

**FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE DE UNA Y VARIAS FASES EN EL  
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (LIXIVIADO) DE LOS RELLENOS  
SANITARIOS GUAYABAL(CUCUTA)-CORTADA(PAMPLONA)**

**SERGIO ALEXANDER AREVALO GALVIS**

**DEPARTAMENTO DE INGENIERIA CIVIL, QUIMICA Y AMBIENTAL  
FACULTAD DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA  
UNIVERSIDAD DE PAMPLONA  
PAMPLONA, NORTE DE SANTANDER  
2019**

**FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE DE UNA Y VARIAS FASES EN EL  
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LOS RELLENOS SANITARIOS  
GUAYABAL(CUCUTA)-CORTADA(PAMPLONA)**

**SERGIO ALEXANDER AREVALO GALVIS  
1090483138**

**TRABAJO DE GRADO EN LA MODALIDAD DE MONOGRAFÍA, PARA OPTAR EL  
TÍTULO DE  
INGENIERIA AMBIENTAL**

**DIRECTOR  
M.SC. JULIO ISAAC MALDONADO MALDONADO**

**DEPARTAMENTO DE INGENIERIA CIVIL, QUIMICA Y AMBIENTAL  
FACULTAD DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA  
UNIVERSIDAD DE PAMPLONA  
PAMPLONA, NORTE DE SANTANDER  
2019**

## **AGRADECIMIENTOS**

Al profesor Julio Isaac Maldonado Maldonado, director de la monografía por su apoyo, respaldo y confianza, quien con sus aportes sobre el tema fueron de mucha ayuda para su desarrollo.

A todos aquellos profesores que indirectamente me acompañaron para poder lograr culminar esta etapa, brindándome cada uno un pequeño grano de arena con sus conocimientos y ser una persona llena de muchos saberes.

A mis familiares que siempre confiaron y están orgullosos de mí, que compartían mi felicidad demostrándome mi apoyo en cada momento para formarme como una persona profesional.

A los compañeros que me brindaron de buena energía, me apoyaron y alentaron cuando se presentaban dificultades, y me enseñaron a que debo confiar más en mis capacidades.

## DEDICATORIAS

*Primero a Dios por darme la salud, fortaleza espiritual y física para poder permitirme haber llegado a este punto y a quien le debo todo. A mi padre Rubén Arévalo y mi madre Doris Galvis gracias a ellos y su esfuerzo y dedicación lograron darme el apoyo y la confianza, demostrarme que todo es posible siempre y cuando uno se lo proponga. A mi novia Yesica Orjuela siempre estuvo ahí cuando más necesite de unas palabras de ánimo, a mi hermano Javier Arévalo que no está conmigo, pero sé que desde el cielo me da todo el apoyo que necesite a mi hermano Rubén Arévalo por sus consejos y de siempre estar ahí.*

## CONTENIDO

TABLA DE FIGURAS .....	8
TABLAS.....	9
LISTADO DE ILUSTRACIONES.....	10
INTRODUCCIÓN .....	11
OBJETIVOS .....	13
Objetivo general .....	13
Objetivos específicos.....	13
<b>CAPITULO 1</b> .....	14
<b>GENERALIDADES DE LOS TRATAMIENTOS ANAEROBIOS</b> .....	14
<b>1.1 GENERACIONES DE LOS REACTORES ANAEROBIOS</b> .....	16
1.1.1 Reactores primera generación.....	16
1.1.2 Reactores segunda generación.....	16
1.1.2.1 Contacto anaerobio.....	17
1.1.2.2 Filtro anaerobio.....	18
1.2.2.3 Reactor UASB.....	18
1.1.3 Reactores tercera generación .....	19
1.1.3.1 Reactor de lecho fluidizado.....	19
1.1.3.2 Reactor de lecho fijo con flujo descendente.....	20
1.2.3.3 Reactores de fases separadas.....	21
<b>1.3 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS TRATAMIENTOS ANAEROBIOS</b> .....	21
1.3.1 Ventajas .....	21
1.3.2 Desventajas.....	22
<b>1.4 ANTECEDENTES</b> .....	22
1.4.1 Antecedentes nacionales .....	22
1.4.2 Antecedentes a nivel mundial .....	24
<b>1.5 SISTEMAS ANAEROBIOS MICROBIOLÓGICAMENTE</b> .....	25
1.5.1 Desarrollo y aplicación de la digestión anaerobia al tratamiento de residuos	

<b>1.7 PROCESOS METABÓLICOS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA</b> .....	27
<b>1.7.1 Hidrolisis:</b> .....	27
<b>1.7.2 Acidogénesis:</b> .....	27
<b>1.7.3 Acetogénesis:</b> .....	27
<b>1.7.4 Metanogénesis:</b> .....	27
<b>1.8 GRUPOS BACTERIANOS QUE INTERVIENEN EN LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA</b> .....	29
<b>1.9 PRINCIPALES PARÁMETROS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA</b> .....	30
<b>CAPITULO 2</b> .....	31
<b>FILTROS ANAEROBIOS</b> .....	31
<b>2.1.1 Metodología de tratamiento</b> .....	32
<b>2.3 FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (FAFA)</b> .....	33
<b>2.3.1 Definición del proceso</b> .....	34
<b>2.3.2 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL FAFA</b> .....	36
<b>2.3.2.1 Ventajas</b> .....	36
<b>2.3.2.2 Desventajas</b> .....	36
<b>2.4 MEDIO SOPORTE DEL FAFA</b> .....	36
<b>2.5 PARAMETROS Y DISEÑOS DE LOS FAFA</b> .....	38
<b>2.5.1 Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)</b> .....	38
<b>2.5.2 Carga Orgánica Volumétrica (COV)</b> .....	39
<b>2.5.3 Carga Hidráulica Superficial (CHS)</b> .....	40
<b>2.5.4 Volumen del Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente</b> .....	41
<b>2.5.5 Concentración de DBO esperada en el efluente</b> .....	41
<b>2.5.6 Altura del medio de soporte</b> .....	41
<b>2.5.7 Área superficial del filtro anaerobio de flujo ascendente</b> .....	42
<b>CAPITULO 3</b> .....	43
<b>FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE DE DOS FASES (DI-FAFS) Y TRES FASES (TRI-FAFS)</b> .....	43
<b>3.1 DESARROLLO HISTÓRICO</b> .....	43
<b>3.2.1 TRI-FAFS</b> .....	45
<b>3.2.1.1 Diseño Experimental:</b> .....	45

3.2.1.2 Caracterización de los lixiviados: .....	45
3.2.1.3 Actividad Metanogénica Especifica (AME):.....	46
<b>3.3 DIMENSIONAMIENTO</b> .....	46
<b>3.3.1 DI-FAFS</b> .....	46
3.3.1.1 Dimensiones de pretratamiento .....	46
3.3.1.2 Dimensiones de los DI-FAFS .....	46
3.3.1.3 Volumen óptimo de los DI-FAFS.....	51
<b>3.3.2 DIMENSIONES DEL TRI-FAFS</b> .....	52
3.3.2.1 Reactor TRI-FAFS .....	52
3.3.2.1 Volumen óptimo del TRI-FAFS.....	54
<b>3.4.1 DI-FAFS</b> .....	54
<b>3.4.2 TRI-FAFS</b> .....	57
<b>3.5 MONTAJE DI-FAFS Y TRI-FAFS</b> .....	59
<b>3.6 RESULTADOS</b> .....	70
3.6.1 Eficiencias Máximas en los DI-FAFS para las tres temperaturas.....	74
3.6.2 Eficiencias Máximas en los TRI-FAFS en cada Temperaturas de operación.....	77
<b>3.7 DISCUSIÓN</b> .....	80
<b>CONCLUSIONES</b> .....	83
<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	85

