



**UNIVERSIDAD TÉCNICA DE AMBATO FACULTAD DE CIENCIA E  
INGENIERÍA EN ALIMENTOS Y BIOTECNOLOGÍA**



**CARRERA DE INGENIERÍA BIOQUÍMICA**

---

Simulación computacional del tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de  
Ambato mediante un filtro aeróbico y anaeróbico

---

Trabajo de Titulación, Modalidad: Proyectos de Investigación, previo la obtención del  
Título de Ingeniera Bioquímica, otorgado por la Universidad Técnica de Ambato, a  
través de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

**Autor:** Jhoana Elizabeth Falcón Quinchiguango

**Tutor:** Dr.-Ing. Rodny David Peñafiel Ayala

**Ambato – Ecuador**

**Septiembre 2022**

## **APROBACIÓN DEL TUTOR**

Dr.- Ing Rodny David Peñafiel Ayala

### **CERTIFICA**

Que el presente trabajo de titulación ha sido prolijamente revisado. Por lo tanto, autorizo la presentación de este Trabajo de Titulación bajo la modalidad de Proyecto de Investigación, el mismo que responde a las normas establecidas en el Reglamento de Títulos y Grados de la Facultad de Ciencia e Ingeniería de Alimentos y Biotecnología.

Ambato, 19 de julio del 2022

Dr.- Ing Rodny David Peñafiel Ayala

**C.I.** 1712283520

**TUTOR**

## **DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD**

Yo, Jhoana Elizabeth Falcón Quinchiguango, manifiesto que los resultados obtenidos en el presente Trabajo de Titulación, modalidad Proyecto de Investigación, previo a la obtención del título de Ingeniero Bioquímico son absolutamente originales, auténticos y personales; a excepción de las citas bibliográficas.



Jhoana Elizabeth Falcón Quinchiguango

**C.I.** 1726107384

**AUTOR**

## **APROBACIÓN DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL DE GRADO**

Los suscritos Profesores Calificadores, aprueban el presente Trabajo de Titulación, en la modalidad proyecto de investigación el mismo que ha sido elaborado de conformidad con las disposiciones emitidas por la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología de la Universidad Técnica de Ambato.

Para constancia firman:

---

Presidente del Tribunal de Grado

---

MSc. Cristian Fernando Galarza Galarza  
C.I: 180316027-2

---

PhD. William Ricardo Calero Cáceres  
C.I. 171434885-9

Ambato, 30 de agosto del 2022

## **DERECHOS DE AUTOR**

Autorizo a la Universidad Técnica de Ambato, para que haga de este Trabajo de Titulación o parte de él, un documento disponible para su lectura consulta y procesos de investigación, según las normas de la Institución.

Cedo los derechos en líneas patrimoniales de mi Trabajo de Titulación, con fines de difusión pública, además apruebo la reproducción de este dentro de las regulaciones de la Universidad, siempre y cuando esta reproducción no suponga una ganancia económica y se realice respetando mis derechos de autor.



Jhoana Elizabeth Falcón Quinchiguango

C.I. 1726107384

**AUTOR**

## DEDICATORIA

*Por su esfuerzo y dedicación para brindarme una profesión,  
por ser ese pilar fundamental y mi apoyo a lo largo de mi vida,  
por sus consejos y todo el amor que me entrega,  
a ti madre querida, madre adora, Martha Falcón.*

## **AGRADECIMIENTOS**

A mi familia por su apoyo incondicional.

A mis amigos con los que pude compartir una de las mejores etapas de mi vida, llenos de alegría, tristezas, desvelos y aventuras especialmente a Iván, Christian, Kevin, Kevin C., Leslie.

Un especial agradecimiento Doctor Rodny Peñafiel quien ha sabido guiarme durante esta investigación a través su conocimiento y experiencia, mostrando siempre profesionalismo, compromiso y paciencia

A la Facultad de Ciencias e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología, carrera de Ingeniería Bioquímica por los conocimientos, y sobre todo por enseñarnos el valor de no solo ser buenos profesionales sino buenas personas, especialmente a la docente Patricia Avendaño.

## ÍNDICE GENERAL

|  |             |
|--|-------------|
| <b>APROBACIÓN DEL TUTOR</b> .....  | <b>ii</b>   |
| <b>DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD</b> .....   | <b>iii</b>  |
| <b>APROBACIÓN DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL DE GRADO</b> .....  | <b>iv</b>   |
| <b>DERECHOS DE AUTOR</b> .....   | <b>v</b>    |
| <b>DEDICATORIA</b> .....   | <b>vi</b>   |
| <b>AGRADECIMIENTOS</b> .....   | <b>vii</b>  |
| <b>ÍNDICE GENERAL</b> .....  | <b>viii</b> |
| <b>ÍNDICE DE TABLAS</b> .....  | <b>xi</b>   |
| <b>ÍNDICE DE FIGURAS</b> .....   | <b>xii</b>  |
| <b>RESUMEN</b> .....   | <b>xiv</b>  |
| <b>ABSTRACT</b> .....  | <b>xv</b>   |
| <b>CAPITULO I</b> .....  | <b>1</b>    |
| <b>MARCO TEORICO</b> .....   | <b>1</b>    |
| 1.1 <b>Antecedentes investigativos</b> .....   | <b>1</b>    |
| 1.1.1 Métodos de disposición final de residuos sólidos urbanos .....                                 | <b>1</b>    |
| 1.1.2 Subproductos de la degradación de residuos sólidos Urbanos (RSU) del<br>relleno sanitario..... | <b>2</b>    |
| 1.1.3 Tratamientos de lixiviados .....   | <b>4</b>    |
| 1.1.4 Tratamientos biológicos.....   | <b>5</b>    |
| 1.1.5 Modelado y simulación.....   | <b>12</b>   |
| 1.1.5 <b>Software</b> .....  | <b>13</b>   |
| <b>1. OBJETIVOS</b> .....  | <b>14</b>   |
| 1.1 <b>Objetivo general</b> .....  | <b>14</b>   |
| 1.2 <b>Objetivo específico</b> .....   | <b>14</b>   |
| 1.3 <b>Hipótesis</b> .....   | <b>15</b>   |



|  |    |
|--|----|
| 1.3.1 Hipótesis nula .....   | 15 |
| 1.3.2 Hipótesis alternativa .....  | 15 |
| 1.4 Variables de la hipótesis .....  | 15 |
| 1.4.1 Variables dependientes .....   | 15 |
| 1.4.2 Variables independientes .....   | 15 |
| CAPITULO II .....  | 16 |
| MATERIALES Y MÉTODOS .....   | 16 |
| 2.1 Materiales y Equipos .....   | 16 |
| 2.1.1 Materiales.....  | 16 |
| 2.1.2 Equipos .....  | 16 |
| 2.2 Métodos .....  | 16 |
| 2.2.1 Metodología científica para la simulación.....                             | 16 |
| 2.2.2 Definición geométrica.....   | 17 |
| 2.2.3 Modelos matemáticos de las físicas del tratamiento.....                    | 19 |
| 2.2.4 Definición de los parámetros iniciales.....                                | 25 |
| 2.2.5 Tipo de estudio.....   | 28 |
| 2.2.6 Mallado .....  | 28 |
| 2.2.7 Resultados.....  | 30 |
| CAPITULO III .....   | 31 |
| RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....   | 31 |
| 3.1 Discusión y Análisis de resultados.....                                      | 31 |
| 3.1.1 Análisis de la ley de Darcy .....  | 31 |
| 3.1.2 Análisis de la degradación de la materia orgánica en el Reactor UASB ...   | 34 |
| 3.1.2 Análisis de la degradación de la materia orgánica en el filtro percolador. | 36 |
| 3.1.3 Análisis del consumo de nutrientes en el reactor UASB .....                | 39 |
| 3.1.4 Análisis del consumo de nutrientes en el filtro percolador.....            | 42 |
| 3.1.5 Análisis de la reducción de metales pesados en el Reactor UASB.....        | 47 |

|  |    |
|--|----|
| 3.1.6 Análisis de la reducción de metales pesados en el filtro percolador..... | 51 |
| 3.2 Verificación de la hipótesis .....   | 55 |
| CAPITULO IV .....  | 56 |
| CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....  | 56 |
| 4.1 Conclusiones .....   | 56 |
| 4.2 Recomendaciones .....  | 57 |
| Bibliografía .....   | 58 |
| ANEXOS .....   | 66 |

## ÍNDICE DE TABLAS

|  |    |
|--|----|
| <b>Tabla 1.</b> Caracterización de lixiviado joven según la edad .....   | 4  |
| <b>Tabla 2.</b> Principales tratamientos para lixiviados .....   | 5  |
| <b>Tabla 3.</b> Características de los medios de soporte de un filtro percolador .....   | 12 |
| <b>Tabla 4.</b> Parámetros iniciales de contaminantes .....  | 25 |
| <b>Tabla 5.</b> Características del reactor UASB .....   | 26 |
| <b>Tabla 6.</b> Características del filtro percolador .....  | 26 |
| <b>Tabla 7.</b> Constantes cinéticas de degradación de materia orgánica anaerobia .....  | 26 |
| <b>Tabla 8.</b> Constantes cinéticas de degradación de materia orgánica aerobia .....  | 26 |
| <b>Tabla 9.</b> Constantes cinéticas de degradación nutriente para el filtro percolador .....  | 27 |
| <b>Tabla 10.</b> Parámetros de Langmuir para adsorción de metales pesados en el UASB .....   | 27 |
| <b>Tabla 11.</b> Parámetros de Langmuir para adsorción metales pesados para el filtro percolador .....   | 27 |
| <b>Tabla 12.</b> Concentración final de materia orgánica en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 .....      | 34 |
| <b>Tabla 13.</b> Concentración final de materia orgánica en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 .....      | 37 |
| <b>Tabla 14.</b> Resultados de la concentración de nutrientes en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 ..... | 40 |
| <b>Tabla 15.</b> Resultados de la concentración de nutrientes en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 ..... | 42 |
| <b>Tabla 16.</b> Concentración final de metales pesados en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 .....       | 47 |
| <b>Tabla 17.</b> Concentración final de metales pesados en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 .....       | 51 |

## ÍNDICE DE FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| <b>Figura 1.</b> Esquema de reactor UASB .....  | 7  |
| <b>Figura 2.</b> Esquema del biofiltro percolador.....  | 11 |
| <b>Figura 3.</b> Metodología de simulación y modelamiento.....  | 17 |
| <b>Figura 4.</b> Reactor UASB .....   | 18 |
| <b>Figura 5.</b> Filtro percolador .....  | 19 |
| <b>Figura 6.</b> Mallado del reactor UASB .....   | 29 |
| <b>Figura 7.</b> Mallado del filtro percolador.....   | 29 |
| <b>Figura 8.</b> Presión en el reactor UASB.....  | 32 |
| <b>Figura 9.</b> Presión en el filtro percolador .....  | 32 |
| <b>Figura 10.</b> Líneas de flujo del reactor UASB.....   | 33 |
| <b>Figura 11.</b> Líneas de flujo del biofiltro percolador .....  | 33 |
| <b>Figura 12.</b> Porcentaje de remoción de materia orgánica en el reactor UASB bibliográfico vs la simulación en el software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4.....       | 35 |
| <b>Figura 13.</b> Concentración final de DBO en el reactor UASB .....   | 35 |
| <b>Figura 14.</b> Concentración final de DQO en el reactor UASB.....  | 36 |
| <b>Figura 15.</b> Porcentaje de remoción de materia orgánica en el reactor UASB bibliográfico vs la simulación en el software comsol MULTHYPHYSICS versión 5.4 .....      | 37 |
| <b>Figura 16.</b> Concentración final de DBO en el filtro percolador.....   | 38 |
| <b>Figura 17.</b> Concentración final de DQO en el filtro percolador .....  | 38 |
| <b>Figura 18.</b> Porcentaje de remoción total de materia orgánica en el reactor UASB bibliográfico vs la simulación en el software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4..... | 39 |
| <b>Figura 19.</b> Concentración final de fosfato en el reactor UASB.....  | 41 |

|   |    |
|---|----|
| <b>Figura 20.</b> Concentración final de amonio en el reactor UASB.....   | 42 |
| <b>Figura 21.</b> Porcentaje de remoción de nutrientes en el biofiltro percolador vs la simulación en el software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4.....       | 43 |
| <b>Figura 22.</b> Concentración final de amonio en el filtro percolador .....   | 44 |
| <b>Figura 23.</b> Concentración oxígeno en el filtro percolador .....   | 45 |
| <b>Figura 24.</b> Concentración final de fosfato en el filtro percolador .....  | 46 |
| <b>Figura 25.</b> Porcentaje de remoción de materia orgánica en el reactor UASB bibliográfico vs la simulación en el software MULTHYPHYSICS versión 5.4.....  | 48 |
| <b>Figura 26.</b> Concentración final de zinc en el reactor UASB.....   | 49 |
| <b>Figura 27.</b> Concentración final de cadmio en el reactor UASB .....  | 50 |
| <b>Figura 28.</b> Concentración final de plomo en el reactor UASB .....   | 51 |
| <b>Figura 29.</b> Porcentaje de remoción de metales pesados en el biofiltro percolador vs la simulación en el software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 ..... | 52 |
| <b>Figura 30.</b> Concentración final de zinc en el filtro percolador.....  | 52 |
| <b>Figura 31.</b> Concentración final de plomo en el filtro percolador .....  | 53 |
| <b>Figura 32.</b> Concentración final de cadmio en el filtro percolador .....   | 54 |

## RESUMEN

El lixiviado es producto de la descomposición de los residuos sólidos enterrados en rellenos sanitarios, al estar muy contaminados requieren tratamientos antes de su descarga al medio natural.

La planta de tratamiento de lixiviado de la ciudad de Ambato en el que se enfoca el presente estudio utiliza, métodos biológicos basados en procesos anaerobios y aerobios específicamente el reactor UASB y el filtro percolador. Esta investigación busca modelar y simular mediante el software COMSOLMULTIPHYSICS versión 5.4 estos procesos, aplicando la ley de Darcy y físicas que describan el comportamiento del flujo, el transporte de especies, reacciones biológicas a través de parámetros, coeficientes y constantes específicas para alcanzar un modelo lo más cercano a la realidad. Los resultados obtenidos a través de las simulaciones, se comparó con los datos experimentales, logrando una remoción alrededor del 60 por ciento de DBO y DQO, un aumento de nutrientes de amonio y fosfato, y disminución superior al 90 por ciento de metales pesados similar al reactor UASB real. En el filtro percolador la remoción de materia orgánica tiene una diferencia significativa ya que se obtiene porcentajes de remoción superiores a 40 y en la práctica no supera el 9 por ciento, lo mismo ocurre con los de nutrientes ya que se elimina menos del 10 por ciento, en el caso de los metales pesados ocurre lo contrario puesto que se reduce incluso en su totalidad.

De acuerdo con el análisis realizado se comprueba la importancia de la simulación ya que se puede advertir de factores o condiciones que estén afectado al proceso actual.

**Palabras clave:** gestión ambiental, contaminación ambiental, simulación computacional, lixiviado, reactor de flujo ascendente, filtro percolador.

## **ABSTRACT**

The leachate is the product of the harvest of solid waste buried in landfills, being highly contaminated, they require treatment before being discharged into the natural environment.

The leachate treatment plant in Ambato, on which this study focuses, uses biological methods based on anaerobic and aerobic processes, specifically the UASB reactor and the trickling filter. This research seeks to model and simulate these processes using the COMSOL MULTIPHYSICS version 5.4 software, applying Darcy's law and physics that describe the behavior of the flow, the transport of species, biological reactions through specific parameters, coefficients and constants to reach a model. the closest to reality. The results obtained through the simulations were compared with the experimental data, achieving a removal of around 60 percent of BOD and COD, an increase in ammonium and phosphate nutrients, and a decrease of more than 90 percent in heavy metals. similar to the real UASB reactor. In the trickling filter, the removal of organic matter has a significant difference since removal percentages higher than 40 are obtained and in practice it does not exceed 9 percent, the same happens with those of nutrients since less than 10 percent is eliminated, the case of heavy metals the opposite occurs since it is reduced even in its entirety.

According to the analysis carried out, the importance of the simulation is verified since it can warn of factors or conditions that are affected by the current process.

**Keywords:** environmental management, environmental contamination, computer simulation, leachate, upflow anaerobic sludge blanket, trickling filter.

## **CAPITULO I**

### **MARCO TEORICO**

#### **1.1 Antecedentes investigativos**

##### **1.1.1 Métodos de disposición final de residuos sólidos urbanos**

Los residuos sólidos comienzan con su generación y acumulación temporal, continuando con las etapas de recolección, transporte y transferencia, y terminando con la disposición final de los “residuos de rechazo”, es decir, los que no han podido ser recuperados con el reciclaje, compostaje e incluso con tratamientos para la generación de energía (**Tello, 2018**).

La disposición final de los residuos se debe realizar en infraestructuras habilitadas, que estén debidamente equipadas y operadas, para así reducir los efectos sobre la salud y el medio ambiente que causan su descomposición (**Say, 2011**). Entre los métodos más utilizados están: el relleno sanitario, las celdas emergentes y los botaderos (**INEC, 2019**).

##### **1.1.1.1 Celdas emergentes**

Es un método temporal donde se depositan residuos sólidos no peligrosos hasta la habilitación de un sitio de disposición final que esté ambientalmente regularizado, su funcionamiento es similar a los rellenos sanitarios (**INEC, 2019**).

##### **1.1.1.2 Botaderos**

Un botadero es el sitio donde se disponen los residuos sólidos mediante técnicas rudimentarias sin ningún tipo de control, causando olores desagradables, gases y



líquidos contaminantes, ocasionando riesgos sanitarios o ambientales (CEPIS/OPS, 2004).

### **1.1.1.3 Relleno sanitario**

El relleno sanitario es una obra ingenieril diseñada para el confinamiento de residuos en un área lo más pequeña posible, tomando en cuenta el impacto sobre el medio ambiente, la salud y la seguridad desde su implementación hasta el post-cierre del mismo (Tello, 2018).

Se basa principalmente en la disposición de la basura compacta sobre un suelo previamente impermeabilizado para evitar la contaminación de este y de aguas subterráneas, este es recubierto por otras capas de tierra u otro material inerte para reducir su volumen (Ulca, 2006).

Este es un método totalmente controlado, ya que toma en cuenta el tipo y la cantidad de residuos, así como los productos que se generan con su descomposición como gases y lixiviados (CEPIS/OPS, 2004).

### **1.1.2 Subproductos de la degradación de residuos sólidos Urbanos (RSU) del relleno sanitario**

El relleno sanitario actúa como un biorreactor con residuos y agua como entradas, dónde, cualquier material biodegradable que se encuentre dentro se descompone por la acción de microorganismos produciendo gases y lixiviados como principales salidas y contaminantes (F. García & Agudelo, 2005).

#### **1.1.2.1 Gases**

Los principales gases emitidos en un relleno sanitario son el metano (CH<sub>4</sub>) y el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), que combinados forman biogás, el segundo problema medioambiental de importancia, debido al incremento en el efecto invernadero que es

una de las principales causas de calentamiento global, además de los impactos en la salud y seguridad de los trabajadores y personas que habitan alrededor (**F. García & Agudelo, 2005**).

Otros gases que se generan son: monóxido de carbono (CO), hidrógeno (H<sub>2</sub>), sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S), nitrógeno (N<sub>2</sub>) y oxígeno (O<sub>2</sub>) y en bajas proporciones compuestos orgánicos no metanogénicos (**F. García & Agudelo, 2005**).

