbiology and technology*. GASMAT, 132 - 145.
- Díaz, H., y Caballero, J. (2015). Simulación de una planta de tratamiento de aguas residuales y su análisis técnico-económico-ambiental en la ciudad de Iquitos mediante el uso de super pro designer V6. Iquitos - Perú.
- Erazo, D., y Salvador, G. (2014). Diseño y construcción de un reactor UASB a escala de laboratorio para el tratamiento de aguas residuales de la industria de embutidos cárnicos. Quito - Ecuador.
- Escobar *et al.*, S. (2014). Destrucción de huevos de helminto mediante procesos no convencionales. *Ciencia y Desarrollo*, 40(272), 60 - 66.
- Escobar, A. (2018). Optimizar la producción de biogás a partir de residuos pecuarios, empleando la glicerina como un subproducto de la obtención de biodiesel. Cuenca - Ecuador.
- Espinoza, D., y Zumba, T. (2018). Estudio del impacto ambiental en la calidad del agua del río Cuenca producido por la descarga del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ucubamba. Cuenca - Ecuador.
- Feoli, D. (2016). Implementación del modelo dinámico de biodigestión anaerobia ADM1 utilizando MATLAB/Simulink. Costa Rica.
- Fernández, F., y Seghezzo, L. (2015). Diseño de reactores Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB). Instituto Nacional de Tecnología Industrial (INTI), Buenos Aires - Argentina.
- Flotats *et al.*, X. (2016). Procesos de biotransformación de la materia orgánica: Ingeniería y aspectos técnicos de la digestión anaeróbica. (Vol. 2). Mundi-Prensa.

- Flotats, X. (2018). El biogás. Actualidad y perspectiva de un gas renovable. Fundación Naturgy. Obtenido de <http://www.fundacionnaturgy.org/publicaciones/>
- Flotats, X. (2019). Biogas: Perspectives of an old technology. In: Bastidas-Oyanedel JR., Schmidt J. (eds) Biorefinery, 313 - 349.
- Fricke *et al.*, K. (2007). Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. *Waste Management*, 27(1), 30 - 43.
- Gandarillas *et al.* (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. *UPB - INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO*, 1(17), 83 - 98.
- Garzón, A., y Ortiz, G. (2017). Ajuste de un modelo matemático para determinar el comportamiento de las lagunas de tratamiento de aguas residuales de Ucubamba. Cuenca - Ecuador.
- GIZ México, SENER, SEMARNAT, CONAGUA, ANEAS. (2017). Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales. (1 ed.). Ciudad de México - México.
- Glasgow, L., y Hsu, J.-P. (1984). Floc characteristics in water and wastewater treatment. *Particulate Science and Technology*, 2(3), 285 - 303.
- Gómez *et al.*, H. (2014). La fiscalización ambiental en aguas residuales. Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA), Lima - Perú.
- Gonzabay, A., y Suárez, P. (2016). Diseño y construcción de un biodigestor anaeróbico vertical semicontinuo para la obtención de gas metano y biol a partir de las cáscaras de naranja y mango. Guayaquil - Ecuador.
- González, M. (2016). Tratamiento de las aguas residuales generadas en la ciudad de Cuenca mediante el uso de zeolitas. Cuenca - Ecuador: Editorial Universitaria Católica (EDUNICA).
- Grosso *et al.*, J. (2010). Simulación de un reactor UASB asumido como un CSTR utilizando un modelo biocinético completo. ResearchGate.
- Guisasola, A. (29 de 03 de 2019). UABDivulga. Obtenido de <https://www.uab.cat/web/detalle-noticia/recuperacion-de-azufre-elemental-a-partir-de-aguas-residuales-industriales-una-nueva-aplicacion-de-los-sistemas-bioelectroquimicos-1345680342040.html?noticiaid=1345782171691>
- Hernández, A. (2010). Estudio comparativo de diferentes tecnologías de higienización de lodos de depuradora con fines para su reutilización. Madrid - España.
- Hernández, J. (2015). Implementación del modelo de digestión anaerobia ADM1 en MATLAB/SIMULINK. Madrid - España.
- Hernández, M. (2018). Desarrollo de una estrategia de control por búsqueda de extremos para optimizar un reactor UASB. Guanajuato - México.
- Huaytalla, R., y Cruz, M. (2016). Eficiencia del Reactor Anaerobio de Manto de Lodos de Flujo Ascendente (UASB) a escala piloto en el Tratamiento de las Aguas Residuales Domésticas provenientes de la comunidad de Carapongo - Lurigancho, Chosica. *Revista de Investigación, Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 2(1).