## TABLA DE FIGURAS

Figura 1 CONTACTO ANAEROBIO .....	17
Figura 2 FILTRO ANAEROBIO .....	18
Figura 3 REACTOR UASB .....	19
Figura 4 REACTOR DE LECHO FLUIDIZADO.....	20
Figura 5 REACTOR DE LECHO FIJO CON FLUJO DESCENDENTE .....	20
Figura 6 REACTOR DE FASES SEPARADAS .....	21
Figura 7 Esquema de la digestión anaeróbica de materia orgánica compleja .....	28
Figura 8 Grupos bacterianos que intervienen en la digestión anaeróbica .....	29
Figura 9 Parámetros de la digestión anaerobia para agua residual.....	30
Figura 10 Filtro anaerobio (UASB).....	31
Figura 11 Filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) .....	35
Figura 12 Esquema con las dimensiones de los tres reactores DI-FAFS de cada serie....	47
Figura 13 Esquema del montaje de los DI-FAFS .....	51
Figura 14 Esquema con las dimensiones de los tres reactores TRI-FAFS de cada serie..	53
Figura 15 Esquema del montaje de los TRI-FAFS .....	53
Figura 16 Esquema operativo de LOS DI-FAFS .....	56
Figura 17 Esquema operativo de los TRI-FAFS .....	58
Figura 18 Eficiencias máximas Vs Temperatura en los DI-FAFS.....	74
Figura 19 Curva Eficiencias Máximas Vs COV en los DI-FAFS .....	76
Figura 20 Eficiencias máximas en los TRI-FAFS (%) Vs Temperatura (°C).....	78
Figura 21 EFICIENCIAS MÁXIMAS EN LOS TRI-FAFS (%) VS TEMPERATURA (°C) .....	79



## TABLAS

Tabla 1 Dimensiones de las unidades de pretratamiento .....	46
Tabla 2 Dimensiones del DI-FAFS .....	46
Tabla 3 Fases y porcentajes volumétricos de cada serie de los DI-FAFS .....	47
Tabla 4 Relación de volúmenes ARD lixiviados .....	48
Tabla 5 Caracterización de lixiviado relleno sanitario de guayabales .....	49
Tabla 6 Presencia de metales pesados en cinco rellenos sanitarios.....	50
Tabla 7 Caracterización de lodos .....	50
Tabla 8 Valores para ensayo de AME .....	51
Tabla 9 Volumen útil de cada fase y el volumen del inóculo aplicado en cada TRI-FAFS.	52
Tabla 10 Dimensiones, porcentajes volumétricos de las fases 1, 2 y 3 de los TRI-FAFS..	52
Tabla 11 Caracterización de lixiviados relleno sanitario Los Guayabales – Cúcuta.....	71
Tabla 12 Metales pesados en los lixiviados cinco rellenos sanitarios diferentes.....	72
Tabla 13 Caracterización de lixiviados relleno sanitario La Cortada – Pamplona .....	73
Tabla 14 EFICIENCIAS Máximas en los DI-FAFS para las tres temperaturas.....	74
Tabla 15 Eficiencias Máximas en los DI-FAFS y COVs .....	75
Tabla 16 Eficiencias en los DI-FAFS.....	76
Tabla 17 Eficiencias Máximas en los TRI-FAFS en cada Temperaturas de operación .....	77
Tabla 18 Eficiencias Máximas TRI-FAFS en cada COV aplicada .....	78
Tabla 19 Eficiencias en los TRI-FAFS.....	79

## LISTADO DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1.....	59
Ilustración 2.....	59
Ilustración 3.....	60
Ilustración 4.....	60
Ilustración 5.....	61
Ilustración 6.....	61
Ilustración 7.....	62
Ilustración 8.....	62
Ilustración 9.....	63
Ilustración 10.....	64
Ilustración 11.....	64
Ilustración 12.....	65
Ilustración 13.....	65
Ilustración 14.....	66
Ilustración 15.....	66
Ilustración 16.....	67
Ilustración 17.....	67
Ilustración 18.....	68
Ilustración 19.....	68
Ilustración 20.....	68
Ilustración 21.....	69

## INTRODUCCIÓN

Cada vez que hablamos sobre medio ambiente hacemos referencia a los impactos que se están dando en el mundo y a su vez las diferencias que se van demostrando a medida que va avanzando el tiempo. Una de las crisis principales en términos de ambiente la vemos reflejada en la mala calidad de agua, las grandes generaciones de residuos que son arrojados a fuentes hídricas que a su vez también llegan otras corrientes de aguas tanto industriales como residuales que son generadas por el hombre.

La problemática del aumento de la población de hoy en día es que cada vez se contamina más y eso hace que se genere más impacto ambiental con la generación de residuos implicando que al no darle un buen manejo a los factores que están contaminando el ambiente produzcan enfermedades para el ser humano, esto nos mostraría que debemos concientizar más en buscar alternativas, tecnologías que hagan que minimice

Hoy en día han ido avanzando en tecnologías a las cuales pueden dar buen uso al manejo de esas aguas que están siendo contaminadas por esos factores, en ellos se han venido trabajando tratamientos anaerobios y aerobios que puedan dar una mejora en la calidad del agua.

La normativa ambiental pretende limitar la gran cantidad que se genera de materia orgánica a través de industrias por medio de sistemas de alcantarillados a ríos, esto ha hecho que se preste un gran interés al uso de técnicas de control y optimización de plantas de tratamiento de agua residual. Bernard, Hadj-sadok, Dochain, Genovesi, & Steyer , (2008).

Lo principal que debe tratar una planta de tratamiento de agua residual es que los contaminantes orgánicos que se encuentran a la salida sean mínimos, esto se debe a la velocidad con la que se puede manejar una dilución. Mendez Acosta, Campos Delgado, Femat, & Gonzales Alvarez, (2008).

Según Richter G & Mackei J, (1972) Los filtros anaerobios de flujo ascendente (FAFA) se dieron a conocer a la comunidad científica tras tener cincuenta años como unidades de tratamiento primario de residuos líquidos con alta tasa de carga orgánica McCarty, P. L., (1981) y desde que se implementó por primera vez a escala real se han venido diseñando diferentes formas de soporte para la biopelícula adherida, que son empacadas en una

unidad cerrada, donde se realizan procesos metabólicos de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

Estos reactores de cuerpo único o de una sola fase se han venido utilizando y operando generalmente con altos tiempos de retención hidráulica ( $TRH \geq 24$  horas), en procesos de biodegradación de la M. O., donde la mayoría de los investigadores han reportado, en condiciones normales, eficiencias en la remoción de M. O., entre el 50 - 70 % del DBO5 o hasta el 80% del DQO, eficiencias en la que incide de manera directa el tipo de residuo líquido y la biodegradabilidad del mismo.

Investigadores como Duncan, (1976) consiguió eficiencias del 70% de DBO5 tratando las aguas residuales municipales con temperaturas entre 20-25°C, mientras que en Brasil Pawlowsky, (1983) logro que se efectúen remociones anaeróbicas hasta de 80% de DBO5 con  $COV < 4 \text{ kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$ ,  $TRH = 1$  día y temperaturas entre 20 - 25°C.