### **1.1.2.2 Lixiviados**

El lixiviado es el residuo líquido que se genera por la infiltración de agua lluvia y la percolación de los desechos sólidos durante su descomposición y fermentación, arrastrando materiales biológicos y compuestos químicos que dan como resultado la salida de aguas con alta carga orgánica, compuestos orgánicos solubles y constituyentes inorgánicos (**Espinosa et al., 2007**).

Los principales componentes del lixiviado se clasifican en cuatro grupos (**Rivera, 2017**):

- *Materia orgánica disuelta*: presente como biodegradable o recalcitrante que se analiza por los parámetros como: la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), la demanda química de oxígeno (DQO) y el carbono orgánico total (COT).
- *Componentes inorgánicos*: son las sales que se encuentran disueltas o formando iones, complejos o moléculas.
- *Compuestos xenobióticos*: aquellos que no han sido producidos de forma natural, generados principalmente por industrial plásticas, químicas, farmacéuticas, etc. Entre los compuestos se encuentran hidrocarburos aromáticos, compuestos orgánicos persistentes (COPs), fenoles, entre otros.
- *Sustancias húmicas*: son macromoléculas orgánicas que están altamente alteradas, por ende, tienen una estructura compleja no identificable y múltiples propiedades.

## Factores que afectan la composición del lixiviado

La composición y concentración de los contaminantes depende de cómo se opere el relleno, el tipo de basura depositada, las condiciones ambientales, la edad de relleno y de los procesos bioquímicos que ocurren en el interior (Pellón, López, & Escobedo, 2009). Méndez (2002) también menciona que depende de factores como: grado de compactación, grado de humedad inicial de los desechos, material de cubierta, precipitación pluvial, infiltración, capacidad de campo del relleno. En la Tabla 1 las principales diferencias entre un lixiviado joven y viejo, ya que la edad es uno de los parámetros que indica la calidad del lixiviado y conocer la composición del lixiviado es fundamental para establecer el tipo de tratamiento que se debe aplicar.

**Tabla 1.** Caracterización de lixiviado joven según la edad

| Característica         | Lixiviado Joven | Lixiviado intermedio | Lixiviado viejo |
|------------------------|-----------------|----------------------|-----------------|
| Edad                   | <5 años         | 5-10 años            | >10 años        |
| DQO (mg/l)             | >15000          | 4-15000              | <4000           |
| DBO/DQO                | 0.5-1           | 0.1-0.5              | <0.1            |
| pH                     | <6.5            | 6.5-7.5              | >7.5            |
| Metales pesados (mg/l) | >2              | <2                   | <2              |
| biodegradabilidad      | Alto            | Medio                | Bajo            |

Fuente: (Talaaj, Biedka, & Bartkowska, 2019).

### 1.1.3 Tratamientos de lixiviados

Todo lixiviado proveniente del relleno sanitario debe ser analizado individualmente para encontrar el tratamiento apropiado debido a la variabilidad en la composición (Méndez et al., 2009). Por lo antes mencionado también es muy difícil que se aplique un solo tratamiento, de modo que se utilizan varios procesos para obtener un efluente que cumpla con los límites permitidos y este pueda ser apto para ser vertido al medio natural y así evitar su contaminación (Rivera, 2017).

En la tabla 2 se muestran tratamientos físicos, térmicos, biológicos, de membrana y fisicoquímicos que pueden utilizarse para tratar los lixiviados, para esta propuesta se desarrollará la información de los tratamientos biológicos tanto aerobios como anaerobio, específicamente el filtro percolador y el reactor UASB respectivamente, que son los que se llevan a cabo en la planta de tratamiento de lixiviados de la ciudad de Ambato.

**Tabla 2.** Principales tratamientos para lixiviados

| Tratamientos físicos | Tratamientos térmicos | Tratamientos biológicos              |  | Tecnologías de membrana | Tratamiento fisicoquímico       |
|----------------------|-----------------------|--------------------------------------|--|-------------------------|---------------------------------|
|                      |                       | Aerobios                             | Anaerobios                             |                         |                                 |
| Recirculación        | Secado                | Lodos activados                      | Reactor anaerobio                      | Ósmosis Inversa         | Stripping amoniaco              |
| Adsorción            | Evaporación           | Filtro percolador                    | Filtro anaerobio                       | Ósmosis directa         | Carbón activo                   |
|                      | Evapo-condensación    | Reactor de disco biológico rotatorio | UASB (Upflow anaerobic sludge blanket) | Filtración              | Procesos avanzados de oxidación |
| Lagunas aireadas     |                       |                                      |  |                         |                                 |
| Dilución             | Lagunas oxidación     | Ultrafiltración                      |  | Coagulación-floculación |                                 |
|                      |                       |                                      | Precipitación química                  |                         |                                 |
|                      |                       |                                      | Electrocoagulación                     |                         |                                 |

Fuente: (Rivera, 2017)

#### 1.1.4 Tratamientos biológicos

Estos tratamientos han demostrado ser efectivos en lixiviados de corta edad gracias a su alta concentración de ácidos grasos volátiles y una relación mayor a 0.4, de DBO<sub>5</sub>/DQO lo que indica alta biodegradabilidad, contrario a lo que sucede en lixiviados viejos, donde la relación es menor a 0.3 además de tener alto contenido de sustancias recalcitrantes (Chávez, 2011).

Los tratamientos biológicos son útiles para tratar los lixiviados con altas cantidades de sustancias orgánicas. La efectividad del tratamiento disminuye con el aumento de la

edad del vertedero, ya que la materia orgánica biodegradable se reduce con el tiempo y el lixiviado del vertedero se estabiliza. El tratamiento biológico se puede dividir en aeróbico y anaeróbico:

#### **1.1.4.1 Tratamiento anaerobio**

La materia orgánica del lixiviado es extraída por medio de microorganismos que actúan en ausencia de oxígeno, generando metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y bajas cantidades de lodos biológicos, esta baja producción de lodos es la principal ventaja de este proceso debido al menor costo de inversión, operación y mantenimiento que requiere, sin embargo, puede dificultarse cuando existe acumulación de materia inorgánica principalmente altos niveles de amoníaco y minerales disueltos, dado que provocan problemas de toxicidad en los microorganismos limitando su actividad microbiana y provocando taponamientos, por ende, deterioro, fallos en el sistema y baja eficiencia en la remoción de contaminantes (**Giraldo, 2001**).

Otras de las ventajas de este tratamiento es el alto grado de estabilización de residuos, reducción del volumen de aguas residuales, menor requerimiento de suplementos de nutrientes, producción de energía en forma de metano, capacidad del lodo para sedimentar fácilmente, además de que la ausencia de aireación para la oxigenación permite la reducción del costo de energía disminuyendo su costo de operación (**Kurniawan, Lo, Chan, & Sillanpää, 2010**).

Este tratamiento se puede aplicar por sistemas lecho fluidizado, lagunas anaerobias, filtros y reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB), siendo este último la base de este estudio (**Martínez et al., 2014**).

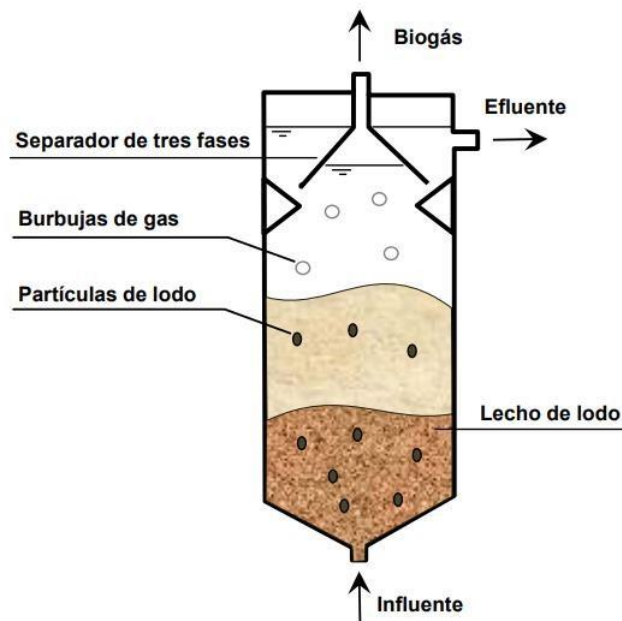
##### **- Reactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB)**

El reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodos es una de las tecnologías más utilizadas para el tratamiento de lixiviados gracias a los tiempos de retención bajos y porcentajes de remoción altos en efluentes con alta carga orgánica (**Veiga, 2015**).

El funcionamiento de este reactor se basa en el tratamiento biológico de aguas residuales para la reducción de la concentración de materia orgánica mediante la agrupación de microorganismos y la remoción de sólidos en ausencia de oxígeno molecular (Torretta, Ferronato, Katsoyiannis, Tolkou, & Airoidi, 2016).

El reactor consta de tres zonas; la zona de lecho de lodos en la cual se concentran los microorganismos que van a degradar la materia orgánica presente en el lixiviado, zona de manto de lodos donde se encuentran dispersos los microorganismos a lo largo del UASB, cabe recalcar que en estas dos zonas ocurren principalmente las reacciones bilógicas debido a la alta concentración de lodo anaeróbico activo. y por último la zona de separación gas-liquido-sólido, todo lo descrito se muestra en la figura 1. (Talalaj et al., 2019).

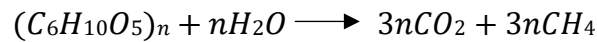
Figura 1. Esquema de reactor UASB



Fuente: (Veiga, 2015).

En el reactor UASB se siembra inicialmente con un inóculo de lodos digeridos, anaeróbicos y activados en el fondo del reactor, el lixiviado se introduce desde el fondo al reactor y a medida que el flujo pasa a través del lecho de lodo activado de forma

ascendente, los microorganismos que se encuentran en el lodo descomponen los compuestos orgánicos por digestión anaeróbica, en biogás (metano y dióxido de carbono) como se presenta en la siguiente reacción, donde n representa el coeficiente de reacción de cada molécula (Talalaj et al., 2019).



Las burbujas ascendentes mezclan el lodo sin la ayuda de piezas mecánicas. Después de varias semanas, se forman gránulos más grandes de lodo, que actúan como un filtro para partículas más pequeñas eliminándose las más pequeñas y ligeras y reteniéndose los componentes más pesados y desarrollándose un lecho de lodos muy denso con propiedades de sedimentación (Chong, Sen, Kayaalp, & Ang, 2012).

Finalmente, el efluente clarificado se extrae de la parte superior del tanque por medio de un separador gas-líquido-sólidos que separa el gas de las aguas residuales tratadas y el lodo.

Según Torretta et al. (2016) la tecnología de este reactor tiene una amplia aceptación debido a su eficacia para el tratamiento de lixiviados logrando tasas de remoción de DQO soluble entre 85% y 90%, principalmente en lixiviados jóvenes con alta concentración de DBO. Sin embargo, la remoción de DQO en lixiviados viejos se ve afectado por la presencia de contaminantes biorrefractarios y tóxicos, lo que requiere tratamientos previos y sistemas de gran tamaño para lograr resultados moderados (Talalaj et al., 2019).

### **Factores que influyen en el rendimiento del reactor UASB**

#### **- pH**

El valor del pH se ve afectado significativamente en el rendimiento y estabilidad del reactor UASB, teniendo que encontrarse en un rango de 6-8, para permitir que crezcan las bacterias responsables de la digestión anaeróbica que actúan dentro del reactor, debido a que las bacterias responsables de la hidrólisis que comúnmente toleran un pH bajo, en un rango de 5 a 6, y las bacterias productoras de metano funcionan mejor en un rango de pH de 6.7 a 7.4. Si el reactor sale del rango de 6-8, la actividad de las

bacterias productoras de metano se reduce y esto provoca una influencia negativa en el rendimiento del reactor (**Kaviyarasan, 2014**).

#### - **Temperatura**

La eficiencia del proceso anaeróbico depende en gran medida de la temperatura del reactor, para tener un crecimiento óptimo de los microorganismos y por tanto se produzca una buena digestión anaeróbica. La temperatura debe estar entre 35 y 38 ° C según **Talalaj et al. (2019)**, ya que una temperatura adecuada proporciona a los microorganismos una menor viscosidad y una buena degradación mejorando la capacidad de los microorganismos para producir biogás a partir de la digestión

Las condiciones de funcionamiento del reactor UASB son en condiciones mesofílicas o termofílicas, a temperaturas mesófilas aumenta la tasa de degradación de los compuestos orgánicos, esta varía entre 30-40°C. Sin embargo, la influencia de la temperatura se rige por los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en el reactor. Por eso cuando la temperatura del reactor supera los 45°C aparece una fuerte caída en la generación de metano y a bajas temperaturas una disminución en la eficiencia de UASB debido a la disminución en la actividad biológica de los microorganismos (**Powar, Kore, Kore, & Kulkarni, 2013**).

#### - **Tiempo de retención hidráulica (HRT)**

El tiempo de retención hidráulica se considera un parámetro importante de funcionamiento, pues controla el rendimiento del reactor UASB. El HRT se define como la cantidad de tiempo durante el cual las aguas residuales se retienen en el reactor para su digestión y se calcula dividiendo el volumen del reactor por la tasa de flujo del afluente (**Powar et al., 2013**).

**Powar et al. (2013)** menciona que el reactor UASB proporciona una alta eliminación de DQO con un HTR muy corta. Sin embargo, depende de las características del efluente, que varían de una industria a otra.



El HTR muy largo afecta negativamente al proceso de granulaci3n de lodos en el reactor UASB y un TRH muy corto es desventajoso debido a que la biomasa puede salir con el efluente (**Kaviyarasan, 2014**).

- **Tasa de carga orgánica (OLR)**

La tasa de carga orgánica es el parámetro principal para controlar el rendimiento del reactor UASB, debido a que afecta significativamente la ecología microbiana y el funcionamiento del proceso UASB. Un aumento de OLR provocará un problema de funcionamiento puesto que esto produce la flotaci3n del lecho de lodos y la (**Daud et al., 2018**).

#### **1.1.4.2 Tratamiento aerobio**

La depuraci3n del lixiviado se da por medio de microorganismos aerobios en presencia de oxígeno y agitaci3n para prevenir la muerte de estos, facilitando así la formaci3n de sólidos sedimentables al fondo del recipiente. Se estima que se remueve más del 90% de DBO, siempre y cuando se mantengan condiciones estables de funcionamiento que requiere este sistema como el pH, concentraci3n de nutrientes, carga orgánica, etc. Este tratamiento se puede aplicar mediante el uso de lagunas aireadas, sistemas de lodos activados, biodiscos, filtros percoladores, entre otros (**Martínez et al., 2014**).

Estos tratamientos permiten reducir los contaminantes orgánicos y son capaces de realizar procesos de nitrificaci3n puesto que posee una baja sensibilidad a la presencia de sustancias tóxicas generando una eficiencia considerable en la eliminaci3n del amoníaco. Las principales desventajas es la excesiva producci3n de lodos y grandes costos de energía debido a la gran cantidad de oxígeno requerido (**Torretta, Ferronato, Katsoyiannis, Tolkou, & Airoldi, 2016**).

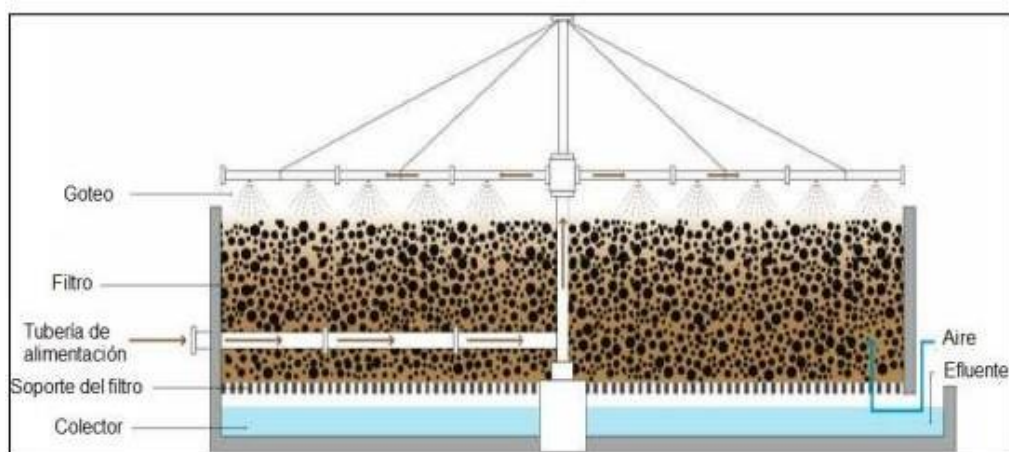
## - Biofiltro percolador

El biofiltro percolador consiste en un lecho fijo de material granular que pueden ser rocas grandes de 5-20cm, cerámica, plástico e incluso material reutilizado como madera o caucho de neumático, por medio del cual fluye el lixiviado y forma una biopelícula (**Bezirgiannidis, Plesia, Ntougias, & Melidis, 2019**).

Los componentes principales del biofiltro es un sistema de distribución, un soporte, drenaje inferior y sistema de ventilación. Fuera de las partes de biofiltro este proceso también incluye una estación de bombeo de recirculación y una unidad de separación de líquidos y sólidos generalmente con clarificadores secundarios circulares o rectangulares como se muestra en la figura 2 (**Daigger & Boltz, 2011**).

El efluente ingresa al biorreactor por un sistema de distribución sobre la superficie del filtro, este percola por medio del soporte y sale por el fondo del filtro dando como resultado una producción neta de sólidos, que se eliminan en un tanque de sedimentación y parte del agua residual se recircula entre 0.5 a 4 veces para garantizar que el filtro percolador tenga una carga hidráulica adecuada según (**López, Méndez, Carrillo, & García, 2017**).

**Figura 2.** Esquema del biofiltro percolador



Fuente: (**Daigger & Boltz, 2011**).

El tamaño de poro del soporte debe ser lo suficientemente grande para permitir que el agua se filtre, se produzca el crecimiento de la biopelícula y mantenga una ventilación de aire adecuada para asegurar condiciones aeróbicas, mismas que se pueden dar por convección natural o por ventilación forzada (**López et al., 2017**).

En la tabla 3 se describe algunas de las propiedades físicas de los filtros percoladores comúnmente usados.

**Tabla 3.** *Características de los medios de soporte de un filtro percolador*

| <b>Medio</b>         | <b>Tamaño nominal</b> | <b>Densidad Kg/m<sup>3</sup></b> | <b>Área superficial específica m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup></b> | <b>% de vacíos</b> |
|----------------------|-----------------------|----------------------------------|--|--------------------|
| <b>Plástico</b>      | 61x61x122             | 32-96                            | 82-115   | 94-97              |
| <b>Convencional</b>  | 60x60x120             | 30-100                           | 80-100   | 94-97              |
| <b>Alta área</b>     | 60x60x120             | 30-100                           | 100-120  | 94-97              |
| <b>Pino</b>          | 120x120x90            | 165                              | 46   | 76                 |
| <b>Californiano</b>  | 120x120x50            | 150-175                          | 40-50  | 70-80              |
| <b>Granito</b>       | 2,5-7.5               | 1442                             | 62   | 46                 |
| <b>Piedra de río</b> |                       |                                  |  |                    |
| <b>Pequeña</b>       | 2,5-6,5               | 1250-1450                        | 55-70  | 40-50              |
| <b>Grande</b>        | 10-12                 | 800-1000                         | 40-50  | 50-60              |

Fuente: (**Félix & Rikerros, 2015**)

### **1.1.5 Modelado y simulación**

El modelado es una representación esquemática y simplificada de un sistema físico que conserva suficientes aspectos del sistema original, para que sea útil la determinación de lo que está sucediendo en el entorno o predecir lo que puede suceder en el futuro, se puede usar para simular el efecto de los cambios en el propio sistema o el efecto de cambios debidos a las condiciones impuestas al sistema (**Popescu, 2014**).