- HulshoffPol *et al.* (1998). Anaerobic treatment of sulphate-rich wastewaters. *Biodegradation* 9, 9(3 - 4), 213 - 224.
- Illana, M. (2014). Estudio de la adsorción de fosfatos en aguas de depuradora mediante intercambiadores iónicos. Barcelona - España.
- IMTA, y ANEAS. (2017). Energía limpia del agua sucia: aprovechamiento de lodos residuales. Ciudad de México - México.
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). (2016). Estadística de información ambiental económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales 2015 - Agua y Alcantarillado. Quito - Ecuador.
- Krayzelova *et al.*, L. (2015). Microaeration for hydrogen sulfide removal during anaerobic treatment: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Techology.*, 14(4), 703 - 725.
- Lazcano, C. (2018). Biotecnología ambiental de aguas y aguas residuales. (Segunda ed.). Bogotá, Colombia: Ecoe Ediciones.
- Lebrero, R. (2012). Comparative evaluation of conventional and innovative biotechnologies for odour abatement in wastewater treatment plants. Valladolid - España.
- Lettinga *et al.* (1980). Use of the upflow anaerobic blanket (UASB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. (Vol. 22).
- Lettinga *et al.* (1983). Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 1701 - 1723.
- Loja, M., y Quezada, C. (2017). Análisis a escala laboratorio de estructuras de ingreso a reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB). Cuenca - Ecuador.
- López *et al.*, C. (2017). Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño. (Vol. 16). IWA Publishing.
- Lorenzo, Y., y Obaya, M. (2006). La digestión anaerobia y los reactores UASB. Generalidades. ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar , XL(1), 13 - 21.
- Lozano, W. (2012). Fundamentos de diseño de plantas depuradoras de aguas residuales. ResearchGate.
- Lyseng *et al.*, B. (2012). Biogas reactor modelling with ADM1. Porsgrunn - Noruega.
- Maureira, D., y Muñoz, V. (2017). Incorporación de un reactor tipo UASB a una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas diseñada bajo el concepto de biorefinería. Valparaíso - Chile.
- Mendieta, C. (2015). Evaluación y modelización de sistema de tratamiento no convencional o natural para efluentes procedentes de explotaciones ganaderas de porcino en las islas de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria - España.
- Metcalf, y Eddy. (1995). Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización (Tercera ed., Vol. 1). Mcgraw-Hill.
- MINENERGIA, PNUD, FAO, GEF. (2011). Manual de biogás. Santiago de Chile - Chile.
- Ministerio del Ambiente-MINAM. (2009). Manual de municipios ecoeficientes. Lima - Perú: Biblioteca Nacional del Perú.