Desde los años setenta Pohland F. , (1971) con el fin de darle un mejor rendimiento a los FAFAs y aumentar las eficiencias promovio la idea de separar las poblaciones metanogénicas que forman el ácido y el metano en dos o más partes en serie, con el fin de disminuir problemas relacionados con estabilidad y control que se presentan en reactores con un solo proceso de digestión, teóricamente la separación de las etapas encargadas de llevar el proceso de digestión anaerobia (hidrolíticos-acidogénicos, acetogénicos, metanogénicos).

A nivel de laboratorio Ortiz Arce J. M., (1995), implemento un sistema donde lo dividió en dos filtros anaerobios de lecho granular en serie y un tercer filtro único como testigo. Los dos filtros en serie se dividieron en dos fases que son volumétricamente iguales, con el fin de tratar el agua que provenia de mataderos vacunos, hallando que la eficiencia de remoción total (DQO) fueran similares a las del filtro único y en el sistema en serie, del 64% en promedio.

Romero R, (2004) también ha venido recomendando la separación de la fase de hidrólisis y la de formación de ácidos grasos de la fermentación metanogénica a fin de mejorar eficiencias de los FAFAs.

Esta investigación busca mostrar el modelo propuesto de filtro anaerobio de flujo ascendente que se ha venido trabajando de manera frecuente como una técnica de uso para el tratamiento de aguas residuales lo cual busca mejorar eficiencias de remoción de materia orgánica, se lleva a cabo la investigación revisando proyectos sobre el tema donde se han hecho mejoras que cada vez va resultando como una técnica de buena calidad.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo general**

Analizar el tratamiento del filtro anaerobio de flujo ascendente de una o varias fases para el tratamiento de lixiviados obtenidos de los rellenos

### **Objetivos específicos**

- Determinar por medio de una revisión bibliográfica del proceso de filtro anaerobio de flujo ascendente de una o varias fases para el tratamiento de lixiviados.
- Organizar la información actual, novedosa, clara y completa sobre el uso de filtro anaerobio de flujo ascendente en una o varias fases.
- Dar a conocer los aspectos más importantes acerca del filtro anaerobio de flujo ascendente en una o varias fases en el tratamiento de lixiviados, de manera sintética

## **CAPITULO 1**

### **GENERALIDADES DE LOS TRATAMIENTOS ANAEROBIOS**

Los procesos de digestión anaerobia han sido aplicados en residuos con alta concentración de carga orgánica y aguas residuales como por ejemplo plantas de lodos de tratamiento de aguas residuales Donoso, Carballa, Ruiz, & Chamy , (2009); esto implica la de degradación y estabilización de materia orgánica bajo limitaciones anaerobias de microorganismos Chen, Cheng, & Creamer, (2008).

Los procesos de digestión anaerobia son un proceso acelerado de descomposición de materia orgánica en ausencia de oxígeno y de demanda de oxígeno (DQO).

Los procesos anaeróbicos se comenzaron a dar a partir de 1950 cuando se dio con gran impulso, lo cual aumento los estudios y diseños de los sistemas como el filtro anaerobio de flujo ascendente (1960), manto de lodo de flujo ascendente o conocidos también como RAFAS en español o UASB en inglés (1978), reactor de biopelícula inmovilizada (1985), reactor de lecho fluidizado (1985) Van Der Berg, (1986).

La digestión anaerobia se dio como origen en México, donde su primer digester se construyó en 1987. En 1991 se tenía una tasa de evolución de uno a cuatro reactores por año. En 1992 se alcanzó el incremento de reactores a un 400% al construirse 16 reactores, durante los siguientes dos años se mantuvo la tasa de construcción en 10 reactores al año alcanzando un máximo de 19 en 1993. Sin embargo, hubo una disminución abrupta debido a la crisis económica de 1994 (Monroy, Famá, Meraz, Montoya, & Macarie , 2000).

Desde 1996, se han ido recuperando la disponibilidad de entes públicos y privados para resolver las problemáticas ambientales Monroy, Famá, Meraz, Montoya, & Macarie , (2000). En el 2008, existían 130 reactores de flujo ascendente en el país, el estado con mayor cantidad de ellos era Querétaro con 37, seguido de Puebla con 27. Otros estados que cuentan con este sistema de tratamiento son Guanajuato, Jalisco, Tlaxcala, Estado de México, Michoacán, Colima, Morelos, Nayarit y Nuevo León; los últimos cuatro con solo un reactor Conagua, (2008).

Este proceso ha tenido ventajas como la baja generación de lodos, consumo reducido de energía y alta producción de metano. La principal desventaja de la digestión anaerobia es su lentitud Montero , Garcia , Sales, & Solera, (2008). Además, con esta tecnología dos efluentes residuales son producidos: biogás (principalmente metano (CH<sub>4</sub>) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) los cuales, empleados como una fuente de energía, y otro efluente que

podría ser utilizada como un acondicionador de suelos debido a sus propiedades fisicoquímicas Montero , Garcia , Sales, & Solera, (2008).

La digestión anaerobia a través de ciertas reacciones bioquímicas transforma la materia orgánica en un biogás con alto contenido de metano (CH<sub>4</sub>), que sirve como fuente de energía y efluente sólido con unas excelentes características para el suelo Mascad y Zhang, (2010).

La tecnología anaerobia pretende ser una de las tecnologías más prometedoras, considerándola como uno de los procesos más sostenibles en recuperación de recursos y residuos biológicos separados por fuentes domésticas Kujawa-Roeleveld & Zeeman , (2006) Bernstad & Cour Jansen, (2012) Larsen , Udert, & Lienert, (2013), esto incluye agua negra (CBW), agua marrón concentrada (BRW) de inodoros al vacío y residuos de cocina (KW).

El UASB es un tratamiento con concentraciones de sólidos muy bajos y por lo tanto solo se usa para tratar el agua negra concentrada, esto requiere un tiempo mínimo de retención hidráulica (TRH) y un menor volumen del reactor. Un UASB y un ST combinando las dos características de los dos se usa para bio-sustratos con altas concentraciones de sólidos Fan , Wang, Zhang, & Hu, (2017).

El reactor sólido de flujo ascendente (USR), derivado del UASB, tiene una configuración simple sin un separador gas-sólido-líquido y un distribuidor influente, la primera vez que este mecanismo conocido como reactor sólido de flujo ascendente (USR) se introdujo fue para el tratamiento de algas marinas Srivastava, Fannin, Chynoweth, & Frank, (1988), en cuanto al rendimiento del UASB el USR tuvo un mejor tiempo de retención de sólidos y microorganismos lo que esto lleva a una mejor efectividad del rendimiento. También este tratamiento se ha venido trabajando en desechos con mayor contenido de sólidos totales, como por ejemplo en la ganadería Zhou & Yang, (1996), el ensilaje de maíz Mumme, Linke, & Tolle, (2010) y la paja de trigo Pohl, Mumme, Heeg, & Nettmann, (2012).

En 2010 los condados circundantes de Beijín se pueden observar ver como la tecnología USR es la aplicación con mejor apogeo en la parte de reactores de biogás anaerobios Chen , Zhao, Ren , & Wang, (2012) Zhou & Zhou, (2013). Sin embargo, esta tecnología tiene sus desventajas como es la baja eficiencia de biomasa e incrustación Wang et al., (2009).