Un modelo puede incorporar aspectos lógicos, matemáticos y estructurales del sistema en forma de ecuaciones, de fenómenos físicos, incorporando parámetros y relaciones cuantitativas entre diferentes variables y parámetros (**Carson, 2005**).

El propósito del modelado es aumentar la comprensión del comportamiento del sistema y conocer las causas subyacentes o proporcionar una predicción precisa del comportamiento del sistema, donde su validez se reduce a la capacidad del modelo para simular y replicar situaciones o datos más allá del descrito originalmente en el modelo **(Popescu, 2014)**.

Sin embargo, el modelado para que pueda imitar el comportamiento del sistema requiere de la simulación, que se define como una metodología aplicada, que describe los cambios que ocurren a lo largo del tiempo **(Sokolowski & Banks, 2009)**.

El modelado y la simulación comienza con un diseño basado en un modelo de un sistema físico real o teórico, luego con la ejecución por una simulación en computadora, que permite la observación repetida del modelo, y finalmente la obtención de resultados que permite verificar, validar y sacar conclusiones la investigación y hacer recomendaciones basadas en varias iteraciones o simulaciones del modelo **(Sokolowski & Banks, 2009)**.

En los últimos años ha existido una gran demanda por la aplicación de modelos matemáticos para la simulación de procesos de tratamiento biológico en aguas residuales, debido a las ventajas al momento de aplicar mejores herramientas de optimización y control en el análisis del desempeño de la planta de tratamiento, reduciendo así los costos que implica realizar a escala real **(Abou, Hamdy, & El Monayeri, 2016)**.

### **1.1.5 Software**

COMSOL MULTIPHYSICS versión 5.4 es un simulador de elementos finitos que posee el acoplamiento de diversas físicas, nos permite modelar, simular y analizar los fenómenos físicos que ocurren dentro de un sistema al proporcionar una cantidad de funcionalidades dentro de su paquete de software, permitiendo especificar parámetros y factores de un proceso al definir un diseño dimensional del filtro aeróbico y anaeróbico **(COMSOL, 2021)**.

**Bongiorno (2013)** menciona que el software tiene tres elementos principales: preprocesamiento, solución y posprocesamiento. El preprocesamiento consiste en

elegir un modelo, que caracterice adecuadamente el problema o creando la geometría a través de un conjunto de herramientas CAD, determinando las propiedades físicas y químicas, y la generación de una malla sobre la geometría estudiada.

La fase de solución reside en elegir un método numérico, para resolver las ecuaciones del problema. Esta solución se calcula en los nodos de cada elemento de la malla generada sobre el dominio, a mayor número de elementos, mayor calidad en el resultado, sin embargo, también será mayor el costo computacional en tiempo de procesamiento.

El último paso, comprende la visualización y representación de los resultados obtenidos mediante gráficos, tablas y figuras conocido como posprocesamiento.

## **1. OBJETIVOS**

### **1.1 Objetivo general**

- Simular con el software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de Ambato mediante un filtro aeróbico y anaeróbico.

### **1.2 Objetivo específico**

- Modelar el tratamiento aeróbico y anaeróbico del sistema de tratamiento del lixiviado del relleno sanitario de Ambato
- Generar simulaciones mediante COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 y analizar los resultados obtenidos de la simulación del modelo.
- Validar el modelo construido mediante comparación de resultados de la simulación con datos experimentales de la remoción de nutrientes, materia orgánica y metales pesados.

### **1.3 Hipótesis**

#### **1.3.1 Hipótesis nula**

El tratamiento biológico anaerobio mediante el reactor UASB y el aeróbico a través del filtro percolador no influyen significativamente en la eliminación de contaminantes de los lixiviados generados por el relleno sanitario de la ciudad de Ambato.

#### **1.3.2 Hipótesis alternativa**

El tratamiento biológico anaerobio mediante el reactor UASB y el aeróbico a través del filtro percolador influyen significativamente en la eliminación de contaminantes de los lixiviados generados por el relleno sanitario de la ciudad de Ambato.

### **1.4 Variables de la hipótesis**

#### **1.4.1 Variables dependientes**

- Concentración final de materia orgánica
- Concentración final de los metales pesados
- Concentración final de nutrientes

#### **1.4.2 Variables independientes**

- Tiempo de residencia
- Porosidad
- Velocidad
- Coeficientes de degradación.

## **CAPITULO II**

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

#### **2.1 Materiales y Equipos**

##### **2.1.1 Materiales**

- Software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 (licencia individual)

##### **2.1.2 Equipos**

- Laptop Lenovo

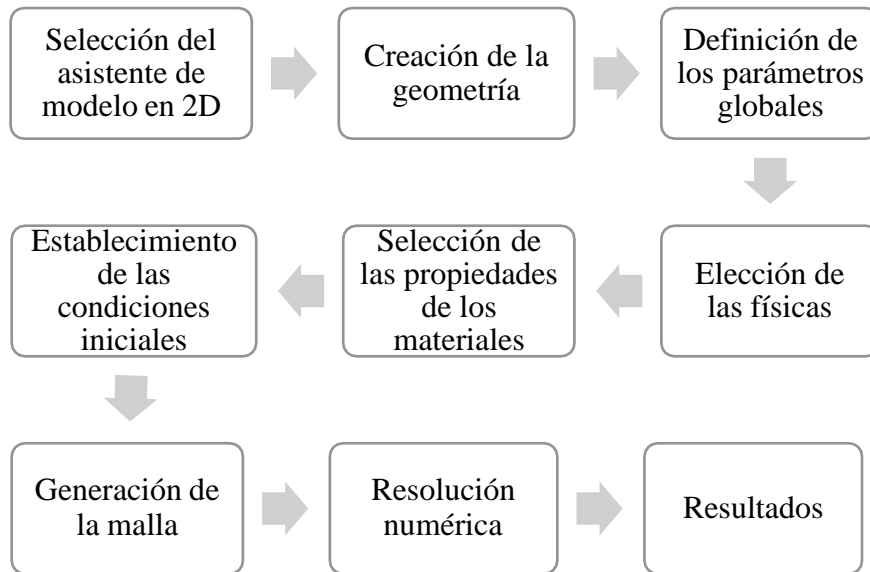
#### **2.2 Métodos**

##### **2.2.1 Metodología científica para la simulación**

El análisis se realizó mediante el software COMSOL MULTIPHYSICS versión 5.4, basado en modelos matemáticos específicos para la resolución de las ecuaciones que comprenden al sistema de tratamiento de lixiviados, tanto anaerobio como aerobio, partiendo de los datos basados en la tesis de **Villacrés (2011)**.

El modelado y la simulación de estos dos filtros está comprendido por la metodología descrita en la figura 3.

**Figura 3. Metodología de simulación y modelamiento**



### 2.2.2 Definición geométrica

Se construyó el diseño en 2D de un filtro anaerobio y aerobio para el tratamiento de lixiviados basados en el estudio de **Villacrés (2011)** con el software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4.

#### 2.2.2.1 Filtro anaeróbico

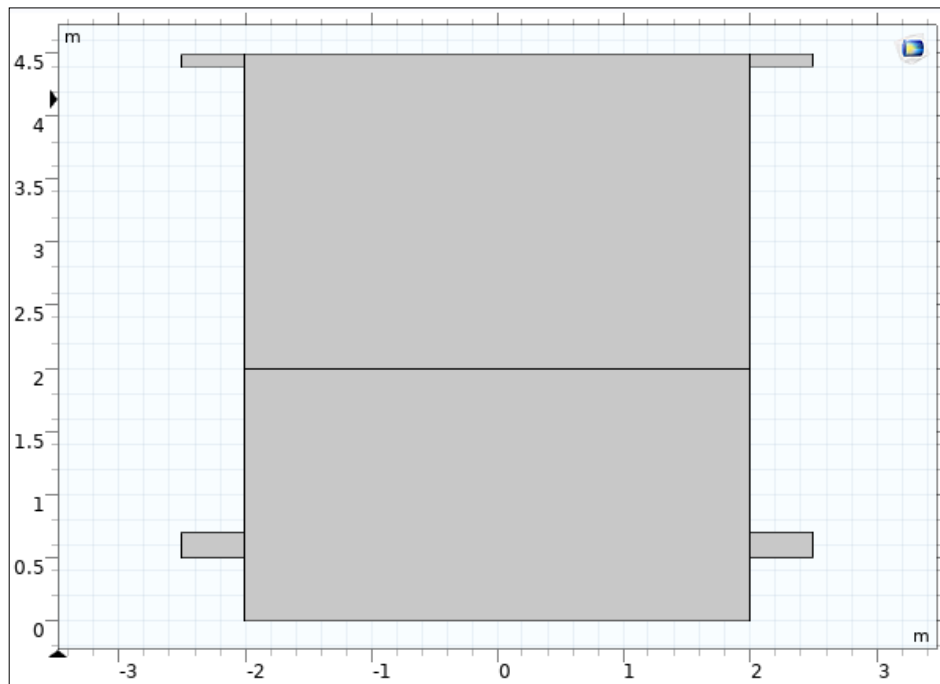
##### **Reactor Anaerobio de Manto de Lodos de Flujo Ascendente (UASB)**

Se diseñó en COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 un modelo 2D del reactor UASB, este gráfico se realizó mediante polígonos para obtener un tanque de forma rectangular con una profundidad de 4,5m y un ancho de 4m, también se agregó dos rectángulos pequeños para la parte inferior que representa la salida de los lodos, y en la parte superior para la salida del efluente con dimensiones de 11cm y 20cm respectivamente, como se muestra en la figura 4, además de una sección que se divide en dos, para simular la zona de lodos que ocupa del 30-60% de reactor, tomando esto como referencia se utilizó un punto medio de este porcentaje dando una altura de 2m (**Batstone et al., 2002**).



Este modelo tiene el ingreso del lixiviado por todo el fondo del biodigestor para asegurar una distribución uniforme y así evitar zonas muertas.

*Figura 4. Reactor UASB*



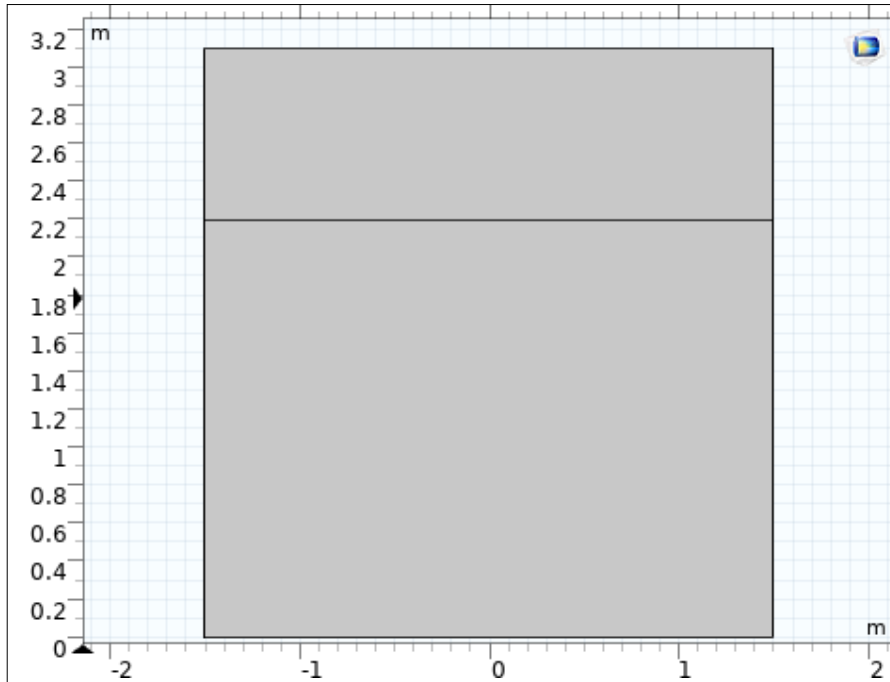
#### **2.2.2.2 Filtro aeróbico**

##### **Biofiltro percolador (BFP)**

El modelado del filtro aerobio está basado en el mismo concepto del filtro anaerobio, con la diferencia que su base es 3 m con una profundidad de 3,1m reflejado en la figura 5. En este caso la entrada del lixiviado es por la parte superior y la salida del efluente por la parte inferior.

Las características medio filtrante por el cual percola el fluido se especifica en el software y se describe en la tabla 6.

**Figura 5. Filtro percolador**



## 2.2.3 Modelos matemáticos de las físicas del tratamiento

### 2.2.3.1 Flujo del fluido en la entrada del reactor

El tipo de flujo del fluido a incorporar en el filtro UASB es laminar pues es el que predomina en la zona de sedimentación y de emanación de biogás, a pesar de que, al ingreso se busca lograr una alta turbulencia para lograr un contacto óptimo del afluente con la biomasa.

La ecuación que describe este proceso es la de Navier Stokes para flujo laminar

**Ecuación 1.** Ecuación de Navier Stokes (Torres & Grau, 2007)

$$\rho \frac{Du}{Dt} = \nabla[-p + \eta(\nabla u + (\nabla u)^t)] + \rho f_m$$

$$\nabla \cdot u = 0$$

Donde

$\rho$ : densidad

$p$ : presión

$\eta$ : viscosidad

$u$ : vector de la velocidad

$\frac{Du}{Dt}$ : derivada sustancial o material, definida por:

$$\rho \frac{Du}{Dt} = \rho \left( \frac{\partial u}{\partial t} + (u \cdot \nabla)u \right) \quad \text{Ecuación 1.1}$$

En esta ecuación se considera los coeficientes de viscosidad constantes debido a que no varían apreciablemente en el flujo. Además de que las fuerzas másicas son el resultado de la acción del campo gravitatorio, obteniendo la ecuación simplificada de Stokes, con la que se obtendrán las soluciones analíticas en el COMSOL:

$$\rho \left( \frac{\partial u}{\partial t} + (\nabla u) \cdot u \right) = \rho g - \nabla p + \eta \nabla^2 u \quad \text{Ecuación 1.2}$$

Los filtros aerobios utilizan el modelo de flujo pistón debido a que no existe ningún tipo de mezcla en la dirección del flujo, el tipo de flujo también es laminar por lo que está gobernado por la ecuación 1. A medida que el flujo recorre corriente abajo, ocurre decaimiento químico causando que la concentración de los contaminantes disminuya (**Giácoman, Frías, Hurtado, Coronado, & Méndez, 2003**).

### 2.2.3.2 Ecuaciones de la dinámica del movimiento del fluido

El estudio del reactor UASB se basa en ley de Darcy, así como el biofiltro percolador, evidentemente cada uno con las características particulares que los describen ya que esta física proporciona interfaces para definir el material fluido y las propiedades de la matriz porosa.

La ecuación que rige en este proceso es:

**Ecuación 2.** Ley de Darcy combinada con la ecuación de continuidad (COMSOL, 2021).

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho \varepsilon_p) + \nabla \cdot (\rho u) = Q_m$$

Donde

$\rho$  = densidad del fluido

$\varepsilon_p$  = es la porosidad

$Q_m$  = fuente de masa

$u$  = es la velocidad de Darcy

### 2.2.3.3 Transporte de especies

En el reactor UASB la biotransformación del sustrato y por ende de las especies químicas como compuestos nitrogenados, metales pesados, materia orgánica, entre otros, es por difusión que se establece por la ley de Fick (Hmissi, Harmand, & Shayeb, 2016).

**Ecuación 3.** Primera ley de Fick

$$N_i = -D_i \nabla c_i$$

donde para la especie  $i$ :

$N_i$  = el flujo molar

$D_i$  = coeficiente de difusión

$c_i$  = la concentración

**Ecuación 4.** Ecuación de continuidad para masa

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \nabla \cdot N_i = 0$$

**Ecuación 5.** Segunda ley de Fick directamente

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} = D_i \nabla^2 c_i$$

Esto supone que  $D_i$  es una constante. Esta suele ser una buena suposición para la difusión en sólidos; difusión de productos químicos en una solución diluida, agua u otros disolventes líquidos; y difusión de especies diluidas (trazas) en la fase gaseosa (COMSOL, 2018).

En los filtros percoladores también se rigen al transporte del sustrato por la difusión de Fickian, es decir también se aplica la ley de Fick que se describe en las ecuaciones, siendo este el principal proceso de transporte de los sustratos tanto en el biofilm como en la película líquida que se desarrolla en la superficie del biofilm, esto debido a que la superficie de la biofilm se erosiona continuamente al mismo tiempo que las partículas y los organismos que existen en el líquido se adsorben en el biofilm (Wik & Lindeborg, 1994).

#### 2.2.3.4 Reacciones

Los modelos para las reacciones biológicas se basan en el crecimiento microbiano y las tasas de consumo de sustrato, estas reacciones bioquímicas se acoplan a la cinética de la ley de velocidad de primer orden en tratamientos anaerobios, tanto para la degradación de la materia orgánica como para el consumo o generación de nutrientes (Yu, Wensel, Ma, & Chen, 2013). Logan et al. (1987) menciona que el biofiltro percolador también asume una cinética de remoción de primer orden basándose en las siguientes reacciones:

Degradación de demanda bioquímica de oxígeno en el reactor UASB

$$R_{DBO5} = -k_{DBO \text{ anaerobica}}[DBO]$$

Degradación de demanda química de oxígeno en el reactor UASB

$$R_{DQO} = -k_{DQO \text{ anaerobica}}[DQO]$$

Degradación de demanda bioquímica de oxígeno en filtro percolador

$$R_{DBO5} = -k_{DBO \text{ aerobica}}[DBO]$$

Degradación de demanda química de oxígeno en filtro percolador

$$R_{DBO5} = -k_{DQO \text{ aerobica}}[DQO]$$

La materia orgánica dentro del reactor UASB se transforma en metano provocando que esta disminuya y aumente el contenido de fosfatos y nitrógeno amoniacal por lo que según un estudio realizado por **Morillo & Fajardo (2005)**, se recomienda relación de 100:7:2:1 en relación a C:N:P, para un mejor manejo en el sistema se utilizó la relación 1:0.072:0.01 obteniéndose las siguientes reacciones.

Generación/ Eliminación de amonio

$$R_{NH_4^+} = 0.072 * k_{DQO \text{ anaerobica}}[DQO]$$

Generación/ Eliminación de fosfato

$$R_{PO_4^-} = 0.01 * k_{DQO \text{ anaerobica}}[DQO]$$

En el caso del biofiltro al ser un sistema aerobio, la presencia del oxígeno es fundamental para que los microorganismos asimilen la materia orgánica y nutrientes presentes en el lixiviado para su propio crecimiento, para convertirlos en lodos (**Daigger & Boltz, 2011**).

Lo descrito en el anterior párrafo está representado por las siguientes reacciones:

Eliminación/generación de amonio

$$R_{NH_4^+} = k_{NH_4^+} [NH_4^+] + k_{DBO\ aerobica} [DBO]$$

Eliminación/generación de fosfato

$$R_{PO_4^-} = 0.015 * k_{DBO\ aerobica} [DBO]$$

Consumo de oxígeno

$$R_{O_2} = +k_{O_2} ([O_{2sat}] - [O_2]) - 12k_{DBO\ aerobica} [DBO] - 2.5(k_{NH_4^+} [NH_4^+])$$

En la eliminación o adsorción de metales pesados ocurre una interacción entre la superficie del microorganismo y los metales en la solución acuosa, las especies viajan a través del medio poroso al que comúnmente se adsorben reduciendo así las concentraciones de los metales en el fluido (COMSOL, 2021).