- Miramontes, L. (2017). Incorporación del concepto de bioaccesibilidad de sustratos recalcitrantes (estiércol) en el modelado matemático de la producción del biogás. Nuevo León - México.
- Montañez *et al.*, E. (2018). Influencia de los parámetros DBO<sub>5</sub>, DQO y COT en las poblaciones microbianas presentes en una planta de tratamiento de aguas residuales de una industria de bebidas no alcohólicas. Asociación Colombiana de Facultades de Ingeniería (ACOFI), 11.
- Morales, E. (2014). Evaluación de la tratabilidad del efluente generado por la planta piloto de leche UNALM aplicando un reactor UASB. Lima - Perú.
- Moreno, A. (2014). Modelización de la dinámica de los microorganismos anaerobios sintróficos oxidantes del ácido acético (SAO). Barcelona - España.
- Moya, M. (2018). Efecto de la carga orgánica en la eliminación de microcontaminantes, materia orgánica y nutrientes en un sistema UASB-MBR escala piloto para el tratamiento de aguas residuales de tipo urbano. Alicante - España.
- Muñoz, A. (2008). Caracterización y tratamiento de aguas residuales. Pachuca - México.
- Naranjo, M. (2019). Propuesta de tratamiento de aguas residuales domésticas para la ciudad de Guaranda, provincia Bolívar. Guaranda - Ecuador.
- Noriega, G., Serralta, J., y Barat, R. (2018). Modelación de procesos de co-digestión anaerobia. CALAGUA, 1 - 13.
- Ochoa, H. (2016). Comparación de la eficiencia de remoción de materia orgánica entre un reactor de lodos activados y un reactor anaerobio de flujo ascendente. Huancayo - Perú.
- ONU (Organización de las Naciones Unidas). (2018). Sustainable Development Goal 6 Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation. New York.
- Ortiz, D. (2011). Manual de tratamientos biológicos de aguas residuales para poblaciones medianas de la Región Sur del Ecuador. Loja - Ecuador.
- Ortiz, M. (2015). Desarrollo de un simulador numérico basado en ADM1 de un reactor anaerobio ASBR. Barcelona - España.
- Paladines, A., y Salazar, A. (2016). Determinación de tratamiento primarios para la depuración del agua residual doméstica. Quito - Ecuador.
- Parra, R. (2015). Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria. Producción + Limpia, 10(2), 142 - 159.
- Pinargote, S., y Vergara, G. (2019). Diseño de un biodigestor anaerobio para generación de biogás utilizando aguas residuales en la producción de café. Guayaquil - Ecuador.
- Prieto, A., y Velasquez, V. (2018). Diseño, construcción y evaluación de un reactor de filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) a nivel de laboratorio para el tratamiento de agua residual doméstica. Arequipa - Perú.
- Quispe, J. (2014). Estudio de la remoción de carga orgánica en un reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente con digestor de lodos aplicado a una localidad ubicado a una altitud de 3800 msnm. Lima - Perú.
- Rivera Salvador, V. (2010). Estudio cinético de la digestión anaeróbica termofílica de pollinaza a escala piloto. Ciudad de México - México.

- Rivera, K. (2017). Optimización del consumo del agua a través de un diseño de tratamiento de aguas residuales y recirculación. Guayaquil - Ecuador.
- Robles, W. (2018). Evaluación de las concentraciones de radio-226 en los lodos procedentes de la planta de tratamiento de aguas residuales Ucubamba-Cuenca, Ecuador. Cuenca - Ecuador.
- Rodríguez *et al.*, A. (2016). Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Madrid - España.
- Rojas, R. (2002). Gestión integral de tratamiento de aguas residuales. Lima - Perú.
- Ronzano, E., y Dapena, J. (1995). Eliminación de fósforo en las aguas residuales.
- Rosen, C., y Jeppsson, U. (2008). Aspects on ADM1 implementation within the BSM2 framework. Lund University, Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund - Suecia.
- Sánchez *et al.*, C. (2015). Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) de residuos de frutas y verduras en hogares. Revista internacional de contaminación ambiental, 32(2), 191 - 198.
- Sánchez *et al.*, M. (2016). Evaluación inicial de parámetros de campo en un biodigestor anaeróbico para el tratamiento de aguas residuales. Revista Colombiana de Biotecnología, 18(1), 173 - 184.
- Schmidt, J., y Ahring, B. (1996). Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. Biotechnology and Bioengineering., 49(3), 229 - 246.
- Solera *et al.*, R. (2015). Procesos de biotransformación de la materia orgánica: Aspectos biológicos de la digestión anaeróbica. (Vol. II). Madrid - España: Mundi-Prensa.
- Suárez, y Jácome. (2007). Eliminación de fósforo en los procesos de depuración de aguas residuales. Coruña - España.
- Talavera , T. (2018). Implementación de un reactor anaerobio de flujo ascendente, UASB, a escala piloto para evaluar parámetros de operación en la planta de tratamiento de aguas residuales "La Totora" - Ayacucho. Ayacucho - Perú.
- Torres, P. (2012). Perspectiva del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. Revista EIA(18), 115 - 129.
- Torres, P., Cardoso, A., y Rojas, O. (2004). Mejoramiento de la calidad de lodos anaerobios. Influencia de la adición de cloruro férrico. Ingeniería y Competitividad, 5(2), 23 - 31.
- UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura). (2020). United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change. París: UNESCO.
- Vargas, A., y Martínez, D. (2013). Tratamiento biológico de aguas residuales generadas en la Universidad Libre sede Bosque Popular por medio del sistema de reactor anaerobio de flujo ascendente UASB a escala piloto. Bogotá - Colombia.
- Veiga, M. (2015). Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB), series de tratamiento biológico (FT-BIO-009). Coruña - España.
- Vélez, E. (2020). Análisis del reactor anaeróbico de flujo ascendente (UASB) para aprovechamiento energético en pequeñas unidades agroproductivas en Imbabura. Ibarra - Ecuador.