En la parte de las industrias de carnes frías los procesos anaerobios presentan una gran importancia para el tratamiento de las aguas residuales específicamente en el UAF, no presentan muchas variaciones en los parámetros de PH, temperatura y OLR.

La hidrodinámica de aguas arriba hace que se efectúe un mejor contacto del sustrato y la biomasa por lo que esto hace que haya un mejor funcionamiento con altas cargas orgánicas y con diferencias de sustratos. El funcionamiento del UAF es muy sencillo y estable con la presencia de sustancias tóxicas como grasas, aceites y colorantes, lo cual hace que este sea una opción para tratar aguas residuales en la industria de carnes frías Mittal, (2006); López-López, Vallejo-Rodríguez, & Méndez-Romero, (2010); López & Gasca, (2010); Padilla, Gallardo, & López, (2011); Martínez, y otros, (2014).

En los mataderos a pesar de tener un gran avance en cuanto al manejo de agua residual aún existen problemas de arranque y estabilización del reactor, esto es causado a la alta concentración de compuestos tóxicos presentes en las aguas residuales y a la disminución de nutrientes eso es con respecto a la concentración de carbono y al DQO que se mide.

Es importante que el agua que se está utilizando no tienen nutrientes u oligoelementos esto va afectar el proceso de tratamiento biológico y esto causa que las células microbianas no tengan un crecimiento óptimo y produzcan nuevas células Johns, (1995); Khanal, (2008); Padilla, Gallardo, & López, (2011).

## **1.1 GENERACIONES DE LOS REACTORES ANAEROBIOS**

### **1.1.1 Reactores primera generación**

En la digestión de los sólidos sedimentados en reactores tipos tanque séptico o tanque Imhoff y en lagunas anaerobias. En estos casos, los lodos sedimentados en el fondo del reactor son degradados por procesos anaerobios.

En la digestión anaerobia de los lodos resultantes del tratamiento aerobio (lodos activados, filtros percoladores), para lo cual el uso de estos reactores donde el tiempo de retención celular debe ser igual al tiempo de retención hidráulico, por lo que se debe trabajar con tiempo de retención hidráulico altos mayores a 30 días.

### **1.1.2 Reactores segunda generación**

Como se menciona en lo anterior, los largos tiempos de retención requeridos, así como el contacto inadecuado de la biomasa y el material orgánico esto hacía que los reactores fueran pocos competitivos, en especial para los tratamientos de grandes volúmenes de aguas residuales. Con el fin de resolver esos problemas, algunos grupos de investigadores de diferentes países abordaron el diseño de una nueva generación de reactores (segunda generación), en lo cual se buscó independizar el tiempo de retención



celular del hidráulico y se incorporó elemento que mejoraran el contacto del material orgánico y la biomasa anaerobia presente en el reactor. A fin de evitar la pérdida de biomasa se han probado varias estrategias Letiinga, Hulshoff, Poi, & Zeeman, December (1999); Van den berg, (1984).

### 1.1.2.1 Contacto anaerobio

El aumento de la concentración de biomasa en el reactor mediante la recirculación de los lodos separados en el sedimentador secundario. Este proceso que dio origen a un sistema denominado 'reactor de contacto anaerobio' que es similar a los lodos activados (Figura 1) pero bajo condiciones anaerobias. Ha sido usado en Suiza, Francia, Canadá y Estados Unidos principalmente para el uso de aguas residuales con materia orgánica fácil de degradar como el almidón. Sin embargo, la adherencia de las burbujas de gas a los lodos genera problemas del lodo y la clarificación del agua tratada. Para la mejora de separación de lodo se han usado diversos métodos como la adición de polímeros orgánicos y floculantes inorgánicos, la gasificación y centrifugación, pero en sus resultados no han sido satisfactorios.

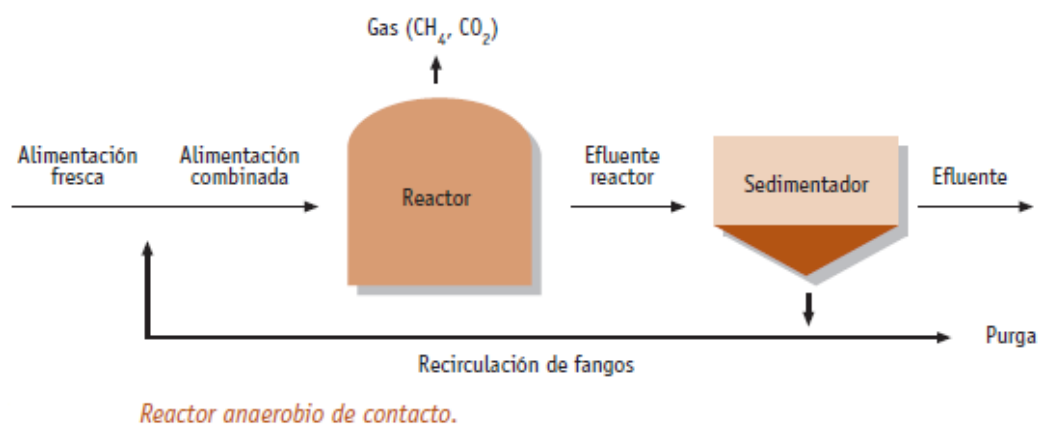


FIGURA 1 CONTACTO ANAEROBIO

Fuente: (Ronald, 2011)

### 1.1.2.2 Filtro anaerobio

Con base de fijar la biomasa a un soporte de material inerte, se buscó desarrollar los filtros anaerobios de flujo ascendente, similares a los filtros percoladores (Figura 2). Estos reactores fueron propuestos por Young & Mccarty, (1969), y en ellos se usó un medio soporte (carbón, grava, plástico, etc.) con una gran área superficial para el desarrollo de una biopelícula anaerobia. Se han empleado para el tratamiento de aguas residuales con bajas cargas orgánicas y material suspendido fácilmente biodegradable. Sin embargo, el principal inconveniente de este sistema ha sido el frecuente taponamiento de reactores, ya sea por sólidos presentes del agua residual o por material como el carbonato de calcio o la biomasa no adherida al soporte.

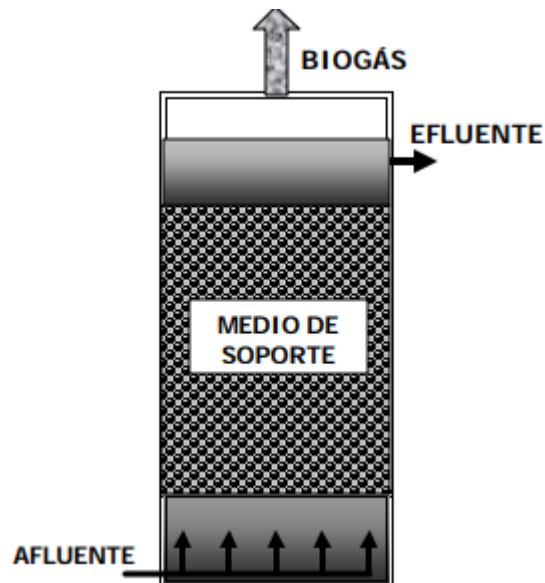


FIGURA 2 FILTRO ANAEROBIO

Fuente: (Espitia , Molina, & Dáz-Báez, 2002) (Lettinga & Van-Haandel, 1994)

### 1.2.2.3 Reactor UASB

Desarrollar un gránulo cuyas características de sedimentación y actividad metanogénica, permitieran que el desarrollo de los grupos bacterianos fuese involucrado en el proceso de degradación anaerobia de materia orgánica. Los lodos con estas características facilitarían la segregación de las fases gaseosa, sólida y líquida, y evitar la pérdida de biomasa del reactor. Como producto de esta estrategia presento el reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente, comúnmente conocido como reactor Up Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) (Figura 3), sistema desarrollado en Holanda por el grupo de Lettinga, G., Van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W., De Zeeuw, W.J., Klapwijk, A., (1980).