Esta reacción se basa en la ecuación de Langmuir

**Ecuación 6.** Ecuación de Langmuir

$$c_p = c_{pmax} \frac{K_L c}{1 + K_L c}$$
$$k_p = \frac{K_L c_{pmax}}{(1 + K_L c)^2}$$

Donde

$K_L$  = es la constante de Langmuir

$c_{pmax}$  = adsorción máxima

Las propiedades de adsorción varían de acuerdo con la especie química y las condiciones por lo que se detalla la información de cada sistema y cada metal analizado en la Tabla 10 y Tabla 11.

## 2.2.4 Definición de los parámetros iniciales

Los parámetros iniciales de cada contaminante que ingresa a los diferentes biofiltros están basados en datos reales de laboratorio que se encuentran expuestos en la tesis de Villacrés (2011) y descritos en la tabla 4.

**Tabla 4.** *Parámetros iniciales de contaminantes*

| <b>Parámetro</b>        | <b>Concentración<br/>Lixiviado crudo<br/>(mg/l)</b> | <b>Concentración<br/>UASB<br/>(mg/l)</b> | <b>Concentración<br/>Filtro<br/>percolador<br/>(mg/l)</b> |
|-------------------------|---|--|---|
| <b>Materia orgánica</b> |   |  |   |
| <b>DBO</b>              | 2840  | 1024                                     | 936   |
| <b>DQO</b>              | 10810   | 4330                                     | 3960  |
| <b>Nutrientes</b>       |   |  |   |
| <b>Fosfato</b>          | -   | 60                                       | 60  |
| <b>Ión amonio</b>       | -   | 724                                      | 750   |
| <b>Metales pesados</b>  |   |  |   |
| <b>Cadmio</b>           | 0.256   | <0.003                                   | 0.4   |
| <b>Plomo</b>            | 0.572   | 0.2                                      | 1.8   |
| <b>Zinc</b>             | 0.35  | 0.61                                     | 0.45  |

Fuente (Villacrés, 2011).

Para las condiciones de presión y temperatura se tomaron valores normales, 1 atm y 258.15 K respectivamente.

Para la simulación de los biofiltros se utilizó valores bibliográficos lo más cercanos posible al estudio con especificaciones para cada modelo (Tabla 5 y 6). Así como también constantes cinéticas, coeficientes de partición y adsorción, es decir parámetros específicos para los contaminantes detallados en las tablas 7,8, 9,10 y 11.



**Tabla 5.** *Características del reactor UASB*

| <b>Parámetro</b>   | <b>Valor</b>             | <b>Bibliografía según</b>         |
|--------------------|--------------------------|-----------------------------------|
| <b>HTR</b>         | 12 h                     | (Villacrés, 2011)                 |
| <b>Porosidad 1</b> | 0.34                     | (Manga, Martines, & Ospino, 2001) |
| <b>Porosidad 2</b> | 0.98                     | (Manga et al., 2001)              |
| <b>velocidad</b>   | $1.0417 \times 10^{-4}$  | (Villacrés, 2011)                 |
| <b>Gravedad</b>    | 9.81 (m/s <sup>2</sup> ) | (Iborra, Tejero, & Cunill, 2013)  |

**Tabla 6.** *Características del filtro percolador*

| <b>Parámetro</b> | <b>Valor</b>             | <b>Bibliografía según</b> |
|------------------|--------------------------|---------------------------|
| <b>HTR</b>       | 8h                       | (Mohamed & Hamed, 1999)   |
| <b>Porosidad</b> | 0.8                      | (Logan et al., 1987).     |
| <b>Gravedad</b>  | 9.81 (m/s <sup>2</sup> ) | (Iborra et al., 2013)     |

**Tabla 7.** *Constantes cinéticas de degradación de materia orgánica anaerobia*

| <b>Parámetro</b> | <b>Coefficiente de degradación (k) (d<sup>-1</sup>)</b> |
|------------------|---|
| <b>DBO</b>       | 0.02  |
| <b>DQO</b>       | 0.04  |

Fuente (Díaz, Quintal, & Pelaez, 2016)

**Tabla 8.** *Constantes cinéticas de degradación de materia orgánica aerobia*

| <b>Parámetro</b> | <b>Coefficiente de degradación (k) (d<sup>-1</sup>)</b> | <b>Bibliografía según</b>                               |
|------------------|---|---|
| <b>DBO</b>       | 7.48  | (Nguyen et al., 2021)                                   |
| <b>DQO</b>       | 5.2   | (Abyar, Younesi, Bahramifa, Zinatizadeh, & Amini, 2017) |

**Tabla 9.** Constantes cinéticas de degradación nutrientes para el filtro percolador

| <b>Parámetro</b>     | <b>Coefficiente (k) (d<sup>-1</sup>)</b> | <b>Bibliografía según</b>   |
|----------------------|--|-----------------------------|
| <b>Oxígeno</b>       | 800                                      | (Sánchez & Sanabria, 2009)  |
| <b>Nitrificación</b> | 3  | (Vayenas & Lyberatos, 1994) |

**Tabla 10.** Parámetros de Langmuir para adsorción de metales pesados en el UASB

| <b>Parámetro</b>   | <b><math>c_{pmax}</math> (mol/kg)</b> | <b><math>K_L</math> (m<sup>3</sup>/mol)</b> | <b>Bibliografía según</b>                  |
|--------------------|---------------------------------------|---|--|
| <b>Cadmio (Cd)</b> | 1.17                                  | 18.45                                       | (Artola, Martin, Balaguer, & Rigola, 2000) |
| <b>Plomo (Pb)</b>  | 1.38                                  | 13.1  | (Hawari & Mulligan, 2006)                  |
| <b>Zinc (Zn)</b>   | 0.51                                  | 20.75                                       | (Artola et al., 2000)                      |

**Tabla 11.** Parámetros de Langmuir para adsorción metales pesados para el filtro percolador

| <b>Parámetro</b>   | <b><math>c_{pmax}</math> (mol/kg)</b> | <b><math>K_L</math> (m<sup>3</sup>/mol)</b> | <b>Bibliografía según</b>    |
|--------------------|---------------------------------------|---|------------------------------|
| <b>Cadmio (Cd)</b> | 0.52                                  | 155.11                                      | (Liu, Xu, Yang, & Tay, 2004) |
| <b>Plomo (Pb)</b>  | 0.42                                  | 37.29                                       | (Yao, Ye, Wang, & Ni, 2008)  |
| <b>Zinc (Zn)</b>   | 3.12                                  | 43.78                                       | (Liu et al., 2004)           |

### **2.2.5 Tipo de estudio**

El análisis de los biofiltros está basado en un estudio dinámico, es decir, las variables de materia orgánica, nutrientes y metales pesados se analizan en función del tiempo ya que estas cambian a medida que transcurre, dentro de estos sistemas se incluye la cinética de reacción, transporte de especies químicas, mismas que son dependientes del tiempo.

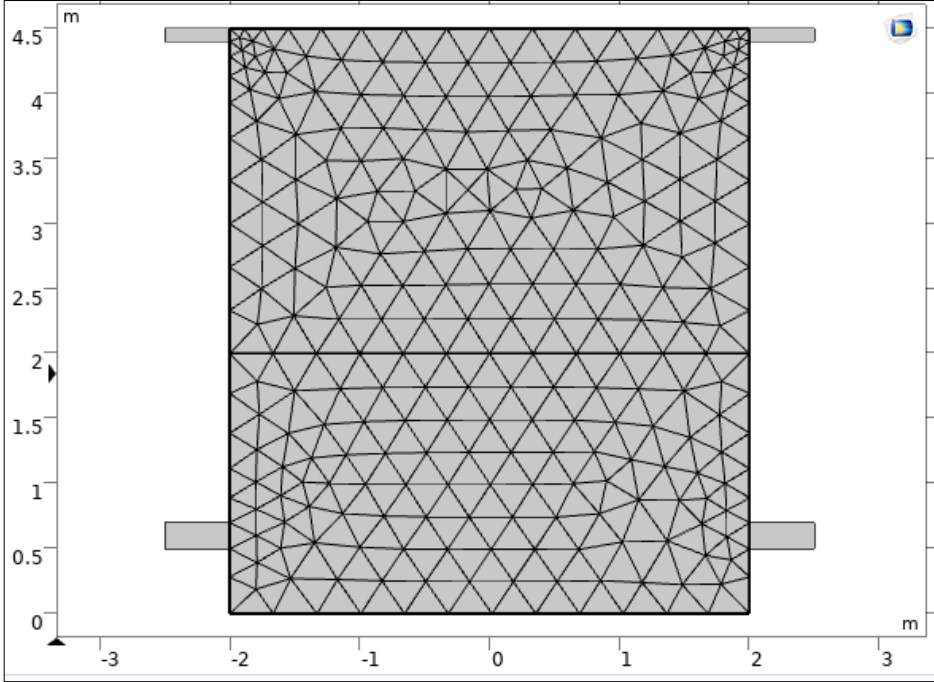
### **2.2.6 Mallado**

El mallado es la última etapa para la resolución del modelo, en la que software reemplaza formas complejas por formas más simples (triángulos, tetraedros), conocidos como elementos finitos (**García, 2016**). Este método es el que permite la resolución del modelo, es decir, todas las ecuaciones diferenciales relacionadas al flujo, transporte y reacciones a través en cada uno de los sistemas modelados con COMSOL MULTIPHYSICS (**COMSOL, 2021**).

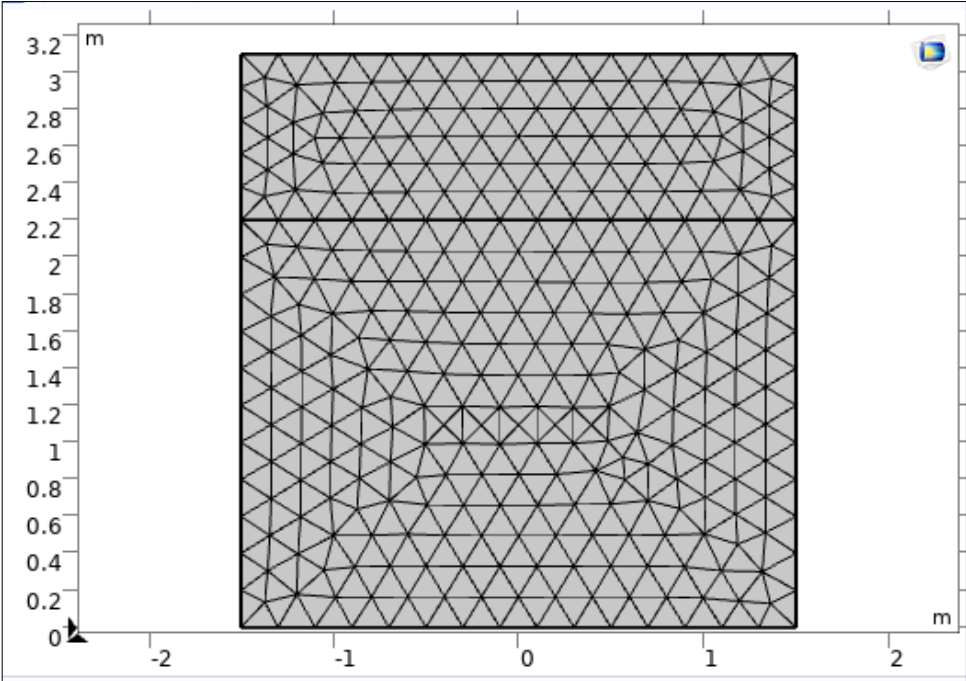
Las mallas se generaron automáticamente a través del software COMSOL, están compuestas por elementos triangulares, característicos de los modelos bidimensionales, consta con un total de 504 elementos para el caso del reactor UASB reflejado en la figura 6 y 614 elementos para el filtro percolador como se muestra en la figura 7.

Cuanto mayor sea el número de elementos en el modelo mayor será la precisión para resolver, o lo que es lo mismo tener una malla más fina, sin embargo, también aumentará el coste computacional (**A. Sánchez, 2016**).

**Figura 6.** *Mallado del reactor UASB*



**Figura 7.** *Mallado del filtro percolador*



### **2.2.7 Resultados**

En los resultados finales de la simulación del biofiltro aerobio y anaerobio se obtuvo la concentración final de los elementos contaminantes de los lixiviados, así como su comportamiento y la interacción de estos con el medio, la presión y líneas de flujo.

## CAPITULO III

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1 Discusión y Análisis de resultados

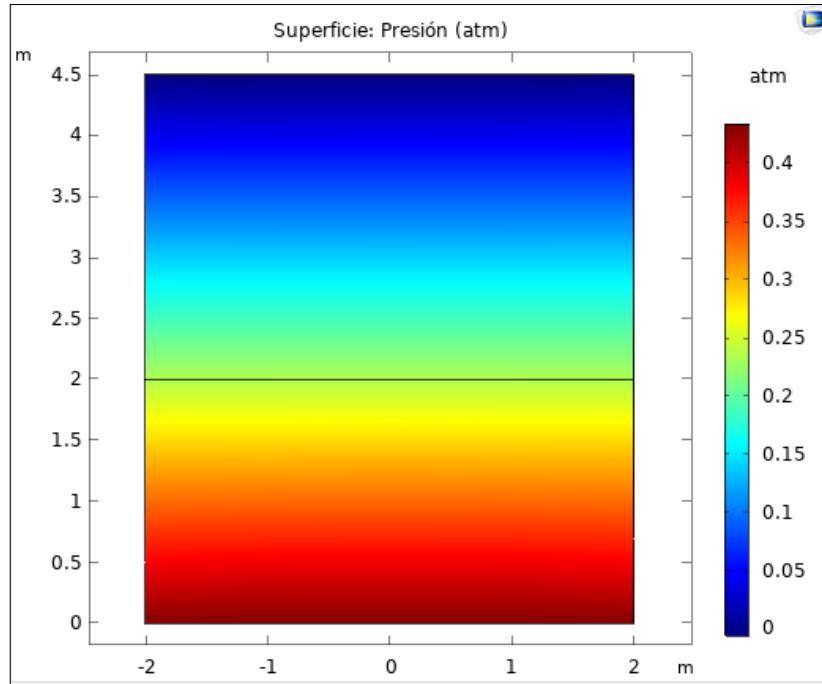
##### 3.1.1 Análisis de la ley de Darcy

La ley de Darcy que se aplicó al filtro anaeróbico y aeróbico describe la capacidad del líquido (lixiviado) para fluir a través de cualquier medio poroso, y que la velocidad a la que el fluido se mueve a través de este, está relacionada directamente con la diferencia entre las elevaciones a diferentes puntos. Dicho de otro modo, la diferencia de presión, y la interconexión de los flujos dentro de la matriz (**Macciotta, 2018**).

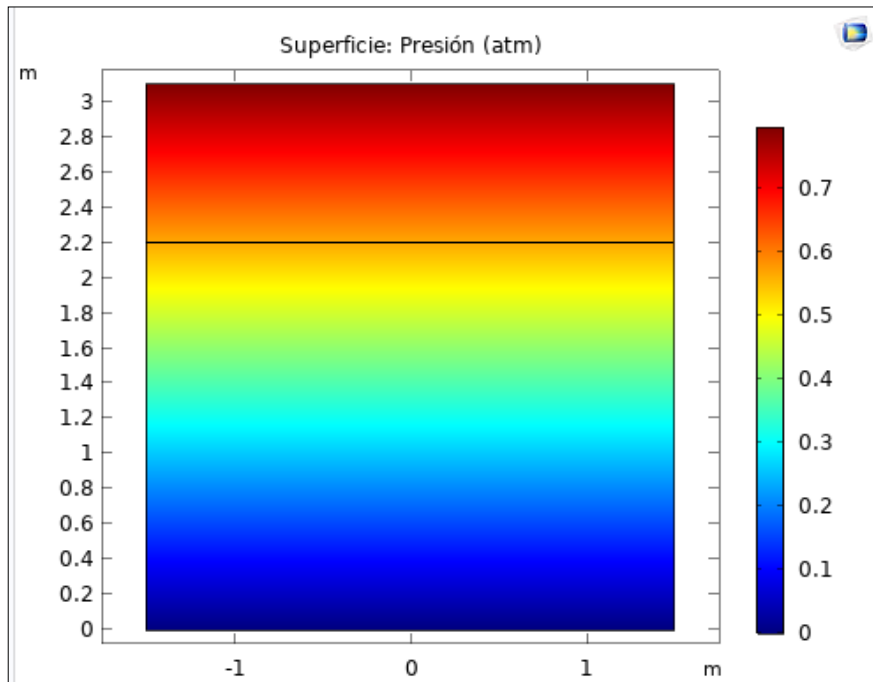
A partir de lo expuesto anteriormente, se observa que los dos modelos biológicos sufren pérdida de presión, en sistema anaerobio en general la presión es mucho mayor, sobre todo en la parte inferior que es por donde ingresa el fluido a ser tratado y por ende disminuye en la parte superior que es la salida del lixiviado, como se muestra en la figura 8. En el biofiltro percolador ocurre lo contrario, la presión es mayor en la parte superior y desciende conforme el fluido sale del sistema, figura 9. No obstante según **Fosso (2019)** la caída de presión también está relacionada con la altura del reactor, la viscosidad del agua residual y la caracterización de las partículas sólidas o de la matriz sólida.

En ese mismo contexto la presión al ingreso del fluido ya sea por la parte superior o inferior es mayor debido a que la porosidad inicial de los reactores se puede reducir en más de un 50% por el crecimiento del biofilm o por nuevas partículas que se adhieren a los lodos (**Ayllón, 2014**).

**Figura 8.** *Presión en el reactor UASB*

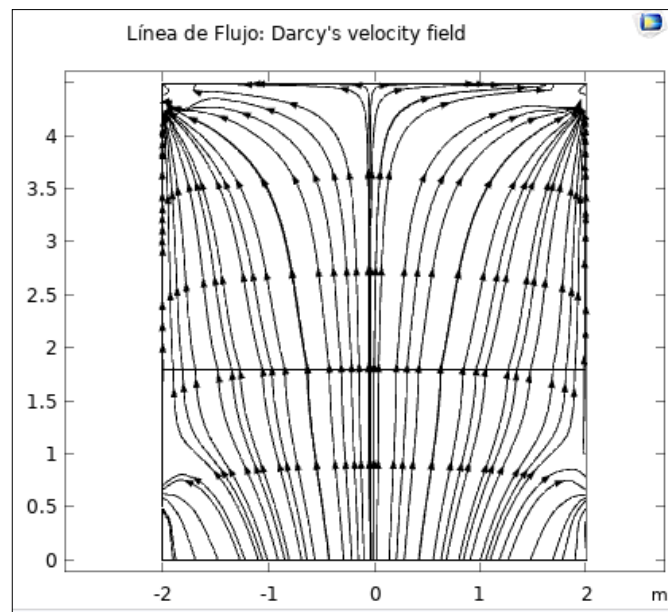


**Figura 9.** *Presión en el filtro percolador*



Esta física también nos muestra la trayectoria que tuvo el fluido dentro del sistema mediante líneas de flujo obtenidas mediante una simulación en estado estacionario, mostrando que existe una distribución uniforme del fluido, y por ende una buena interacción entre el medio y el lixiviado para la reducción de los contaminantes, como se muestra en la figura 10 y figura 11.