- Venegas, C. (2015). Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal utilizando un reactor biológico secuencial.
- Von Sperling, M. (2007). Biological Wastewater Treatment Series: Wastewater characteristics, treatment and disposal. (Vol. 1). New York , EE.UU: IWA Publishing.
- Wendland, C. (2008). Anaerobic digestion of blackwater and kitchen refuse. Institut fur Abwasserwirtschaft und Gewesserschutz, Hamsburgo - Alemania.
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de la UNESCO). (2019). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019: No dejar a nadie atrás. París: UNESCO.
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas). (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado. París: UNESCO.
- Yu *et al.*, H. (2001). Enhanced sludge granulation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by aluminum chloride. CHEMOSPHERE, 44(1), 31 - 36.

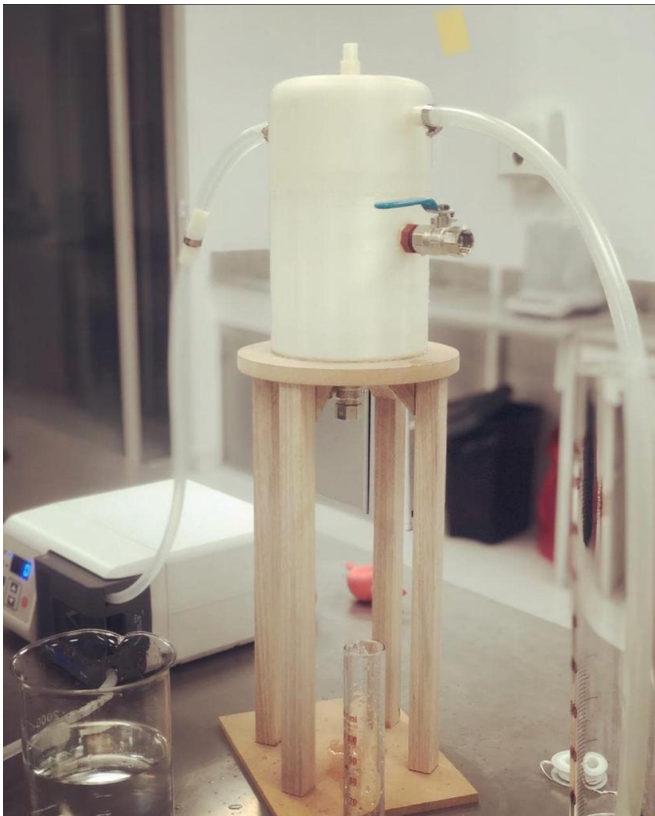
## ANEXOS

Anexo 1: Caracterización de las aguas residuales de la ciudad de Cuenca

Parámetros	Unidades	Cantidad	Valores máximos permisibles
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	210	2000
Color	UPT-co	25	Inapreciable
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg O <sub>2</sub> /l	190	100
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/l	764	200
Fósforo Total	mg/l	10,85	10
Nitrógeno amoniacal	mg/l	> 3,5	30
Nitrato	mg/l	2,8	10
Potencial de hidrógeno (pH)	.....	7,181	6 – 9
Sólidos suspendidos totales	mg/l	182	130
Sólidos totales	mg/l	516	1600

**Fuente:** (González, 2016)

Anexo 2: Reactor UASB construido a escala laboratorio



**Fuente:** Elaboración propia

Anexo 3: Matriz de Petersen de los componentes solubles.