En la actualidad, existen más de 1.000 reactores que tratan exitosamente diferentes tipos de aguas residuales agroindustriales, domésticas e industriales en Holanda, Bélgica, Estados Unidos, Brasil y Cuba.

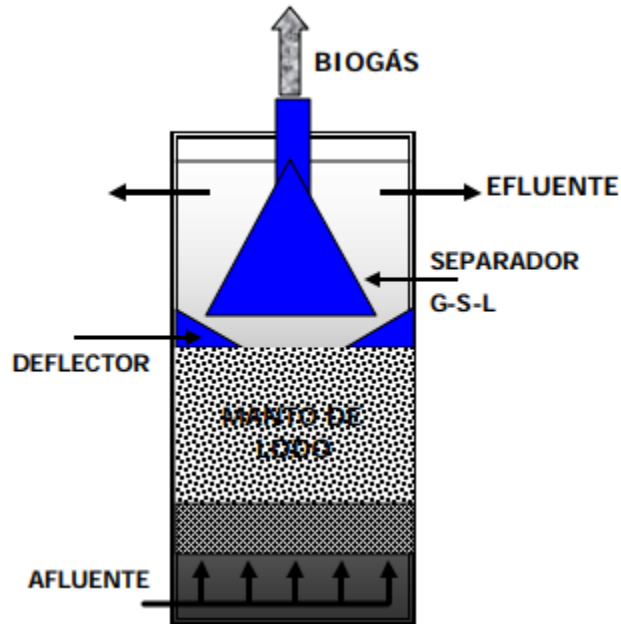


FIGURA 3 REACTOR UASB

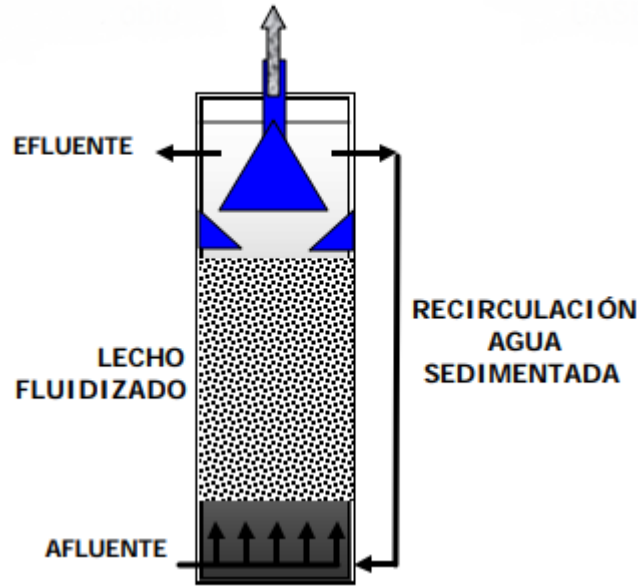
Fuente: (Espitia , Molina, & Dáz-Báez, 2002) (Lettinga & Van-Haandel, 1994)

### 1.1.3 Reactores tercera generación

Con aparición de la tercera generación de reactores anaerobios, se buscó optimizar algunas variables a los procesos, los cuales vemos a continuación:

#### 1.1.3.1 Reactor de lecho fluidizado

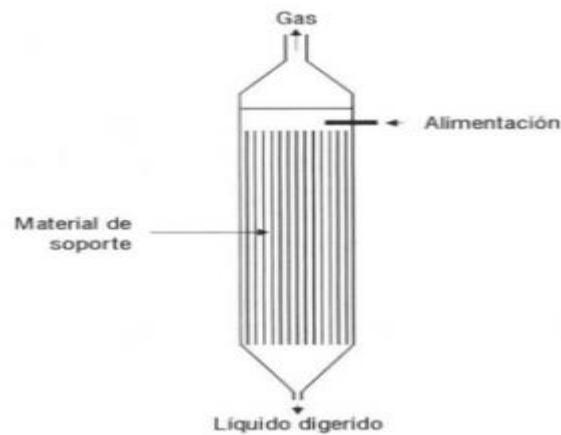
Con el fin de mejorar el contacto del sustrato y la biomasa, esta se adhirió con partículas inertes como la arena con diámetros (0-1-0.3mm), alúmina o plástico, las cuales se expanden ante el flujo rápido del agua residual. Estos reactores se denominaron de lecho fluidizado o expandido, y se han usado en tratamiento de aguas residuales con alta tasa de carga orgánica (Figura 4).



**FIGURA 4 REACTOR DE LECHO FLUIDIZADO**  
**Fuente:** (Espitia , Molina, & Dáz-Báez, 2002) (Van Haandel. & Lettinga, 1994)

### 1.1.3.2 Reactor de lecho fijo con flujo descendente

También, para dar una mejora al contacto entre la biomasa y el sustrato, y evitar los problemas de taponamiento de filtros anaerobios, se desarrolló el reactor de película fijo y flujo descendente, en el cual consistía en adherir la biomasa a la superficie tubular y flujo descendente, en el cual consistía en adherir la biomasa a la superficie tubular y flujo descendente, en el cual consistía en adherir la biomasa a la superficie tubular y flujo descendente (Figura 5). La cantidad de biomasa dependerá del área superficial del soporte, el grosor de la película será controlada por el flujo del agua descendente y la mezcla del residuo se logra por medio del flujo de gas ascendente. Los sólidos suspendidos son eliminados por el efluente evitando problemas de taponamiento. Este sistema se ha usado en tratamientos de agua residual con alta y baja carga orgánica en países como Canadá y Puerto rico.

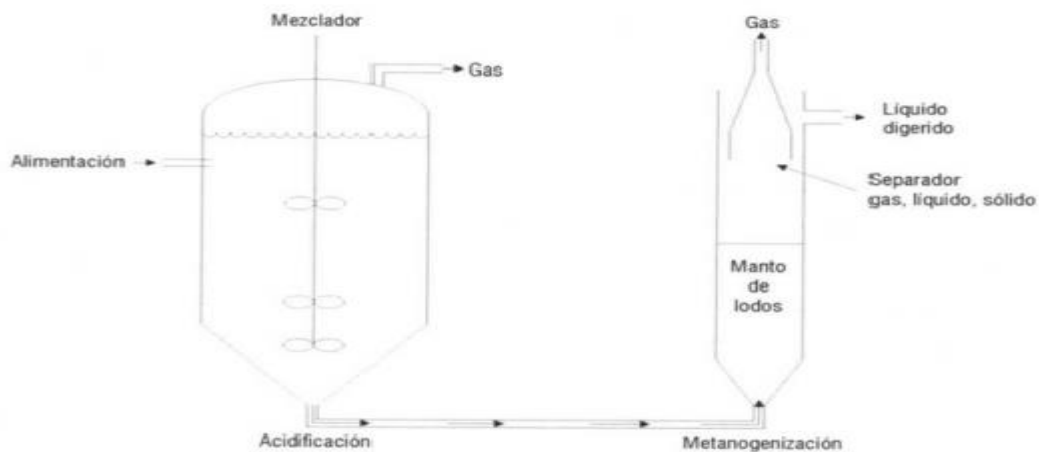


**FIGURA 5 REACTOR DE LECHO FIJO CON FLUJO DESCENDENTE**  
**Fuente:** (Letiinga, Hulshoff, Poi, & Zeeman, December 1999) (Van den berg, 1984)

### 1.2.3.3 Reactores de fases separadas

La separación de la fase metanogénica de las fases de hidrólisis y acidificación permitió un mejor manejo de los principales grupos microbianos involucrados. Este sistema se denominó reactor de fases separadas y se logró disminuir el tiempo de retención hidráulico, lo cual facilitó la operación del sistema y confirió una mayor estabilidad en el proceso (Figura 6).