**Figura 10.** *Líneas de flujo del reactor UASB*



**Figura 11.** *Líneas de flujo del biofiltro percolador*





### 3.1.2 Análisis de la degradación de la materia orgánica en el Reactor UASB

En el reactor UASB se puede observar la mayor parte de degradación de la materia orgánica es la zona de lecho de lodos (parte inferior) figura 13 y 14, ya que ahí se concentran la mayor parte de microorganismos que degradan la materia orgánica (Talalaj et al., 2019)

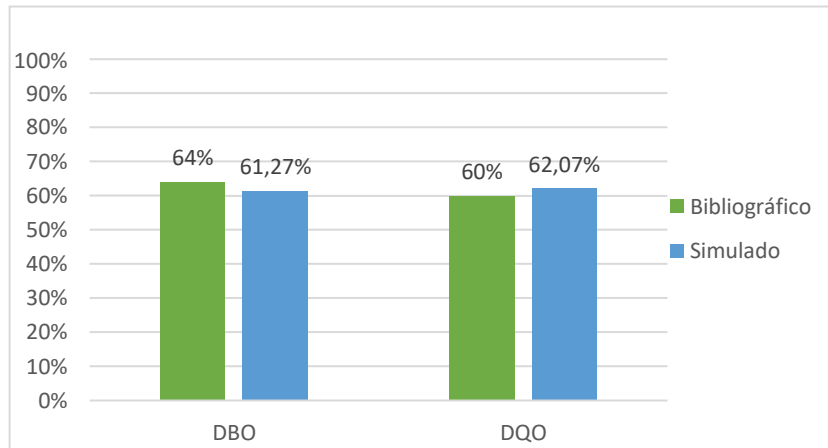
Esta digestión anaerobia que se produce dentro del reactor UASB reduce el contenido de materia orgánica, debido a que se transforma en biomasa y compuestos orgánicos, la mayoría de estos volátiles, principalmente en metano para la producción de biogás, logrando una disminución en la concentración de DBO y DQO según Wilkie, (2005). Los porcentajes de remoción de este contaminante mediante la simulación con COMSOL MULTIPHYSIC es aproximadamente de 61.27% para DBO y 62.07% para el DQO como se aprecia en la figura 12 tanto el porcentaje de remoción en el que se basa este estudio como el que se obtuvo en la simulación superan el 60% en los dos contaminantes, no existiendo una diferencia significativa. Akgul, Aktan, Yapsakli, & Mertoglu (2013) ha mostrado que se puede obtener eficiencias superiores al 80% y 70% para DBO y DQO.

A pesar de que se obtuvo buena eficiencia de degradación en el tratamiento anaerobio, la estabilización completa de la materia orgánica es imposible debido a la alta concentración orgánica de los lixiviados por lo que es importante realizar un tratamiento posterior como el que se realizado en el biofiltro percolador ya que, según Chan, Chong, Law, & Hassell (2009) los procesos biológicos anaerobios combinados con aerobios han mostrado altos rendimientos en la disminución de contaminantes.

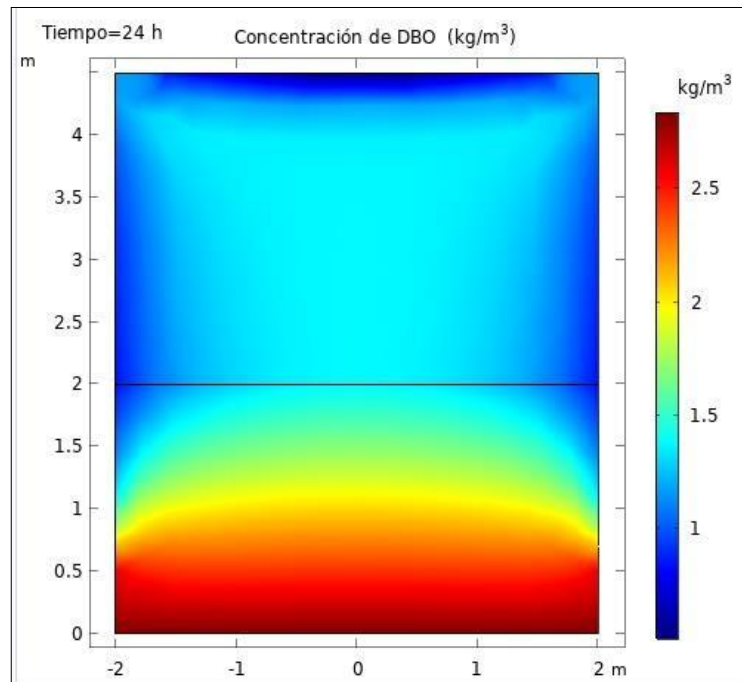
**Tabla 12.** *Concentración final de materia orgánica en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4*

| <b>Materia orgánica</b> | <b>Concentración inicial (mg/l)</b> | <b>Concentración final (mg/l)</b> | <b>Porcentaje de remoción (%)</b> |
|-------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| <b>DBO</b>              | 2840                                | 1100                              | 61.27                             |
| <b>DQO</b>              | 10810                               | 4100                              | 62.07                             |

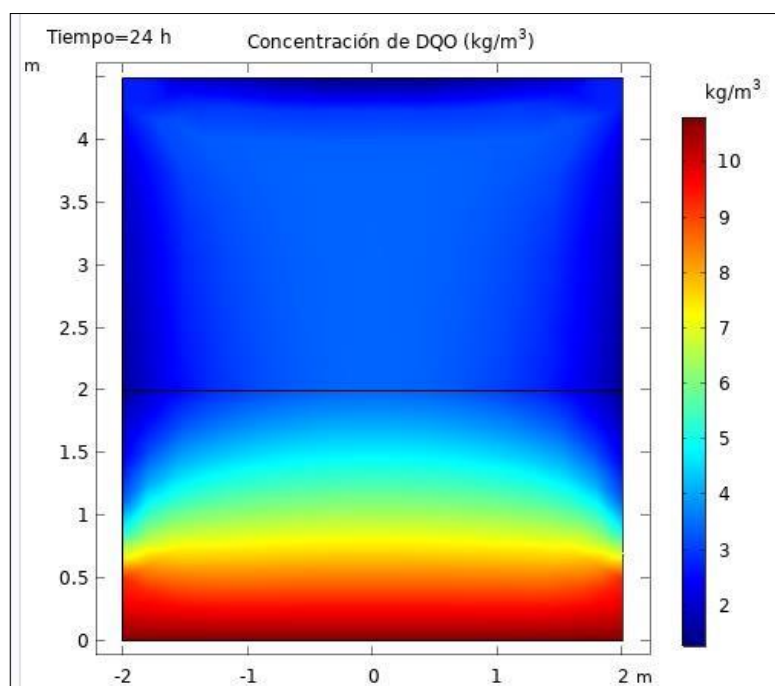
**Figura 12.** Porcentaje de remoción de materia orgánica en el reactor UASB bibliográfico vs la simulación en el software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4



**Figura 13.** Concentración final de DBO en el reactor UASB



**Figura 14.** Concentración final de DQO en el reactor UASB



### 3.1.2 Análisis de la degradación de la materia orgánica en el filtro percolador

La tabla 13 muestra una eficiencia de reducción de DBO y DQO en el sistema aeróbico, de 59.09% y 46.34%, representado por la figura 16 y 17 respectivamente. En un estudio mencionado por **Torretta et al. (2016)** se han obtenido porcentajes de remoción de 49% en DQO y 76,69% de DBO, no obstante, menciona que se puede obtener hasta porcentajes de remoción de 80% en DQO y 90% DBO.

Estos rendimientos altos según **Chan et al. (2009)** se debe a que el efluente final del reactor UASB, contiene materia orgánica solubilizada, lo que permite lograr una mayor eliminación de materia orgánica y biomasa, dando como resultado, un efluente de mejor calidad que el sistema anaeróbico. Además de que convierte hasta el 50% de la materia orgánica en lodo (**Wilkie, 2005**).

Si bien es cierto en la simulación se obtiene un buen rendimiento de disminución de materia orgánica en el reactor original no ocurre lo mismo ya que tanto para la degradación de DBO como de DQO se elimina solo el 9% de este contaminante (figura 15) **Chan et al., (2009)**, afirma que para un funcionamiento eficaz de un sistema

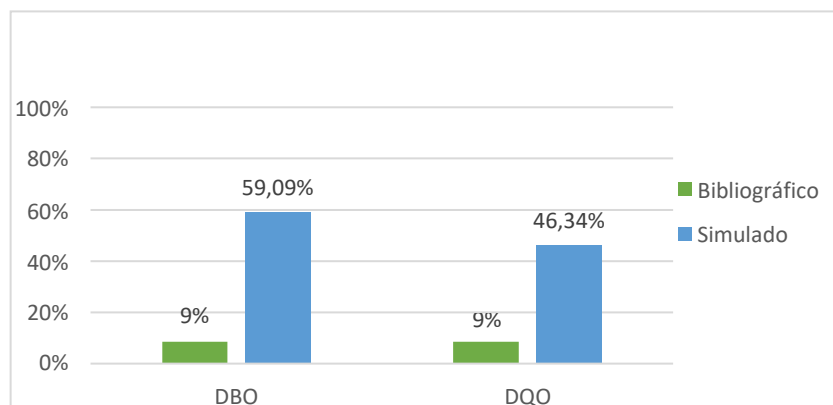
aerobio se debe tener concentraciones DQO biodegradable inferiores a 1000 mg/l y de acuerdo con (Cakir & Stenstrom, 2005), desde 300 a 700 mg/l de DBO, y el lixiviado supera este valor debido a que su ingreso de DQO es 4330 mg/l y DBO 1024mg/l.

Al tener altas concentraciones de materia orgánica estimula el crecimiento más rápido de microorganismos heterótrofos que consumen oxígeno rápidamente, provocando una disminución de la concentración de oxígeno disuelto y debido a que su crecimiento es de tres a cinco veces mayor a las bacterias nitrificantes, puede causar una falla en el sistema (Ling & Chen, 2005).

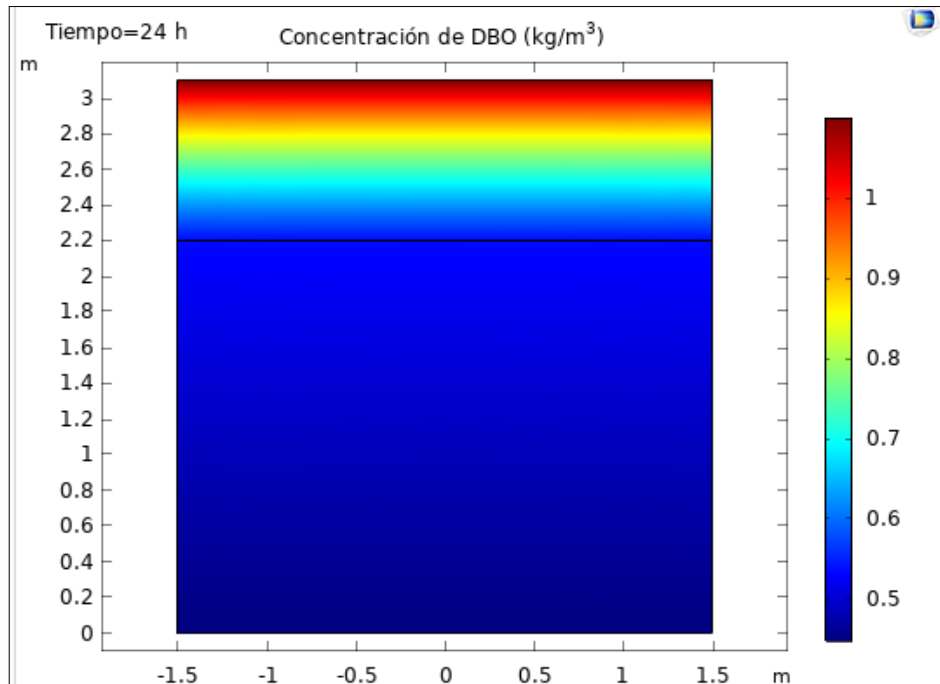
**Tabla 13.** Concentración final de materia orgánica en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4

| Materia orgánica | Concentración inicial (mg/l) | Concentración final (mg/l) | Porcentaje de remoción (%) |
|------------------|------------------------------|----------------------------|----------------------------|
| DBO              | 1100                         | 450                        | 59.09                      |
| DQO              | 4100                         | 2200                       | 46.34                      |

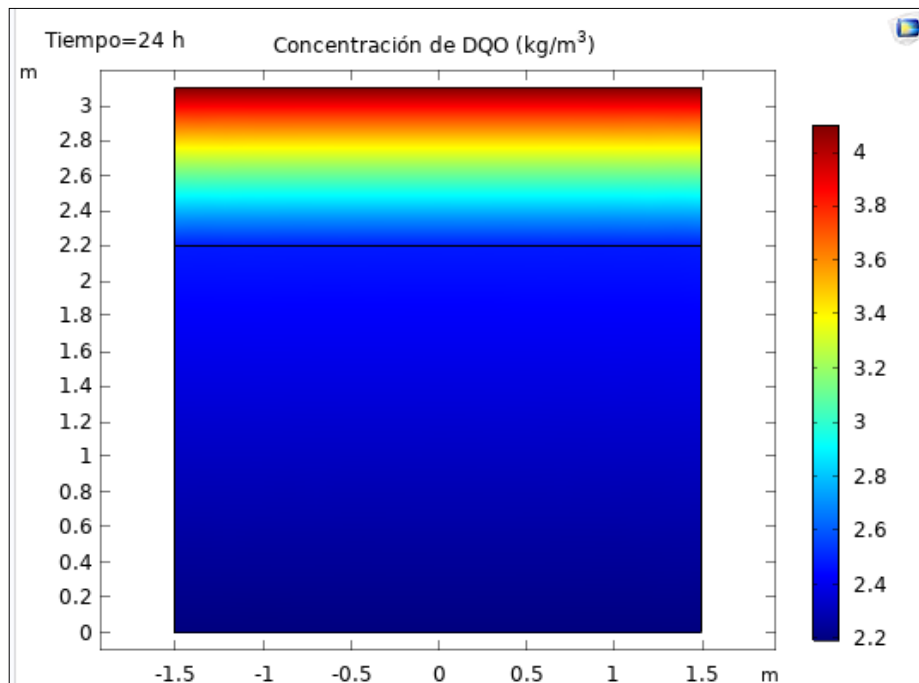
**Figura 15.** Porcentaje de remoción de materia orgánica en el reactor UASB bibliográfico vs la simulación en el software comsol MULTHYPHYSICS versión 5.4



**Figura 16.** Concentración final de DBO en el filtro percolador

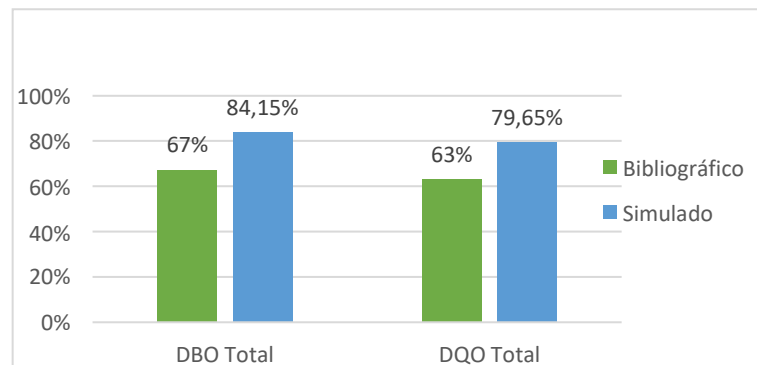


**Figura 17.** Concentración final de DQO en el filtro percolador



En la figura 18, se muestra el porcentaje final de eliminación de materia orgánica con el tratamiento aerobio y anaerobio con porcentajes totales de 84,15% para el DBO Y 79,65% DQO en la simulación y porcentajes de 67 % y 63% correspondientemente para el reactor original, a pesar de estos porcentajes de remoción de acuerdo con Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente (**TULSMA, 2015**) donde establece que los límites máximos permisibles de DQO y DBO en alcantarillado es 500mg/l y 250 mg/l y en agua dulce 200 mg/l y 100mg/l respectivamente, tanto el tratamiento realizado con el software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 como el experimental no se cumple aún con lo establecido.

**Figura 18.** *Porcentaje de remoción total de materia orgánica en el reactor UASB bibliográfico vs la simulación en el software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4*



### 3.1.3 Análisis del consumo de nutrientes en el reactor UASB

Los principales nutrientes son carbono, nitrógeno, fósforo y una serie de elementos minerales en concentraciones trazas (**Martí, 2006**). La presencia de macronutrientes como el nitrógeno (N) y el fósforo (P) permiten el adecuado crecimiento de los microorganismos responsables del tratamiento de las aguas residuales, siempre y cuando exista una óptima relación entre C:N:P (**Lorenzo & Obaya, 2005**).

En la figura 19 se puede observar dentro del reactor UASB se produce una generación de amonio y fosfato con valores similares a lo descrito por **Villacrés (2011)** probablemente debido a que el N y P también se pueden encontrar de forma disuelta,

el N principalmente como amonio y al P en fosfato inorgánico (**Cornel et al., 2011**). Además de que, en la degradación de materia orgánica (carbono) también libera nutrientes produciéndose un incremento en el biorreactor (ver tabla 14) (**Pavlostathis & Giraldo, 1991**).

**Tabla 14.** Resultados de la concentración de nutrientes en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4

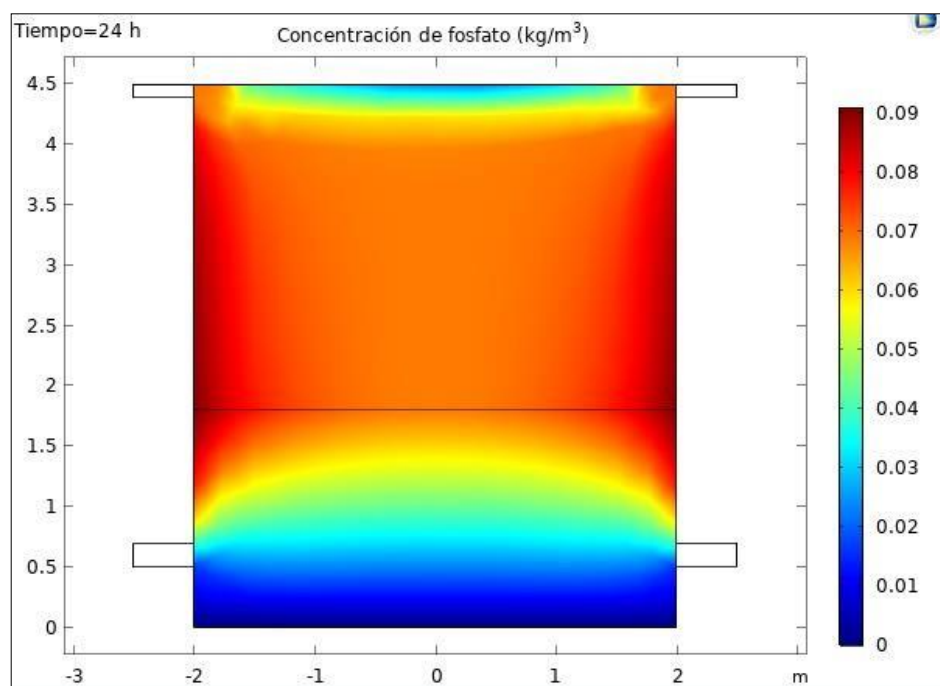
| <b>Materia orgánica</b> | <b>Concentración inicial (mg/l)</b> | <b>Concentración final (mg/l)</b> |
|-------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|
| <b>Fosfato</b>          | -                                   | 63                                |
| <b>Amonio</b>           | -                                   | 650                               |

Para simplificar, el fósforo en la digestión anaerobia es considerado esencial para todos los organismos, pues es uno de los componentes claves ya que conforma el ATP, principal fuente de energía para las funciones celulares (**Cornel et al., 2011**). la energía que se libera durante la respiración se convierte en energía de ATP que se utiliza para la síntesis microbiana, dándose en tres fases primero cambio de energía libre de la conversión del donante de electrones en piruvato, luego cambio de energíalibre para la reducción de la fuente de nitrógeno al nivel de amoniaco y finalmente la energía libre requerida para convertir piruvato y amoniaco en biomasa (**Pavlostathis & Giraldo, 1991**).