Procesos (j)		Componentes (i)											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
		S <sub>su</sub>	S <sub>aa</sub>	S <sub>fa</sub>	S <sub>va</sub>	S <sub>bu</sub>	S <sub>pro</sub>	S <sub>ac</sub>	S <sub>h2</sub>	S <sub>ch4</sub>	S <sub>ic</sub>	S <sub>in</sub>	S <sub>i</sub>
1	Desintegración												$f_{xi,xc}$
2	Hidrólisis de carbohidratos	1											
3	Hidrólisis de proteínas		1										
4	Hidrólisis de lípidos	$1 - f_{fa,li}$		$f_{fa,li}$									
5	Consumo de monosacáridos	-1				$(1 - Y_{su}) f_{bu,su}$	$(1 - Y_{su}) f_{pro,su}$	$(1 - Y_{su}) f_{ac,su}$	$(1 - Y_{su}) f_{h2,su}$		$\sum_{i=1-9, 11-24} C_i v_{i,5}$	$(Y_{su}) N_{bac}$	
6	Consumo de aminoácidos		-1		$(1 - Y_{aa}) f_{va,aa}$	$(1 - Y_{aa}) f_{bu,aa}$	$(1 - Y_{aa}) f_{pro,aa}$	$(1 - Y_{aa}) f_{ac,aa}$	$(1 - Y_{aa}) f_{h2,aa}$		$\sum_{i=1-9, 11-24} C_i v_{i,6}$	$N_{aa} - (Y_{aa}) N_{bac}$	
7	Consumo de Ácidos Grasos de Cadena Larga (AGCL)			-1				$(1 - Y_{fa}) 0,7$	$(1 - Y_{fa}) 0,3$			$(Y_{fa}) N_{bac}$	
8	Consumo de valerato				-1		$(1 - Y_{c4}) 0,54$	$(1 - Y_{c4}) 0,31$	$(1 - Y_{c4}) 0,15$			$(Y_{c4}) N_{bac}$	
9	Consumo de butirato					-1		$(1 - Y_{c4}) 0,8$	$(1 - Y_{c4}) 0,2$			$(Y_{c4}) N_{bac}$	
10	Consumo de propionato						-1	$(1 - Y_{pro}) 0,57$	$(1 - Y_{pro}) 0,43$		$\sum_{i=1-9, 11-24} C_i v_{i,10}$	$(Y_{pro}) N_{bac}$	
11	Consumo de acetato							-1		$(1 - Y_{ac})$	$\sum_{i=1-9, 11-24} C_i v_{i,11}$	$(Y_{ac}) N_{bac}$	
12	Consumo de hidrógeno (H <sub>2</sub> )								-1	$(1 - Y_{h2})$	$\sum_{i=1-9, 11-24} C_i v_{i,12}$	$(Y_{h2}) N_{bac}$	
13	Lisis de X <sub>su</sub>												
14	Lisis de X <sub>aa</sub>												
15	Lisis de X <sub>fa</sub>												
16	Lisis de X <sub>c4</sub>												
17	Lisis de X <sub>pro</sub>												
18	Lisis de X <sub>ac</sub>												

19	Lisis de $X_{h_2}$													
----	--------------------	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Fuente: (Bastone *et al.*, 2002; Rosen y Jeppsson, 2008)