La separación ha sido exitosa principalmente con aguas residuales parcialmente acidificadas que se operan a bajas temperaturas.



**FIGURA 6 REACTOR DE FASES SEPARADAS**

Fuente: Adoptado de (Letiinga, Hulshoff, Poi, & Zeeman, December 1999) (Van den berg, 1984)

## 1.3 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS TRATAMIENTOS ANAEROBIOS

Los tratamientos anaerobios según Metcalf & Eddy, (2003) como cualquier otro tratamiento también tiene sus ventajas y desventajas:

### 1.3.1 Ventajas

- Menor energía y poca producción de lodos
- Mínima cantidad de nutrientes
- Menor volumen en los reactores
- Producción de metano
- Con aclimatación, se pueden transformar una mayor cantidad de compuestos.

- Rápida respuesta a la adición de sustrato después de largos períodos sin alimentarse.

### **1.3.2 Desventajas**

- No remueve fósforo y nitrógeno
- Periodos largos de arranque
- Las bajas temperaturas provocan sensibilidad en las tasas de reacción
- Potencial de olores y gases corrosivos

## **1.4 ANTECEDENTES**

### **1.4.1 Antecedentes nacionales**

En los años noventa se realizó un trabajo en la Universidad Nacional de Colombia sede de Bogotá con filtros anaeróbicos a escala laboratorio Ortiz Arce J. M., (1995) donde se permitió comparar resultados obtenidos del comportamiento del filtro anaerobio de flujo ascendente en una sola fase con uno de varias fases separadas y con dimensionamiento subjetivo, conformado por dos filtros en serie, con flujo ascendente, (lecho granular de arcilla  $\emptyset = 2.38 - 4.76$  mm, TRH  $\approx 24$  horas y COV = 1.6 kg DQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>), arrancados según recomendaciones por Hulshoff Pol, (1987), logrando remociones del 64%DQO, comprobado que los sólidos suspendidos, orgánicos son retenidos y acumulados en el lecho granular del filtro anaeróbico único, constituyéndose la vía más importante para la reducción de la DQO, por acumulación de M. O. soluble, que al parecer llega a insolubilizarse dentro del reactor por la coagulación de las proteínas de la sangre presente en el agua residual de matadero; mientras que la experimentación con dos filtros en serie permitió conocer además, la mayor parte de la acumulación de sólidos ha ocurrido en el filtro primario, mientras que en el segundo filtro la vía fundamental de la remoción del material orgánico fue la transformación en metano, concluyendo que el uso de filtros en serie para el tratamiento de aguas residuales con alta carga son una opción preferible a la utilización de un filtro de fase única, desde el punto de vista de una operación segura Ortiz Arce J. M., (1995).

Torres; Rodríguez; Uribe, (2003) publicaron una nueva investigación donde se desarrolló en la Universidad del Valle, donde el proceso a tratar fue la extracción de almidón de yuca, residuos líquidos ácidos con alta carga contaminante, mediante tecnologías de filtros anaerobios con tres medios soporte: cáscara de coco, anillos de guadua y lecho mixto compuesto por residuos de ladrillera y cáscara de coco, trabajo que demostró que el medio que permitió las mejores condiciones operacionales y eficiencias de remoción de DQO y SST (70 y 90% respectivamente) fue la cáscara de coco, medio de soporte

muy competitivo en precios y facilidad de acceso comparado con los otros medios evaluados. Aquí se verificó la factibilidad de degradación biológica anaerobia escala de laboratorio mediante un filtro anaerobio y fases separadas, donde los mejores resultados fueron alcanzados con lecho fijo donde se lograron eficiencias en la remoción de DQO alrededor de 90%.

En el año 2007 se inició una nueva investigación en la Universidad de Pamplona, Colombia, Maldonado J., Torregroza O. A. y Camacho G, (2007), trabajaron cinco (5) filtros anaeróbicos de fases separadas (DI-FAFS) con relaciones volumétricas en el sentido del flujo de: 10/90, 20/80, 30/70, 40/60 y 50/50 y concluyeron que las relaciones volumétricas entre la primera y la segunda fases de 10/90 y 20/80 respectivamente eran las mejores opciones para el biotratamiento con bajas cargas volumétricas (5 kg DQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>).

En el año 2015 se realizó un Congreso Nacional de Ciencias Ambientales de la Universidad Tecnológica de Pereira y en el V Seminario Internacional Ambiental de la Universidad de Pamplona 2015, los investigadores de la Universidad Popular del Cesar Zabaleta, Ramírez, & Cortes, (2015) presentaron el trabajo titulado “Evaluación de la eficiencia y la estabilidad de un sistema dos fases tratando aguas residuales provenientes de matadero” en ella se evaluó el comportamiento de la eficiencia de un sistema de dos fases conformado por un acidificador más un reactor UASB a escala laboratorio, para la degradación biológica de las aguas residuales del matadero de la empresa COOLE SAR S.A (Colombia), donde se aclimató el lodo y luego se adaptó al reactor y al acidificador, para posteriormente operar el sistema de dos fases (acidificador y UASB); monitoreando el pH, la temperatura, alcalinidad, AGV, SST, SSV y DQO para evaluar la estabilidad y la remoción de carga orgánica en el sistema operando con TRH entre 3 y 36 horas, logrando remociones desde el 21,52% hasta de 96,37%, demostrando que el sistema de dos fases es eficiente para tratar esta agua residual de mataderos.

También en el V Seminario Internacional Ambiental 2015 investigadores de la Universidad de Pamplona, Maldonado J. I., Rodríguez J.A. y Cajiao A. M., (2017) presentaron avances de la investigación titulada “Tratamiento de lixiviados en filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases” donde trabajaron con filtros en la primera fase con alturas proporcionales del 20, 50 y 80% de la altura total del filtro y en la fase secundaria con altura complementarias del 80, 50 y 20% respectivamente, alimentados con lixiviados tipo 3 (Intermedio), con concentraciones intermedias y pH > 8, operados con tres cargas orgánicas volumétricas (COV) y tres temperaturas de 20, 27 y 34°C y tiempos de retención hidráulico de 18 ± 0,5 horas, donde se comprobó en los DI-FAFS que a temperaturas ≥ 27°C se pueden lograr eficiencias ≥ 70 %, con volúmenes de las primeras fases entre el 20 y 30% y en las fases secundaria con volúmenes entre el 70 y

el 80%, obteniendo una eficiencia máxima del 72.86%DQO total con temperatura de 34°C, confirmando la viabilidad de los filtros de fases separadas.