Existe una amplia variedad de criterios acerca de la relación que debe existir entre la materia orgánica a degradar y los principales macronutrientes un proceso anaerobio, ya que las proporciones incorrectas de C:N:P podrían dar como resultado una liberación alta de nitrógeno amoniacal y/o una acumulación alta de ácidos grasos volátiles en el digestor, lo que disminuirían la actividad metanogénica y causando una posible falla en el proceso de digestión anaerobia (**Jain, Jain, Wolf, Lee, & Tong, 2015** ). Por lo tanto, la producción de metano se basa en una proporción adecuada de nitrógeno y fósforo (**Zamri et al., 2021**), que en este estudio se basó en una relación 100:7.2:1 obtenido bibliográficamente.

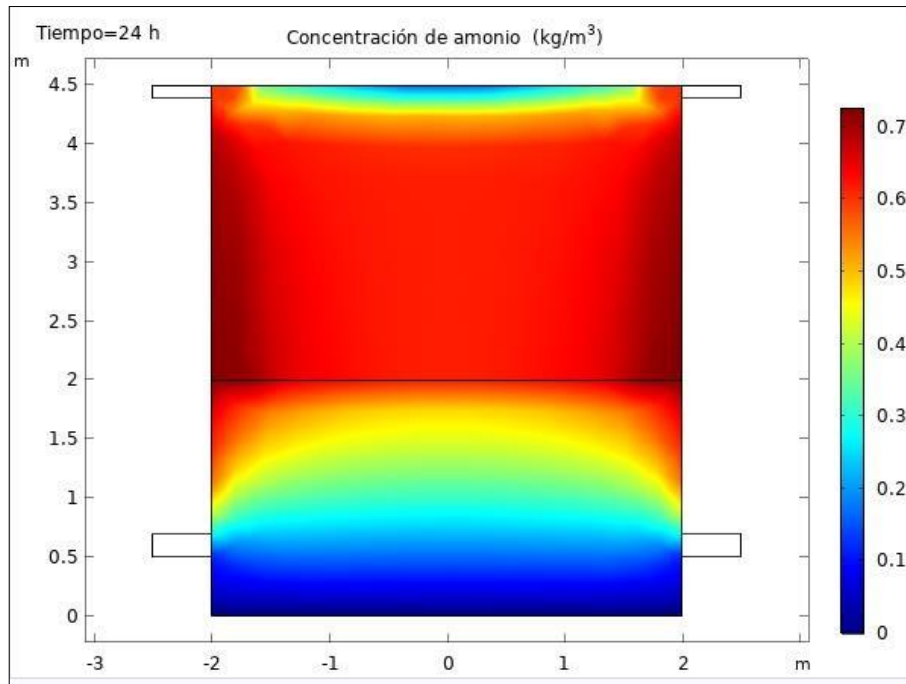
Para la eliminación del N y P en el tratamiento anaerobio es a través de la asimilación, los microorganismos presentes en el proceso asimilan el nitrógeno amoniacal y lo incorporan a su masa celular y dada la baja producción de lodos la fijación de estos también es reducida (**Campos et al., 2019**), siendo este también un factor para la generación de estos nutrientes como se releja en la figura 19 para el fosfato y en la figura 20 para el amonio.

**Figura 19.** *Concentración final de fosfato en el reactor UASB*





**Figura 20.** Concentración final de amonio en el reactor UASB



### 3.1.4 Análisis del consumo de nutrientes en el filtro percolador

En el análisis del consumo de nutrientes no se observa una eliminación significativa de estos contaminantes (ver Tabla 15), con una disminución menor al 10%.

**Tabla 15.** Resultados de la concentración de nutrientes en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTIPHYSICS versión 5.4

| Parámetro | Concentración inicial (mg/l) | Concentración final (mg/l) |
|-----------|------------------------------|----------------------------|
| Fosfato   | 63                           | 61.5                       |
| Amonio    | 650                          | 590                        |

La reducción del nitrógeno en forma de amonio se debió a la conversión biológica a nitrato, nitrito y gas nitrógeno (N<sub>2</sub>) a través de la nitrificación, desnitrificación (Curtin, Duerre, Fitzpatrick, & Meyer, 2011).

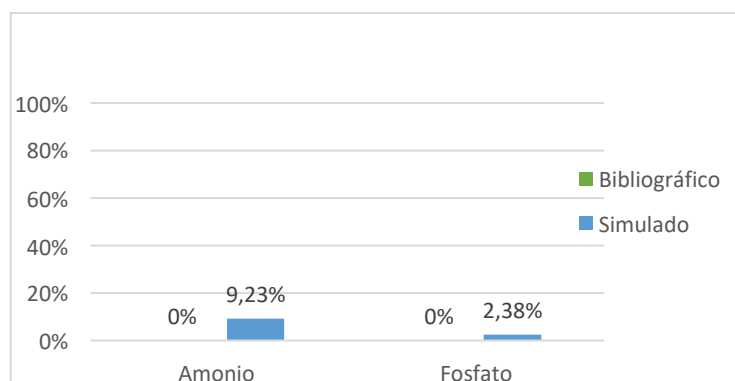
La biopelícula formada sobre el soporte del filtro percolador proporciona un ambiente aerobio y anóxico ideal para la realización de estos procesos. Donde la actividad nitrificante se da en la interfase biopelícula/líquido debido a que las concentraciones de oxígeno son suficientes para su desarrollo, mientras que las bacterias desnitrificantes ocupan la zona de la biopelícula con la pared del empaque, donde prevalecen condiciones anóxicas (Molina, 2015).

Se observa una disminución del 9,23% de amonio a través de COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 (ver figura 22), y ninguna remoción en el reactor original como se muestra en la figura 21. A pesar de que autores como Bressani, Almeida, Volcke, & Chernicharo (2018), han obtenido eficiencias de remoción de amonio mayores a 60%.

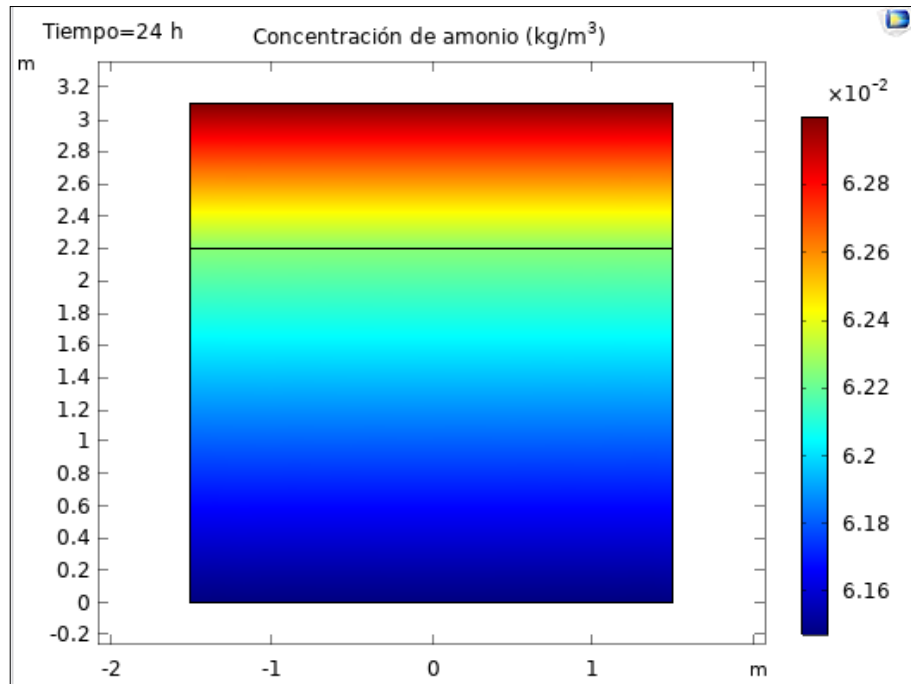
Probablemente su eliminación no significativa y nula se debe a las cargas elevadas de amonio causando gruesas películas nitrificantes aumentando la resistencia al transporte lo cual puede reducir el ingreso del oxígeno, al interior de la biopelícula produciendo bajas tasas de nitrificación (Lackner, Terada, & Smets, 2008).

Por otra parte, la nitrificación también pudo ser alterada por el requerimiento de oxígeno para la oxidación de la materia orgánica debido a la competición entre las bacterias heterótrofas aerobias y bacterias nitrificantes por el oxígeno disuelto disponible (Ling & Chen, 2005). A esto se añade que el empleo de aire como fuente de oxígeno reduce la producción de biomasa nitrificante (Molina, 2015). Esto es significativo debido a que el oxígeno disuelto es un factor limitante en proceso de nitrificación.

**Figura 21.** Porcentaje de remoción de nutrientes en el biofiltro percolador vs la simulación en el software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4.

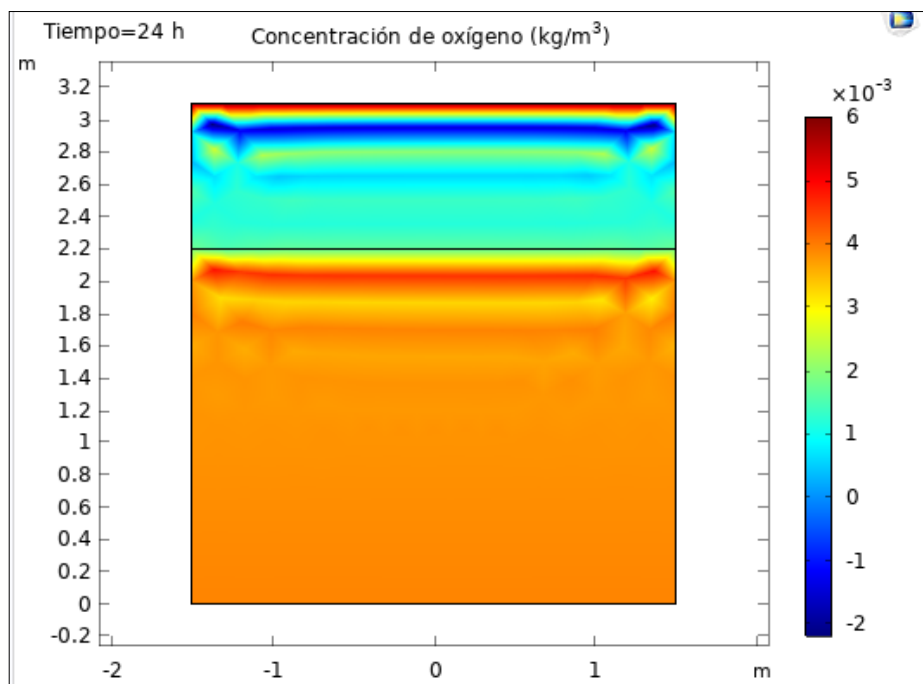


**Figura 22.** Concentración final de amonio en el filtro percolador



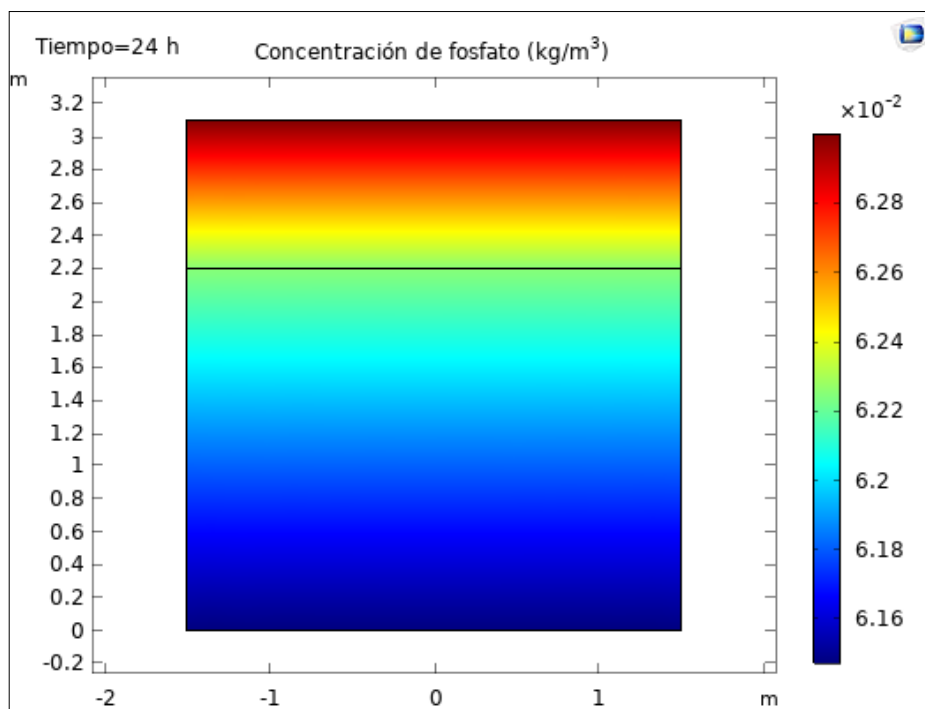
El rango óptimo de oxígeno disuelto se encuentra entre 3 y 5 mg/l para la actividad nitrificante ya que se consume aproximadamente 4.33 mg de  $\text{O}_2$  por cada mg de  $\text{NH}_4^+$  oxidado (Sánchez & Sanabria, 2009). La simulación muestra que se encuentra dentro de este rango a lo largo del biofiltro entre 3.5mg/L a 5mg/L, siendo crucial para que se desarrolle el proceso de nitrificación con normalidad, puesto que, si la tasa de suministro de oxígeno a través de la aireación no es mayor o igual a la tasa de consumo, la concentración de oxígeno disuelto disminuirá por debajo del nivel necesario para mantener un metabolismo aeróbico viable (Show & Lee, 2017). Sin embargo, en la parte superior donde se produce la mayor parte de remoción de contaminantes, su nivel disminuye hasta 1.5 mg/l pues es donde más existe un consumo de oxígeno por parte de la materia orgánica.

**Figura 23.** Concentración oxígeno en el filtro percolador



En la figura 24 se refleja la eliminación biológica de fósforo en las condiciones aerobias a través del filtro percolador, este se basa en la actividad de los organismos acumuladores de fósforo (PAO), estos organismos usan el sustrato de carbono orgánico fácilmente biodegradable que ha sido almacenado en la digestión anaerobia, para generar energía para el crecimiento, la síntesis de glucógeno y la absorción de fosfato, donde absorben más fosfato que el liberado durante la fase anaeróbica (**Lee, Jeon, & Park, 2001**). No obstante, su disminución fue tan solo de 2.38% y nula en la experimentación, según **Escaler & Mujeriego (2001)** se debe a la presencia de nitratos durante los periodos de ausencia de oxígeno disuelto que provoca que las condiciones ambientales fuesen solamente anóxicas en la mayoría de los casos, impidiendo la activación del mecanismo de eliminación biológica de fósforo.

**Figura 24.** Concentración final de fosfato en el filtro percolador



La reducción del contenido de nitrógeno y fósforo mediante estos tratamientos biológicos aún no se encuentran dentro de los estándares de calidad establecidos por las regulaciones ambientales, en los que se manifiesta que el límite máximo permisible para el fosfato es de 15 mg/l en alcantarillado y 10 mg/l en agua dulce y, 30 mg/l de amonio en agua dulce (TULSMA, 2015).

Por lo que, para alcanzar los objetivos de calidad del agua, se requerirían etapas de tratamiento posteriores, debido a que es importante para reducir la demanda de oxígeno en los arroyos receptores, proteger la vida acuática y eliminar la eutrofización en lagos y arroyos además de proteger la salud humana (Curtin et al., 2011).

### 3.1.5 Análisis de la reducción de metales pesados en el reactor UASB

Los metales pesados son considerados contaminantes peligrosos, ya que algunos de ellos son extremadamente tóxicos para una gran variedad de organismos, incluso en bajas concentraciones. Los procesos anaerobios son particularmente vulnerables llegando a detener completamente la producción de biogás cuando se encuentran en altas concentraciones (Fernández, Vázquez, & Martínez, 2002).

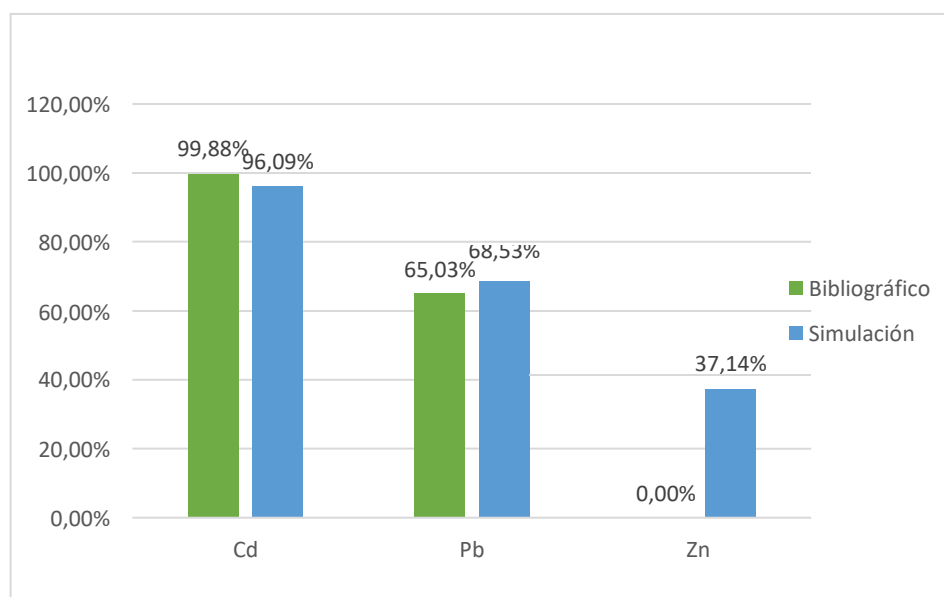
La isoterma de Langmuir que se utiliza en los tratamientos supone adsorción sobre una superficie que contiene un número finito de sitios de adsorción (Desta, 2013). El proceso presenta dos fases, la fase sólida conocida como biosorbente o material biológico y otra es una fase líquida (lixiviado) que contiene la especie disuelta a sorber (ion metálico o sorbato) (Ahemad & Kibret, 2013). La afinidad del material biológico por el ion metálico depende de cada especie y se une con varios mecanismos, este proceso continúa hasta que se establece el equilibrio, dicho de otro modo, la superficie alcanza un punto de saturación donde se logrará la máxima adsorción a la superficie, lo que resulta en una interfase metal-biomasa, reduciendo así la concentración del sorbato en la solución (Salman, Ibrahim, Sulaymon, & Mostafa, 2014).

En los metales analizados en este estudio como el cadmio, plomo y el zinc la concentración disminuyó gradualmente dentro del reactor UASB como se muestra en la tabla 16, obteniéndose buenos porcentajes de remoción como se muestra en la figura 25, donde se observa que la capacidad de eliminación del cadmio de la biomasa anaeróbica fue mayor a diferencia del zinc que evidencia baja capacidad de absorción en comparación del Cd y Pb.