Anexo 4: Matriz de Petersen de los componentes particulado

Procesos (j)		Componentes (i)											
		13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
		$X_c$	$X_{ch}$	$X_{pr}$	$X_{li}$	$X_{su}$	$X_{aa}$	$X_{fa}$	$X_{c4}$	$X_{pro}$	$X_{ac}$	$X_{h_2}$	$X_i$
1	Desintegración	-1	$f_{ch,xc}$	$f_{pr,xc}$	$f_{li,xc}$								$f_{xi,xc}$
2	Hidrólisis de carbohidratos		-1										
3	Hidrólisis de proteínas			-1									
4	Hidrólisis de lípidos				-1								
5	Consumo de monosacáridos					$Y_{su}$							
6	Consumo de aminoácidos						$Y_{aa}$						
7	Consumo de Ácidos Grasos de Cadena Larga (AGCL)							$Y_{fa}$					
8	Consumo de valerato								$Y_{c4}$				
9	Consumo de butirato								$Y_{c4}$				
10	Consumo de propionato									$Y_{pro}$			
11	Consumo de acetato										$Y_{ac}$		
12	Consumo de hidrógeno ( $H_2$ )											$Y_{h_2}$	
13	Lisis de $X_{su}$	1				-1							
14	Lisis de $X_{aa}$	1					-1						
15	Lisis de $X_{fa}$	1						-1					
16	Lisis de $X_{c4}$	1							-1				
17	Lisis de $X_{pro}$	1								-1			
18	Lisis de $X_{ac}$	1									-1		
19	Lisis de $X_{h_2}$	1										-1	

Fuente: (Bastone *et al.*, 2002; Rosen y Jeppsson, 2008)

Anexo 5: Parámetros estequiométrico considerados del ADM1

Parámetros	Descripción	Valor	Unidad
$f_{si,xc}$	Tasa de formación de los solubles inertes para el consumo de los compuestos	0,10	
$f_{xi,xc}$	Tasa de formación de las partículas inertes para el consumo de los compuestos	0,25	
$f_{ch,xc}$	Tasa de formación de los carbohidratos para el consumo de los compuestos	0,20	
$f_{pr,xc}$	Tasa de formación de las proteínas para el consumo de los compuestos	0,20	
$f_{li,xc}$	Tasa de formación de los lípidos para el consumo de los compuestos	0,25	
$N_{xc}, N_i$	Contenido de nitrógeno de compuesto e inertes	0,002	kmolN/kgDQO
$f_{fa,li}$	Tasa de formación de los ácidos grasos para el consumo de los lípidos	0,95	
$f_{h2,su}$	Tasa de formación del hidrógeno para el consumo de los monosacáridos	0,19	
$f_{bu,su}$	Tasa de formación del butirato para el consumo de los monosacáridos	0,13	
$f_{pro,su}$	Tasa de formación del propionato para el consumo de los monosacáridos	0,27	
$f_{ac,su}$	Tasa de formación del acetato para el consumo de los monosacáridos	0,41	
$f_{h2,aa}$	Tasa de formación del hidrógeno para el consumo de los aminoácidos	0,06	
$N_{bac}$	Contenido de nitrógeno en los 7 grupos de bacterias	0,00625	kmolN/kgDQO
$N_{aa}$	Contenido de nitrógeno en aminoácidos	0,007	kmolN/kgDQO
$f_{va,aa}$	Tasa de formación del valerato para el consumo de los aminoácidos	0,23	
$f_{bu,aa}$	Tasa de formación del butirato para el consumo de los aminoácidos	0,26	
$f_{pro,aa}$	Tasa de formación del propionato para el consumo de los aminoácidos	0,05	
$f_{ac,aa}$	Tasa de formación del acetato para el consumo de los aminoácidos	0,40	
$Y_{su}$	Biomasa consumidora de monosacáridos	0,1	kgDQO <sub>x</sub> /kgDQO <sub>s</sub>
$Y_{aa}$	Biomasa consumidora de aminoácidos	0,08	kgDQO <sub>x</sub> /kgDQO <sub>s</sub>
$Y_{fa}$	Biomasa consumidora de ácidos grasos	0,06	kgDQO <sub>x</sub> /kgDQO <sub>s</sub>
$Y_{c4}$	Biomasa consumidora de valerato y butirato	0,06	kgDQO <sub>x</sub> /kgDQO <sub>s</sub>
$Y_{pro}$	Biomasa consumidora de propionato	0,04	kgDQO <sub>x</sub> /kgDQO <sub>s</sub>
$Y_{ac}$	Biomasa consumidora de acetato	0,05	kgDQO <sub>x</sub> /kgDQO <sub>s</sub>
$Y_{h2}$	Biomasa consumidora de hidrógeno	0,06	kgDQO <sub>x</sub> /kgDQO <sub>s</sub>
$C_{ssu}$	Contenido de carbono en los monosacáridos	0,0313	kmolC/kgDQO
$C_{saa}$	Contenido de carbono en los aminoácidos	0,03	kmolC/kgDQO
$C_{sfa}$	Contenido de carbono en los ácidos grasos	0,0217	kmolC/kgDQO
$C_{sva}$	Contenido de carbono en el valerato	0,0240	kmolC/kgDQO
$C_{sbu}$	Contenido de carbono en los butiratos	0,0250	kmolC/kgDQO
$C_{spr}$	Contenido de carbono en los propionato	0,0268	kmolC/kgDQO
$C_{sac}$	Contenido de carbono en los acetatos	0,0313	kmolC/kgDQO
$C_{sh2}$	Contenido de carbono en el hidrógeno	0	kmolC/kgDQO
$C_{sch4}$	Contenido de carbono en el metano	0,0156	kmolC/kgDQO
$C_{SIC}$	Contenido de carbono en el carbono inorgánico	1	kmolC/kmol IC
$C_{SIN}$	Contenido de carbono en el nitrógeno inorgánico	0	kmolC/kmol IN