Maldondo, (2019) realizó una investigación sobre los modelos. Esta investigación aporta al conocimiento dos (2) modelos matemáticos híbridos propuestos, uno para el diseño de filtros de flujo ascendente anaeróbicos separados en dos fases (DI-FAFS) y otro para el diseño de los filtros de flujo ascendente anaeróbicos separados en tres fases (TRI-FAFS), basados en: la ecuación Streeter – Phelps derivadas de un balance de masa en condiciones no estacionarias  $dS/dt = 0$  y advectivas  $dS/dZ \neq 0$ .

#### **1.4.2 Antecedentes a nivel mundial**

En la investigación realizada en Brasil donde el tema a tratar titulado “Evaluación del tratamiento de manipueira en biodigestores de fase acidogénica y metanogénica” adelantada en la Universidad Estatal Paulista de Brasil, se trataron aguas residuales de una planta procesadora de harina de yuca en un biodigestor anaeróbico de dos fases; la fase acidogénica fue en batch, mientras que la fase metanogénica se realizó en un reactor de lecho fijo anaerobio con flujo ascendente de alimentación continua con dimensionamiento subjetivo, aplicaron COV entre 0.33 - 8.48 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, logrando obtener la más alta producción de metano (80.9%) cuando aplicó una baja COV (0.33 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) y la más baja producción de metano (56.8%) cuando aplicó alta COV (8.48 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>), mientras que la mayor tasa de reducción de DQO (88.89%) se obtuvo cuando se aplicó COV en la entrada del reactor acidogénico de 2.25g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> y la menor, del 54,95 cuando se aplicó una COV de 8.48 g DQO L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> Barana & Cereda, (2000).

Se observó los datos presentados, y se comprobó que la biodigestión anaeróbica puede realizarse, para la producción de CH<sub>4</sub> (energía) o para la reducción de la carga orgánica y que el fin se logra en función de la COV aplicada, que debe calcularse según el propósito, planteando la posibilidad de manejar biodigestores anaerobios de dos fases y se sugirió realizar más estudios para lograr digestores anaeróbico más eficientes.

En el año 2004 se realizó en Cuba una investigación titulado “Tratamiento de efluentes de la producción de leche de soya en un filtro anaerobio a flujo pistón” donde se demostró la viabilidad de utilizar un filtro anaeróbico de tres columnas (o fases) en serie rellenos con anillos “raschig” de cerámica la primera, y con anillos “pall” plástico las restantes. Al permitir el libre descenso de la temperatura interior con variaciones al menos de 5°C, construidos cada fase con dimensiones asumidas subjetivamente en función de la experiencia de los investigadores, sin la utilización de criterios específicos de diseño, pero ensayados con COV desde 0.66 hasta 7.88 kg DQO m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> para el reactor a pistón formado por dos columnas.



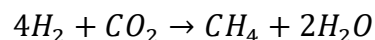
Posteriormente se aplicaron COV desde 6.34 hasta 11.31 kg DQO m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> cuando el reactor estuvo construido por tres (3) columnas, obteniendo altas eficiencias en la biodegradación y remoción de sustratos orgánicos (70 - 95.7% DQO) sin recirculación, confirmando la efectividad técnica de éste biotratamiento de aguas residuales en sistemas anaerobios de tres fases, operando con TRH entre 0.33 – 1,7 días y con muy baja producción de lodos y mininos requerimientos de energía externa; confirmando para reactores a flujo pistón de tres etapas, la efectividad de la tecnología anaeróbica como tratamiento primario para los residuales generados en la producción de leche de soya Guerrero, Nieves y Rivera, (2004).

Es importante decir filtros anaeróbicos que se trabajaron en fases separadas se dividieron volumétricamente y de manera subjetiva en medios o tercios, o en “batch” la primera fase y un reactor completo diferente en la segunda, pero en ninguno de los casos se determinaron parámetros de diseños, pero si presentaron la viabilidad de usos de filtros anaerobios en fases separadas.

De acuerdo con lo que ya antes dicho, surgió ésta investigación orientada en principio hacia el estudio y conocimiento de los volúmenes y remoción de M. O. , empleando filtros anaerobios de flujo ascendente separados en dos fases (DI-FAFS) y tres fases (TRI-FAFS), pretendiendo comprobar la hipótesis de que los reactores anaeróbicos mejoran la eficiencia por encima de los reportes conocidos en reactores de fases separadas controladas, con el propósito de orientarnos hacia criterios específicos de diseño de reactores económicos, eficientes y seguros que beneficie al medio ambiente y de la humanidad en general.

## **1.5 SISTEMAS ANAEROBIOS MICROBIOLÓGICAMENTE**

A finales del siglo XIX, Popoff, Van Sensus y Omelianski se realizó una producción detallada del metano McCarty, (1982). Estos investigadores establecieron que la metanogénesis es un rompimiento polimérico como la celulosa, dependiente de la temperatura. Sin embargo, hasta ese momento no era claro si las bacterias que producían metano eran óptimas para usar los polímeros directamente, o la producción de este gas era el producto de la utilización de moléculas más simples que se producen por el rompimiento de polímeros por otros microorganismos. En estudios Omelianski que durante la fermentación metánica de celulosa se producía hidrogeno, ácido acético y ácido butírico, para que se formara el metano de acuerdo con la siguiente ecuación:



Las observaciones de Béchamp, y resultados que obtuvo Omelianski, permitió que Sohngen llevo una serie de experimentos en los cuales se estudió la producción de metano a partir de sustratos formados por el acetato, el butirato y el etanol y una mezcla de  $H_2/CO_2$  similar a la que se obtuvo durante la descomposición anaerobia de la celulosa McCarty, (1982). El resultado se pudo concluir que los sustratos son compuestos intermediarios que se generaron durante el proceso de fermentación metanogénica de la celulosa. Aunque se hizo observaciones microscópicas de algunas especies de microorganismos que actualmente se reconoce como metanogénicas, los investigadores nunca pudieron aislarlos y colocarlos en una forma pura en el laboratorio.

En 1936, Barker anuncio su primer aislamiento en cultivo puro de un metanógeno al que Melhanobacilis omelianskii; y mostro los resultados de los primero estudios bioquímicos con este microorganismo. Señalando la capacidad de esta bacteria para oxidar el etanol al acetato, y se basó en la teoría de la reducción del dióxido de carbono que se desarrolló por Van Niel en 1934 Barker, (1956).

### **1.5.1 Desarrollo y aplicación de la digestión anaerobia al tratamiento de residuos**

La primera aplicación documentada del tratamiento anaerobio de aguas residuales domesticas fue descrita por Mouras al final del siglo XIX en Francia. El tratamiento se llevó a cabo en una cámara cerrada herméticamente, en la cual los sólidos sedimentados se degradaban anaeróbicamente McCarty, (1982).

En la última década del siglo XIX y comienzos del siglo XX, en Inglaterra, Alemania, India y Estados Unidos se desarrolló varios sistemas conocidos: Tanque séptico inventado por Inglaterra por Cameron y el tanque Imhoff en Alemania. En estos dos tratamientos los sólidos que se presentan se decantan para que se degraden de forma anaeróbicamente en el fondo del reactor. Estos tratamientos de solidos fueron aplicados entre las dos guerras mundiales; en Alemania se usó el tanque Imhoff para una población de doce millones de habitantes Van Haandel. & Lettinga, (1994).