**Tabla 16.** *Concentración final de metales pesados en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4*

| <b>Materia orgánica</b> | <b>Concentración inicial (mg/l)</b> | <b>Concentración final (mg/l)</b> | <b>Porcentaje de remoción (%) simulación</b> |
|-------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|--|
| <b>Cadmio</b>           | 0.256                               | 0.01                              | 99,88%                                       |
| <b>Plomo</b>            | 0.572                               | 0.18                              | 65,03%                                       |
| <b>Zinc</b>             | 0.35                                | 0.22                              | 37.14%                                       |

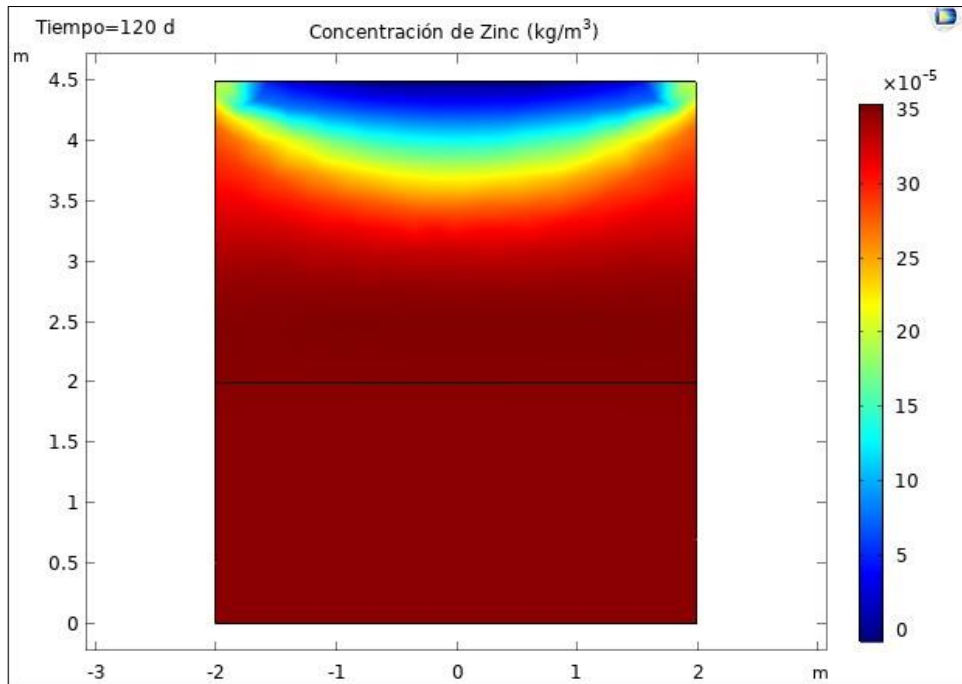
**Figura 25.** Porcentaje de remoción de materia orgánica en el reactor UASB bibliográfico vs la simulación en el software MULTHYPHYSICS versión 5.4



La presencia de zinc durante la digestión anaeróbica en el biorreactor acelera las actividades enzimáticas, esenciales para la transformación de grupos alquilo a tioles, esta reacción está involucrada en la vía de degradación de la metanogénesis, por lo tanto, la limitación de este metal origina fallas en el proceso (**Fermoso, Collins, Bartacek, & Lens, 2008**).

En el presente estudio no ocurre una limitación de Zn debido a su alta concentración en el lixiviado crudo, como se muestra en figura 26 su concentración disminuye hasta 0.20 mg/l en el simulador, sin embargo, en la experimentación este aumenta, probablemente por una disminución en pH resultando concentraciones de metal solubles más altas, debido a una competencia entre los iones de hidrógeno y el metal en los sitios activos (**Gould & Genetelli, 1978**).

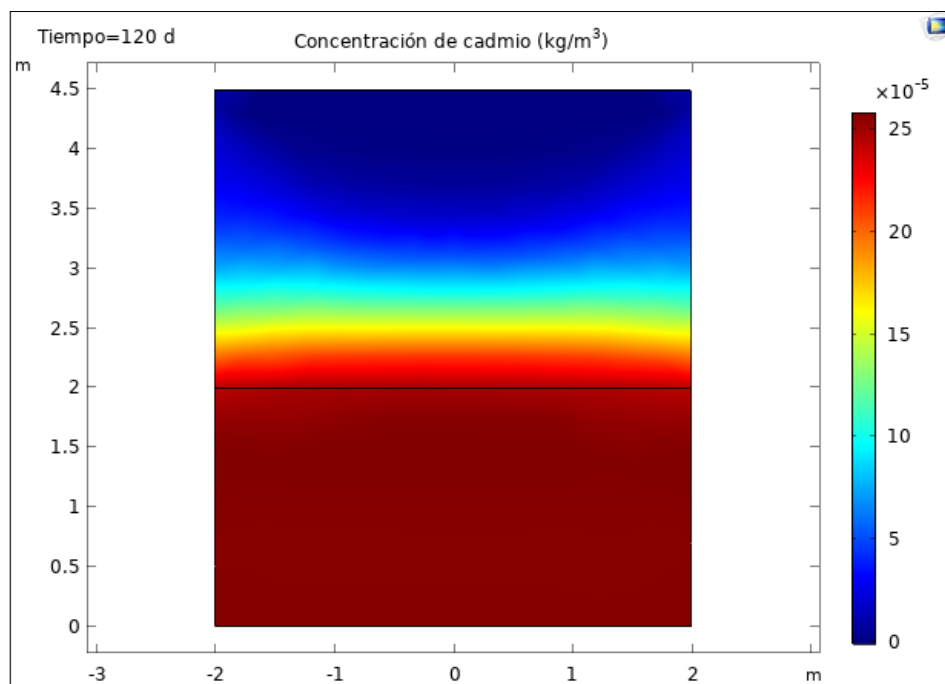
**Figura 26.** Concentración final de zinc en el reactor UASB



El cadmio es el metal con mayor capacidad de sorción en el reactor UASB con un porcentaje de 99,88% dando valor de 0.01 mg/l como se refleja en la figura 27. En los procesos anaerobios tener bajas concentraciones de Cd mejora los procesos de solubilización, hidrólisis y acidogénesis en la digestión anaerobia, por el contrario, la presencia de niveles altos inhibe todos estos procesos, además de reducir la diversidad microbiana y las actividades de enzimas clave (Xu et al., 2017).

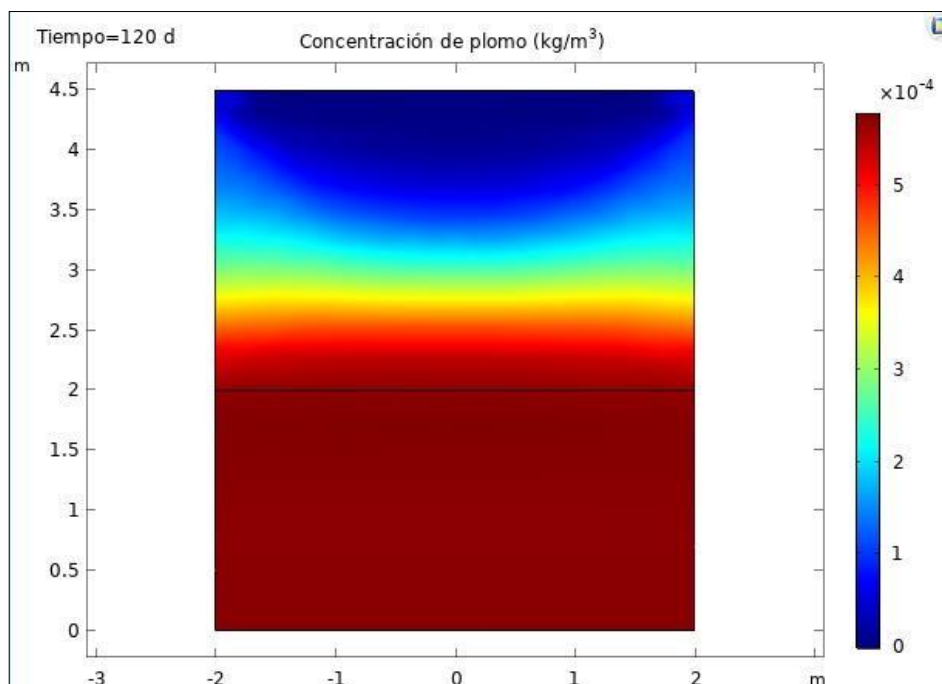


**Figura 27.** Concentración final de cadmio en el reactor UASB



El plomo fue el metal analizado con mayor concentración en el lixiviado con una reducción hasta 0.18mg/L reflejado en la figura 28, y con un porcentaje de eliminación de 68.56%. Este metal a altas concentraciones puede inhibir la actividad de los microorganismos provocando la pérdida de sus funciones (**Braga, Zaiat, Silva, & Feroso, 2017**). Sin embargo, es considerado menos tóxico para el proceso metanogénico en comparación del Cu, Cr, Cd, Zn y Ni (**citado en Kumar, Gogoi, & Mukherjee, 2020**). En concentraciones limitadas el plomo puede actuar como oligoelemento dentro del metabolismo anaerobio (**Kumar et al., 2020**).

**Figura 28.** Concentración final de plomo en el reactor UASB



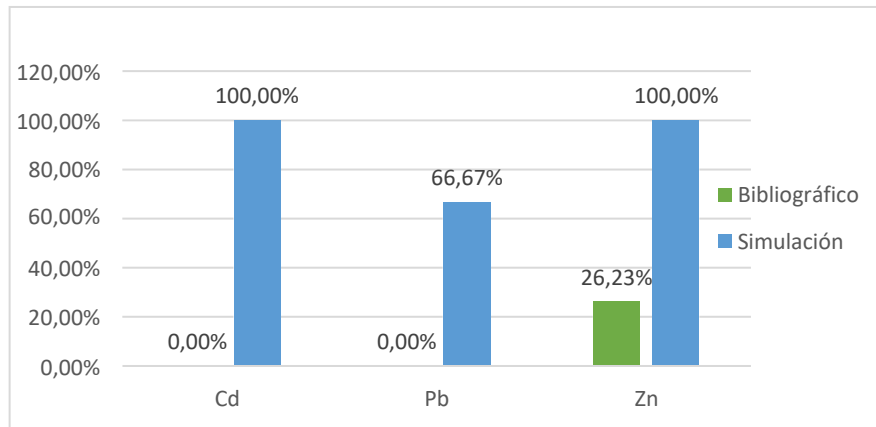
### 3.1.6 Análisis de la reducción de metales pesados en el filtro percolador

Los porcentajes de adsorción de metales pesados en el biofiltro percolador supera el 90% incluso llegando a la disminución total como el caso del cadmio y del zinc (ver tabla 17). Sin embargo, en comparación con los valores experimentales en el caso del plomo y del cadmio no produce ninguna remoción de este contaminante como se observa en la figura 29.

**Tabla 17.** Concentración final de metales pesados en el reactor UASB obtenidos del software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4

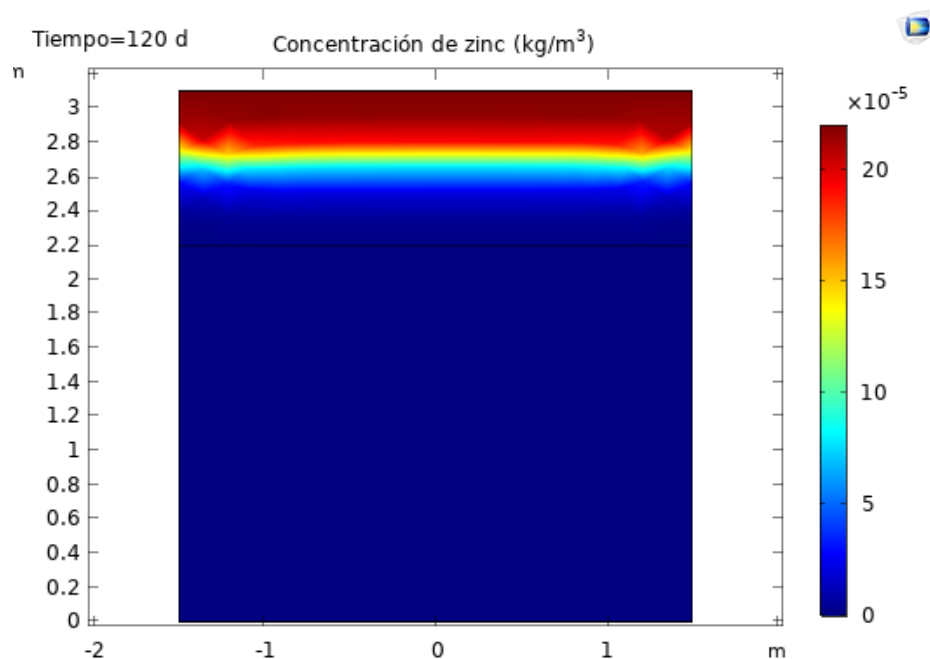
| Materia orgánica | Concentración inicial (mg/l) | Concentración final (mg/l) | Porcentaje de remoción (%) simulación |
|------------------|------------------------------|----------------------------|---------------------------------------|
| <b>Cadmio</b>    | 0.01                         | 0                          | 100%                                  |
| <b>Plomo</b>     | 0.18                         | 0.06                       | 66.67%                                |
| <b>Zinc</b>      | 0.22                         | 0                          | 100%                                  |

**Figura 29.** Porcentaje de remoción de metales pesados en el biofiltro percolador vs la simulación en el software COMSOL MULTIPHYSICS versión 5.4



El zinc en el sistema aerobio es el que tiene mayor capacidad de adsorción pues se elimina en menos tiempo e incluso se elimina totalmente. En esta etapa el zinc fue el único metal que se degradó tanto en el sistema real como en la simulación. En cualquiera de estos casos el zinc se encuentra dentro de límites permitidos tanto en cuerpos agua dulce como en alcantarillado con valores de 5mg/l y 10mg/l respectivamente (TULSMA, 2015).

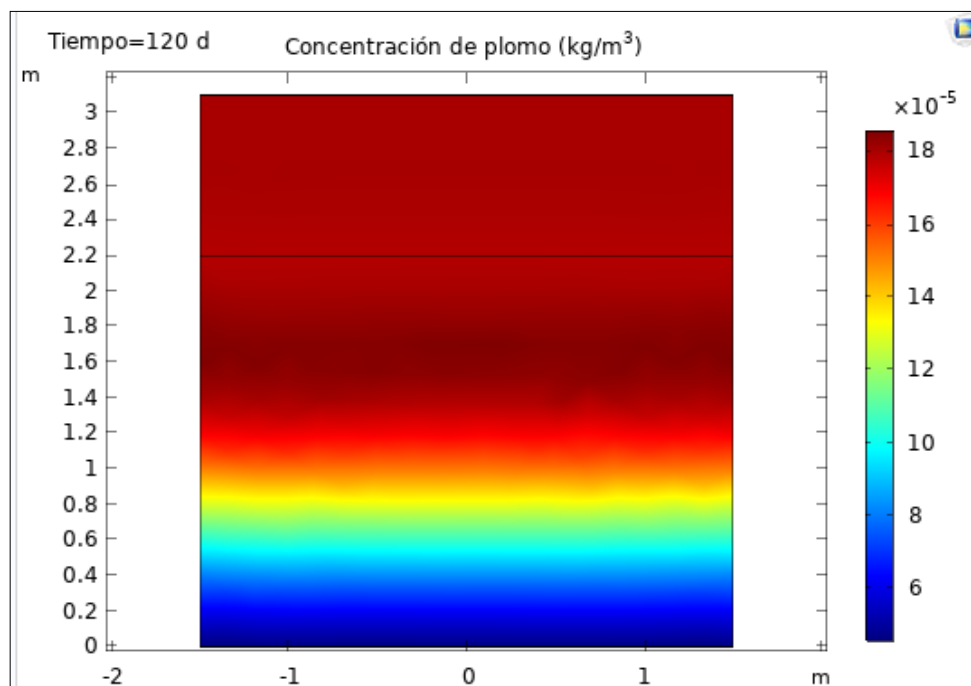
**Figura 30.** Concentración final de zinc en el filtro percolador



El plomo fue el metal con menor capacidad de adsorción con un rendimiento del 66.67% en el biofiltro percolador, con un valor 0.06 mg/l encontrándose dentro de los límites permisibles para descarga a sistemas de agua dulce (0.2 mg/l) y alcantarillado (0.5mg/l) (TULSMA, 2015). No obstante, la concentración en la práctica no disminuyó al contrario se produjo un aumento de 0.2 a 1.8 mg/l estando fuera del límite de descarga y el plomo en altas concentraciones es tóxico para los organismos, pudiendo alterar las vías de oxidación fosforilación, reacciones metabólicas mediante las cuales los organismos aeróbicos sintetizan ATP (Soares, Bianchini, & Cunha, 2020).

El aumento de plomo en el reactor original probablemente se debe a que otros metales inhiban la capacidad de adsorción e incluso desplacen a este metal, Nguyen & Ping (2014) indican que la presencia de metales como el Cu disminuye la capacidad de adsorción de biomasa de Pb en un 25.6 % y la presencia de iones Cd hasta en un 17.9%.

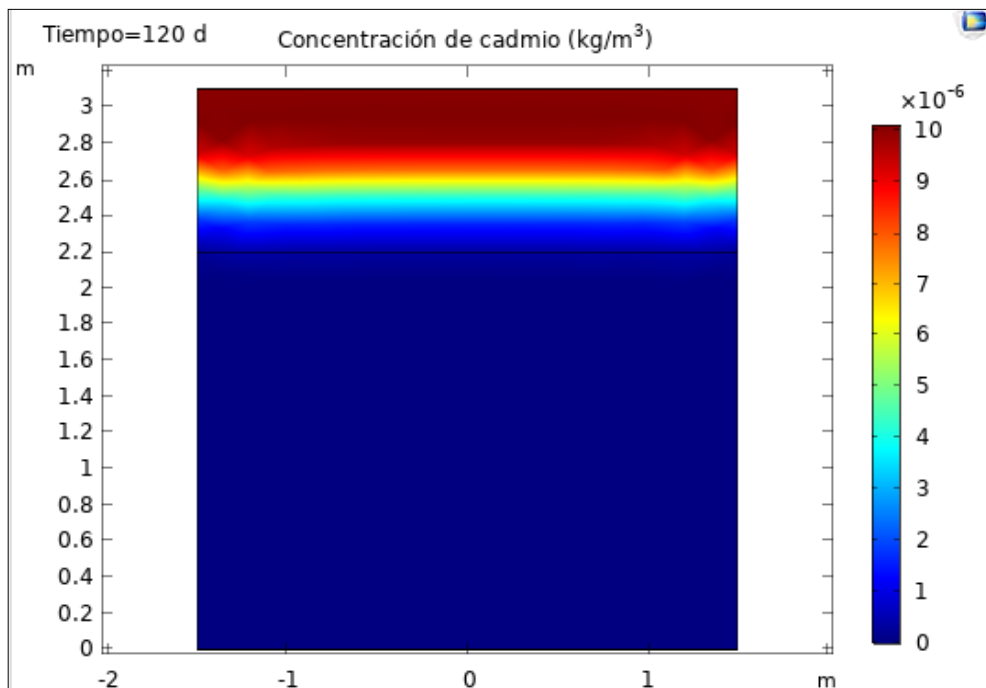
**Figura 31.** Concentración final de plomo en el filtro percolador



El contenido de cadmio tuvo una disminución aparentemente total de este contaminante en el biofiltro percolador como se muestra en la figura 32 por lo que de acuerdo con el **TULSMA (2015)** se encuentra dentro de la normativa 0.02 mg/l tanto en agua dulce como en el sistema de alcantarillado. Sin embargo, este caso es similar al descrito con anterioridad ya que se su concentración en lugar de disminuir aumenta en este tratamiento de 0.0003 a 0.4 mg/l superando el límite permisible.

De acuerdo **Nguyen & Ping (2014)**, el plomo puede inhibir hasta un 75.1% la capacidad de adsorción del Cd y la presencia de Cu hasta 74.4%

**Figura 32.** *Concentración final de cadmio en el filtro percolador*



### **3.2 Verificación de la hipótesis**

$H_0 \neq 0$  Se rechaza la hipótesis nula  $H_a = 0$

Se acepta la hipótesis alternativa y se llega a la conclusión de que el tratamiento biológico anaerobio mediante el reactor UASB y el aeróbico a través del filtro percolador influyen significativamente en la eliminación de contaminantes de los lixiviados generados por el relleno sanitario de la ciudad de Ambato.