$C_{si}$	Contenido de carbono en los solubles inertes	0	kmolC/kgDQO
$C_{Xch}$	Contenido de carbono en los carbohidratos	0,0313	kmolC/kgDQO
$C_{Xpro}$	Contenido de carbono en las proteínas	0	kmolC/kgDQO
$C_{Xli}$	Contenido de carbono en los lípidos	0,0220	kmolC/kgDQO
$C_{Xsu-xh2}$	Contenido de carbono en los 7 grupos de bacterias	0,0313	kmolC/kgDQO

Fuente: (Bastone *et al.*, 2002; Rosen y Jeppsson, 2008; Cendales, 2011)

Anexo 6: Valores de las cinéticas del proceso bioquímico establecidas en el ADM1.

Utilidad	Parámetro	Descripción	Valores	Unidad
Cinéticas extracelular de desintegración e hidrólisis	$K_{dis}$	Tasa de desintegración de compuesto	0,5	$d^{-1}$
	$K_{hyd\_ch}$	Tasa de hidrólisis de carbohidratos	10	$d^{-1}$
	$K_{hyd\_pr}$	Tasa de hidrólisis de proteínas	10	$d^{-1}$
	$K_{hyd\_li}$	Tasa de hidrólisis de lípidos	10	$d^{-1}$
Cinéticas para el crecimiento bacteriano	$K_{m\_su}$	Biomasa consumidora de monosacáridos	30	$d^{-1}$
	$K_{m\_aa}$	Biomasa consumidora de aminoácidos	50	$d^{-1}$
	$K_{m\_fa}$	Biomasa consumidora de ácidos grasos	6	$d^{-1}$
	$K_{m\_c4}$	Biomasa consumidora de valerato y butirato	20	$d^{-1}$
	$K_{m\_pro}$	Biomasa consumidora de propionato	13	$d^{-1}$
	$K_{m\_ac}$	Biomasa consumidora de acetato	8	$d^{-1}$
	$K_{m\_h2}$	Biomasa consumidora de hidrógeno	35	$d^{-1}$
Cinéticas para el decaimiento de la biomasa microbiana	$K_{dec\_Xsu}$	Biomasa consumidora de monosacáridos	0,02	$d^{-1}$
	$K_{dec\_aa}$	Biomasa consumidora de aminoácidos	0,02	$d^{-1}$
	$K_{dec\_fa}$	Biomasa consumidora de ácidos grasos	0,02	$d^{-1}$
	$K_{dec\_c4}$	Biomasa consumidora de valerato y butirato	0,02	$d^{-1}$
	$K_{dec\_pro}$	Biomasa consumidora de propionato	0,02	$d^{-1}$
	$K_{dec\_ac}$	Biomasa consumidora de acetato	0,02	$d^{-1}$
	$K_{dec\_h2}$	Biomasa consumidora de hidrógeno	0,02	$d^{-1}$
Constantes de saturación media (Cinéticas de Monod)	$K_{S\_su}$	Biomasa consumidora de monosacáridos	0,5	kg DQO/m <sup>3</sup>
	$K_{S\_aa}$	Biomasa consumidora de aminoácidos	0,3	kg DQO/m <sup>3</sup>
	$K_{S\_fa}$	Biomasa consumidora de ácidos grasos	0,4	kg DQO/m <sup>3</sup>
	$K_{S\_c4}$	Biomasa consumidora de valerato y butirato	0,2	kg DQO/m <sup>3</sup>
	$K_{S\_pro}$	Biomasa consumidora de propionato	0,1	kg DQO/m <sup>3</sup>
	$K_{S\_ac}$	Biomasa consumidora de acetato	0,15	kg DQO/m <sup>3</sup>
	$K_{S\_h2}$	Biomasa consumidora de hidrógeno	0,000007	kg DQO/m <sup>3</sup>
Cinéticas por el factor de inhibición del pH	$pH_{UL}$	Inhibición superior del pH en los procesos de consumo de su, aa, fa, va y bu	5,5	-
	$pH_{LL}$	Inhibición inferior del pH en los procesos de consumo de su, aa, fa, va y bu	4	-
	$pH_{UL,ac}$	Inhibición superior del pH en los procesos de consumo de acetato	7	-
	$pH_{LL,ac}$	Inhibición inferior del pH en los procesos de consumo de acetato	6	-
	$pH_{UL,h2}$	Inhibición superior del pH en los procesos de consumo de hidrógeno	6	-

	$pH_{LL,H_2}$	Inhibición inferior del pH en los procesos de consumo de hidrógeno	5	-
Cinéticas por el factor de inhibición del hidrógeno	$K_{I,H_2\_fa}$	Bacterias que consumen ácidos grasos	0,000005	kg DQO/m <sup>3</sup>
	$K_{I,H_2\_c4}$	Bacterias que consumen valerato y butirato	0,00001	kg DQO/m <sup>3</sup>
	$K_{I,H_2\_pro}$	Bacterias que consumen propionato	0,0000035	kg DQO/m <sup>3</sup>
Cinéticas por el factor de inhibición del amonio	$K_{I,nh3}$	Bacterias que consumen acetato	0,0018	M
Cinéticas por el factor de inhibición del nitrógeno inorgánico	$K_{S,nh3}$	Inhibición debida a la limitación del nitrógeno inorgánico	0,0001	M

**Fuente:** (Bastone *et al.*, 2002; Rosen y Jeppsson, 2008; Cendales, 2011)

## AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL

Yo, **Ian Joseph Fraga Vintimilla**, portador de la cédula de ciudadanía N° 0706399813. En calidad de autor y titular de los derechos patrimoniales del trabajo de titulación **“Evaluación del Sistema de Tratamiento Anaeróbico Residuales Domésticas de la Ciudad de Cuenca Empleando el Reactor UASB Construido A Escala De Laboratorio”** de conformidad a lo establecido en el artículo 114 Código Orgánico de la Economía Social de los Conocimientos, Creatividad e Innovación, reconozco a favor de la Universidad Católica de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos, Así mismo; autorizo a la Universidad para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el Repositorio Institucional de conformidad a lo dispuesto en el artículo 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 23 de marzo de 2021

F: 

Ian Joseph Fraga Vintimilla

0706399813