## CAPITULO IV

### CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

#### 4.1 Conclusiones

Se logró modelar el biofiltro anaerobio y aerobio con la adaptación de datos de los reactores originales a través de las herramientas de software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4, los modelos son capaces de reproducir los fenómenos más evidentes que ocurren en los reactores como el transporte de especies, la cinética de primer orden para materia orgánica y nutrientes, y el comportamiento de adsorción para metales pesados, procesos importantes para la eliminación de contaminantes.

El software COMSOL MULTHYPHYSICS versión 5.4 simuló exitosamente el tratamiento anaerobio y aerobio que reciben los lixiviados del relleno sanitario de Ambato utilizando la ley de Darcy y físicas que asemejan el comportamiento real que ocurre dentro de estos, consiguiendo la reducción de contaminantes de materia orgánica, nutrientes y metales pesados.

Dado que se desarrolló un modelo sujeto a las mismas las restricciones metodológicas de los reactores biológicos utilizados en la planta de tratamiento de la ciudad de Ambato fue posible comparar los resultados de las simulaciones con los resultados experimentales con respecto a las concentraciones finales de cada contaminante y por ende su porcentaje de eliminación.

El análisis de los resultados muestra que el tratamiento anaerobio mediante el reactor UASB alcanza porcentaje de remoción alrededor de 60% para DBO y DQO, porcentaje similar al reportado experimentalmente.

El tratamiento aerobio real muestra una diferencia significativa con respecto a la simulación, debido a que en la realidad solo se degrada el 9% de la materia orgánica y con el software se obtiene porcentajes de 59.09 % para DBO y 46.34% de DQO, esto debido no considera los efectos tóxicos dentro de la simulación del filtro percolador.

En el reactor anaerobio se produce un aumento en los nutrientes representados por el amonio y fosfato, comportamiento similar al experimental. En el tratamiento con el filtro percolador ocurre lo contrario se produce una reducción en su concentración sin embargo esta es mínima por la limitación de oxígeno manteniendo concentraciones altas de nutrientes igual que el reactor original, discrepando de estudios bibliográficos.

La remoción de metales pesados en la simulación fue hasta de 100% en cadmio y zinc y una reducción de 66.67% para el plomo, no obstante, experimentalmente no se produce una reducción en la concentración de cadmio y plomo, sino se produce un aumento, esto a causa de la competición o inhibición de otros metales.

## **4.2 Recomendaciones**

Iniciar con una geometría sencilla y un modelo laminar para no tener tanto gasto computacional.

Probar si las físicas implementadas en el modelo funcionan en una geometría sencilla y luego continuar añadiendo detalles.

Implementar un sistema de aireación en el filtro percolador con el fin comprobar la limitación de oxígeno.

Simular la última etapa del tratamiento de lixiviados, el proceso físico químico mediante el clarificador para contar con los modelos completos de la planta de tratamiento de lixiviado de la ciudad de Ambato.



## Bibliografía

- Abou, S., Hamdy, O., & El Monayeri, O. (2016). Modeling and simulation of hybrid anaerobic/aerobic wastewater treatment system. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 13(5), 1289-1298. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-0966-7>
- Abyar, H., Younesi, H., Bahramifa, N., Zinatizadeh, A., & Amini, M. (2017). Kinetic evaluation and process analysis of COD and nitrogen removal in bioreactor. 272-281. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2017.06.014>
- Ahemad, M., & Kibret, M. (2013). Recent trends in microbial biosorption of heavy metals: A review. *Biochemistry & Molecular Biology*, 1, 19-26. <https://doi.org/10.12966/bmb.06.02.2013>
- Akgul, D., Aktan, C., Yapsakli, K., & Mertoglu, B. (2013). Treatment of landfill leachate using UASB-MBR-SHARON–Anammox configuration. *Biodegradation*, 24(3), 399-412. <https://doi.org/10.1007/s10532-012-9597-y>
- Artola, A., Martin, M., Balaguer, M., & Rigola, M. (2000). Isotherm Model Analysis for the Adsorption of Cd (II), Cu (II), Ni (II), and Zn (II) on Anaerobically Digested Sludge. *Journal of Colloid and Interface Science*, 232(1), 64-70. <https://doi.org/10.1006/jcis.2000.7186>
- Ayllón, A. (2014). *DETERMINACIÓN DEL TRATAMIENTO PRIMARIO ÓPTIMO DE AGUA DE FLUJO HORIZTONTAL*. Universidad Politécnica de Cataluña.
- Baeten, J., Batstone, D., Schraa, O., Van, M., & Volcke, E. (2019). Modelling anaerobic, aerobic and partial nitrification-anammox granular sludge reactors. *Water Research*, 149, 322-341. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.026>
- Batstone, D., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S., Pavlostathis, S., Rozzi, A., & Vavilin, V. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water Science and Technology*, 45(10), 65-73. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0292>
- Bezirgiannidis, A., Plesia, A., Ntougias, S., & Melidis, P. (2019). Combined chemically enhanced primary sedimentation and biofiltration process for low cost municipal wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 54(12), 1227-1232. <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1633842>

- Bongiorno, D. (2013). *ESTUDO HIDRODINÂMICO COMPUTACIONAL DE REATOR UASB EM ESCALA DE BANCADA COM VALIDAÇÃO EXPERIMENTAL*. UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ.
- Braga, A., Zaiat, M., Silva, G., & Feroso, F. (2017). Metal fractionation in sludge from sewage UASB treatment. *Journal of Environmental Management*, *193*, 98-107. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.070>
- Bressani, T., Almeida, P., Volcke, E., & Chernicharo, C. (2018). Trickling filters following anaerobic sewage treatment: State of the art and perspectives. *Environmental Science: Water Research & Technology*, *4*(11), 1721-1738. <https://doi.org/10.1039/C8EW00330K>
- Cakir, F., & Stenstrom, M. (2005). Greenhouse Gas Production: A Comparison between Aerobic and Anaerobic Wastewater Treatment Technology. *Water research*, *39*, 4197-4203. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.042>
- Campos, J., Crutchik, D., Franchi, Ó., Pavissich, J., Belmonte, M., Mosquera, A., & Val del Río, A. (2019). Nitrogen and Phosphorus Recovery From Anaerobically Pretreated Agro-Food Wastes: A Review. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, *2*.
- Carson, J. (2005). Introduction to Modeling and Simulation. *Proceedings of the Winter Simulation Conference, 2005.*, 16-23. Orlando, USA: IEEE. <https://doi.org/10.1109/WSC.2005.1574235>
- CEPIS/OPS. (2004). *Guía técnica para la clausura y conversión de botaderos de residuos sólidos*. Lima. Recuperado de <http://bvs.minsa.gob.pe/local/MINSA/1650.pdf>
- Chan, Y., Chong, M., Law, C., & Hassell, D. (2009). *A review on anaerobic, aerobic treatment of industrial and municipal wastewater*. 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.06.041>
- Chávez, W. (2011). *Tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario de la Cd. De Chihuahua, Méx.* CENTRO DE INVESTIGACION EN MATERIALES AVANZADOS, Chihuahua.
- Chong, S., Sen, T., Kayaalp, A., & Ang, H. (2012). The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge

- treatment – A State of the art review. *Water Research*, 46(11), 3434-3470.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.066>
- COMSOL. (2018). *Chemical Reaction Engineering Module User's Guide*.  
 Recuperado de <https://doc.comsol.com/5.4/doc/com.comsol.help.chem/ChemicalReactionEngineeringModuleUsersGuide.pdf>
- COMSOL. (2021). *CFD Module User's Guide*. Recuperado 28 de enero de 2022, de <https://doc.comsol.com/6.0/doc/com.comsol.help.cfd/CFDModuleUsersGuide.pdf>
- Cornel, P., Meda, A., & Bieker, S. (2011). Wastewater as a Source of Energy, Nutrients, and Service Water. En *Treatise on Water Science*. Elsevier.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00092-0>
- Curtin, K., Duerre, S., Fitzpatrick, B., & Meyer, P. (2011). *Biological nutrient removal*.  
 Recuperado de <https://www.pca.state.mn.us/sites/default/files/wq-wwtp8-21.pdf>
- Daigger, G., & Boltz, J. (2011). Trickling Filter and Trickling Filter-Suspended Growth Process Design and Operation: A State of the Art Review. *Water Environment Research*, 83(5), 388-404.  
<https://doi.org/10.2175/106143010X12681059117210>
- Desta, M. (2013). *Batch Sorption Experiments: Langmuir and Freundlich Isotherm Studies for the Adsorption of Textile Metal Ions onto Teff Straw (Eragrostis tef) Agricultural Waste*. Recuperado de <https://www.hindawi.com/journals/jther/2013/375830/>
- Díaz, A., Quintal, I., & Pelaez, M. (2016). Determinación de parámetros CINÉTICOS Y operacionales para el diseño de un reactor UASB a escala real. *CIBA Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*, 5(9), 168-185.
- Escaler, I., & Mujeriego, R. (2001). Eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de fangos activados. *Ingeniería del Agua*, 8(1), 67-77. <https://doi.org/10.4995/ia.2001.2860>
- Espinosa, M., López, M., Pellón, A., Fernández, L., Hernández, C., & Bataller, M. (2007). *LIXIVIADOS DE VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS*. Centro de Investigaciones del Ozono, Cuba.

- Félix, D., & Rikeros, D. (2015). *DISEÑO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES GENERADAS EN EL CANTÓN DURÁN*. ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL.
- Fermoso, F., Collins, G., Bartacek, J., & Lens, P. (2008). Zinc deprivation of methanol fed anaerobic granular sludge bioreactors. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 35(6), 543-557. <https://doi.org/10.1007/s10295-008-0315-z>
- Fernández, G., Vázquez, E., & Martínez, P. (2002). *Inhibidores del proceso anaerobio: Compuestos utilizados en porcicultura*.
- Fosso, E. (2019). *Nano and Bio-Based Technologies for Wastewater Treatment: Prediction and Control Tools for the Dispersion of Pollutants in the Environment* (1.<sup>a</sup> ed.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119577119>
- García, F., & Agudelo, R. (2005). *Determinación de la emisión de sustancias tóxicas gaseosas en el relleno sanitario Curva de Rodas de la ciudad de Medellín*. 70-83.
- García, J. (2016). *Simulación numérica del comportamiento térmico de disipadores de calor pasivos para iluminación LED mediante software basado en elementos finitos*. Universidad Politécnica de Valencia.
- Giácoman, G., Frías, J., Hurtado, F., Coronado, V., & Méndez, R. (2003). *Análisis de la hidrodinámica de un reactor de flujo pistón*. 7-19.
- Giraldo, E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: Avances recientes. *Revista de Ingeniería*, (14), 44-55. <https://doi.org/10.16924/riua.v0i14.538>
- Gould, M., & Genetelli, E. (1978). Heavy metal complexation behavior in anaerobically digested sludges. *Water Research*, 12. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(78\)90126-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(78)90126-4)
- Hawari, A., & Mulligan, C. (2006). Biosorption of lead(II), cadmium(II), copper(II) and nickel(II) by anaerobic granular biomass. *Bioresource Technology*, 97(4), 692-700. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.03.033>
- Hmissi, M., Harmand, J., & Shayeb, H. (2016). Hydrodynamic model of an anaerobic reactor. *International Journal of Control Theory and Applications*, 9(38), 213-221.
- Iborra, M., Tejero, J., & Cunill, F. (2013). *Reactores multifásicos*. Recuperado de <http://diposit.ub.edu/dspace/bitstream/2445/33262/1/APUNTES%20RM.pdf>

- INEC. (2019). *Estadística Ambiental Económica en gobiernos autónomos descentralizados municipales*.
- Kumar, M., Gogoi, A., & Mukherjee, S. (2020). Metal removal, partitioning and phase distributions in the wastewater and sludge: Performance evaluation of conventional, upflow anaerobic sludge blanket and downflow hanging sponge treatment systems. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119426>
- Lackner, S., Terada, A., & Smets, B. F. (2008). Heterotrophic activity compromises autotrophic nitrogen removal in membrane-aerated biofilms: Results of a modeling study. *Water Research*, 42. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.025>
- Lee, D., Jeon, C., & Park, J. (2001). Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system. *Water Research*, 35(16), 3968-3976. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00132-4)
- Ling, J., & Chen, S. (2005). Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. *Aquacultural Engineering*, 33. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.12.002>
- Liu, Y., Xu, H., Yang, S., & Tay, J. (2004). A theoretical model for biosorption of cadmium, zinc and copper by aerobic granules based on initial conditions. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 79(9), 982-986. <https://doi.org/10.1002/jctb.1069>
- Logan, B., Hermanowicz, S., & Parker, D. (1987). A Fundamental Model for Trickling Filter Process Design. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 59(12), 1029-1042.
- López, C., Méndez, G., Carrillo, F., & García, H. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño*. Ashland, UNITED STATES: IWA Publishing.
- Lorenzo, Y., & Obaya, M. (2005). *La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I*, 35-48.
- Macciotta, R. (2018). *Darcy's Law*. Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-73568-9\\_79](https://doi.org/10.1007/978-3-319-73568-9_79)

- Manga, H., Martines, A., & Ospino, A. (2001). *DISEÑO DE UN REACTOR DE LECHO FLUIDIZADO PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES EN EL CENTRO DE INVESTIGACI.* 95.
- Martí, N. (2006). *EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA.* 25.
- Martínez, A., Padrón, W., Rodríguez, O. F., Chiquito, O., Escarola, M. A., Hernández, J., ... Martínez, J. (2014). Alternativas actuales del manejo de lixiviados. *Avances en Química*, 12.
- Méndez, R., Castillo, E., Sauri, M., Quintal, C., Giacoman, G., & Jiménez, B. (2009). *COMPARACIÓN DE CUATRO TRATAMIENTOS FISICOQUÍMICOS DE LIXIVIADOS.* 13.
- Mohamed, H., & Hamed, A. (1999). Sugar wastewater treatment with aerated fixed-film biological systems. *Water Science and Technology*, 40(1). [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00400-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00400-X)
- Morillo, F., & Fajardo, E. (2005). *ESTUDIO DE LOS REACTORES UASB PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO LA ESMERALDA.*
- Nguyen, Thi, Nguyen, M., Le, O., Bui, T., & Van, A. (2021). *Kinetics of Organic Biodegradation and Biogas Production in the Pilot-Scale Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) for Piggery Wastewater Treatment.* <https://doi.org/10.1155/2021/6641796>
- Nguyen, Trung, & Ping, N. (2014). *Biosorption of Lead(II), Copper(II) and Cadmium(II) in Single -and Multi-metal Systems by Aerobic Granule Sludge by Fixed-Bed Column and Batch Sorption.* 643-656.
- Pavlostathis, S., & Giraldo, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(5-6), 411-490. <https://doi.org/10.1080/10643389109388424>
- Pellón, A., López, M., & Escobedo, R. (2009). *TECNOLOGÍA PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.* 10.
- Popescu, I. (2014). *Computational Hydraulics: Numerical Methods and Modelling.* London, UNITED KINGDOM: IWA Publishing.

- Rivera, N. (2017). *PROPUESTA METODOLÓGICA PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO DEL DISTRITO METROPOLITANO DE QUITO*. Universidad Central del Ecuador.
- Salman, B., Ibrahim, I., Sulaymon, A., & Mostafa, T. (2014). Biosorption of Heavy Metals: A Review. *Journal of Chemical Science and Technology*, 3, 74-102.
- Sánchez, A. (2016). *INFLUENCIA DEL TIPO Y NIVEL DE MALLADO SOBRE EL VALOR Y LA UBICACIÓN DE LOS PUNTOS CALIENTES DE UN DEVANADO DE UN TRANSFORMADOR DE POTENCIA*. Universidad de Cantabria.
- Sánchez, J., & Sanabria, J. (2009). *Metabolismos microbianos involucrados en procesos avanzados para la remoción de Nitrógeno, una revisión prospectiva*. (1).
- Say, A. (2011). *Manejo de la basura y su clasificación* (Universidad de San Carlos de Guatemala). Universidad de San Carlos de Guatemala. Recuperado de [http://biblioteca.usac.edu.gt/EPS/07/07\\_1989.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/EPS/07/07_1989.pdf)
- Show, K., & Lee, D. (2017). *Anaerobic Treatment Versus Aerobic Treatment*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63665-2.00008-4>
- Soares, B., Bianchini, I., & Cunha, M. (2020). Effect of lead in the aerobic decomposition of *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdecourt. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL CONTAMINATION*, 15, 43-49. <https://doi.org/10.5132/eec.2020.01.06>
- Sokolowski, J., & Banks, C. (2009). *Principles of Modeling and Simulation: A Multidisciplinary Approach*. Hoboken, UNITED STATES: John Wiley & Sons, Incorporated.
- Talalaj, I., Biedka, P., & Bartkowska, I. (2019). Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis. *Environmental Chemistry Letters*, 17(3), 1177-1193. <https://doi.org/10.1007/s10311-019-00860-6>
- Tello, P. (2018). *GESTION-INTEGRAL-DE-RESIDUOS-SOLIDOS-URBANOS-LIBRO-AIDIS.pdf*. Recuperado de <https://aidisnet.org/wp-content/uploads/2019/08/GESTION-INTEGRAL-DE-RESIDUOS-SOLIDOS-URBANOS-LIBRO-AIDIS.pdf>
- Torres, R., & Grau, J. (2007). *Introducción a la mecánica de fluidos y transferencia de calor con COMSOL multiphysics*. Barcelona: Addlink Software Científico.

- Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I., Tolkou, A., & Airoidi, M. (2016). Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. *Sustainability*, 9(1), 9. <https://doi.org/10.3390/su9010009>
- TULSMA. (2015). *Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente*. Registro Oficial Edición Especial 2 de 31-Mar.-2003
- Ullca, J. (2006). *LOS RELLENOS SANITARIOS*. 4, 2-17.
- Vayenas, D., & Lyberatos, G. (1994). A novel model for nitrifying trickling filters. *Water Research*, 28(6), 1275-1284. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90292-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90292-5)
- Veiga, M. (2015). *Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB) (FT-BIO-009)* (p. 13) [Ficha técnica informativa].
- Villacrés, M. (2011). *ESTRUCTURA, IMPLEMENTACIÓN Y PUESTA EN MARCHA DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO AMBATO*. Universidad Técnica de Ambato.
- Wik, T., & Lindeborg, C. (1994). *Modelling the dynamics of a trickling filter for waste water treatment*. 1035-1040 vol.2. <https://doi.org/10.1109/CCA.1994.381371>
- Wilkie, A. (2005). *Anaerobic Digestion: Biology and benefits*. 63-72.
- Xu, Q., Li, X., Ding, R., Wang, D., Liu, Y., Wang, Q., ... Li, H. (2017). Understanding and mitigating the toxicity of cadmium to the anaerobic fermentation of waste activated sludge. *Water Research*, 124, 269-279. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.067>
- Yao, L., Ye, Z., Wang, Z., & Ni, J. (2008). Characteristics of Pb<sup>2+</sup> biosorption with aerobic granular biomass. *Science Bulletin*, 53(6), 948-953. <https://doi.org/10.1007/s11434-008-0103-1>
- Yu, L., Wensel, P., Ma, J., & Chen, S. (2013). Mathematical Modeling in Anaerobic Digestion (AD). *Journal of Bioremediation & Biodegradation*. <https://doi.org/10.4172/2155-6199.S4-003>



## **ANEXOS**