Debido a que la baja remoción de materia orgánica, así como a largos periodos de tiempo requeridos en los sistemas anaerobios, a partir del año 1945 empiezan el uso masivo de sistemas anaerobios especialmente, lodos activados y filtros percoladores. La alta eficiencia de estos sistemas de remoción en cuanto a materia orgánica  $DB_0(90-95\%)$ , es comparada con la que se obtuvo de procesos anaerobios (30-50) % hacia en los últimos años poco competitivo. En la actualidad, se reconoce que un factor de la baja eficiencia en estos sistemas es relacionado al pobre contacto de la masa bacteriana presente y el material suspendido y disuelto del agua residual Van Haandel. & Lettinga, (1994).

Por lo cual la razón de la gran parte del material disuelto o hidrolizado no se podía usar y era descargado al efluente del sistema. A partir de la década de los 70 fue plenamente reconocida la importancia que se le dio al contacto del lodo y el sustrato, lo cual permitió un nuevo desarrollo de configuraciones de reactores y demostró que estos procesos pueden alcanzar eficiencias de remoción comparables con la de sistemas aerobios. En términos generales, se pueden ver a lo largo de tres generaciones de reactores anaerobios, los cuales se ha caracterizado porque en cada generación se fue buscando reducir el tiempo de retención hidráulico y mejorar el contacto del lodo y sustrato, lo cual significa menores volúmenes de reactores, costos más bajos, sistemas más estables y fáciles de operar.

## **1.7 PROCESOS METABÓLICOS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA**

### **1.7.1 Hidrolisis:**

Compuestos como lo son los carbohidratos, proteínas y lípidos que son de un alto peso moléculas son fraccionados en un peso molecular menos como lo son los azúcares, aminoácidos, alcoholes y péptidos por acción de exoenzimas de bacterias fermentativas Zehnder & Hughes, (1982) Zinder, (1984).

### **1.7.2 Acidogénesis:**

Los compuestos que se generaron en la primera fase es asimilado por bacterias que son transformadas en ácidos orgánicos saturados: acético, propiónico y butírico. En esta fase se da la producción del hidrogeno lo que hace que esta presencia influya en el producto final, el piruvato que a presiones mayores de  $10^{-3}$  at es obtenido por el ácido acético que a su vez otros ácidos también por altas presiones dan como resultado la formación del propiónico, butirato, etanol y lactato por presencia de lípidos, aunque la concentración del hidrogeno sea mínima Zinder, (1984).

### **1.7.3 Acetogénesis:**

La participación las bacterias anaerobias tanto productoras como consumidoras de hidrogeno las cuales por medio de la oxidación de ácidos grasos volátiles y alcoholes hasta ácido acético e hidrogeno y precursores del metano. Permiten que la acción sintropica permanezcan a presiones inferiores a  $10^{-3}$  at sin causar auto autoinhibición Bryant, (1979) Zehnder & Hughes, (1982).

### **1.7.4 Metanogénesis:**

Esta etapa se da lo más principal donde se remueve la mayor parte de materia orgánica, esto permitiendo que la energía que va quedando se recupere en forma de metano.

Las transformaciones que se dan en esta fase donde dadas por dos clases de bacterias anaerobias estrictas: metanogénicas, acetoclásticas o productoras de metano a partir de ácido acético y metanogénicas, hidrogenoclasticas o productoras de metano a partir de hidrógeno y dióxido de carbono. Los residuos orgánicos que se produjeron se transforman en metano y una mínima fracción biodegradable da lugar a nuevas células.

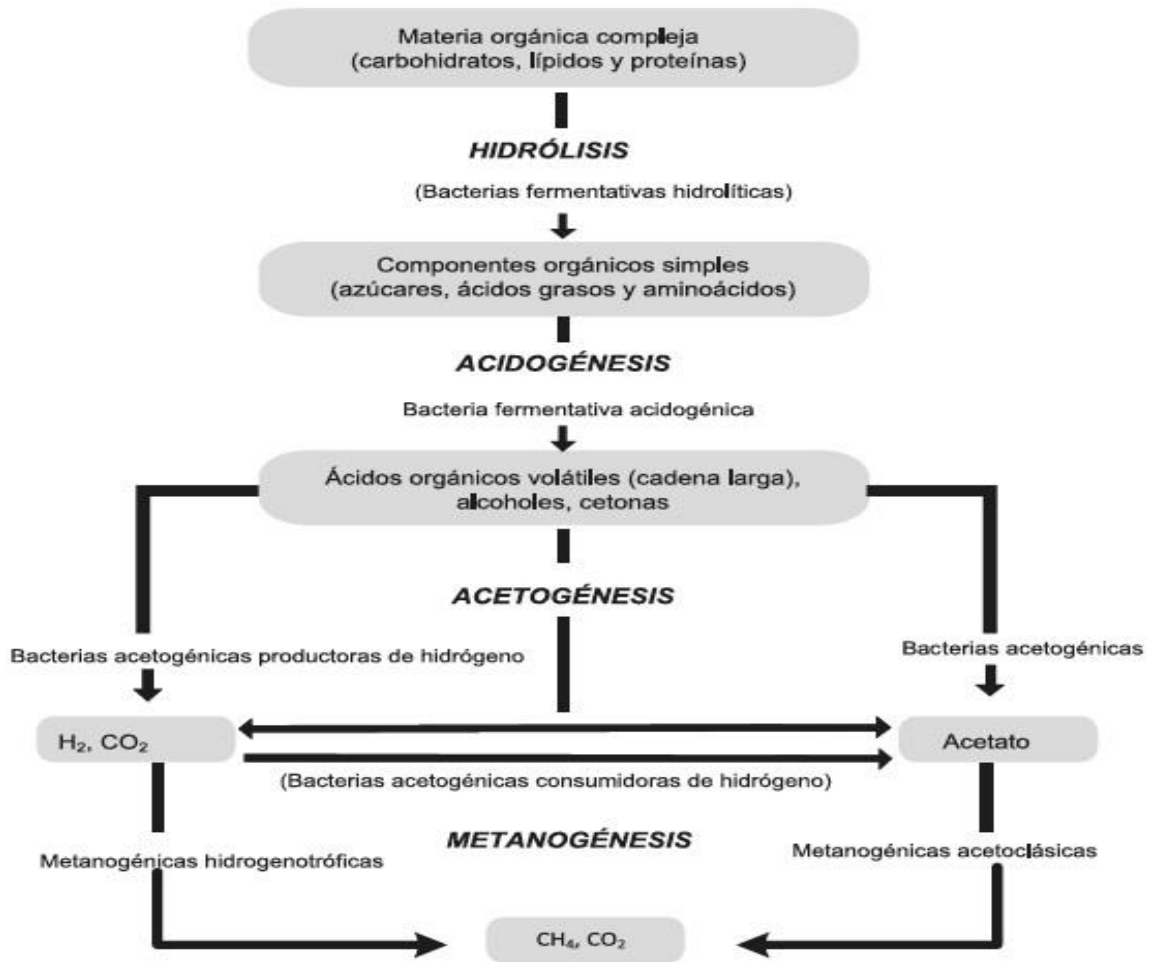


FIGURA 7 ESQUEMA DE LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE MATERIA ORGÁNICA COMPLEJA

Fuente: (Moraes , Zaiat , & Bonomi, 2015)

## 1.8 GRUPOS BACTERIANOS QUE INTERVIENEN EN LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA

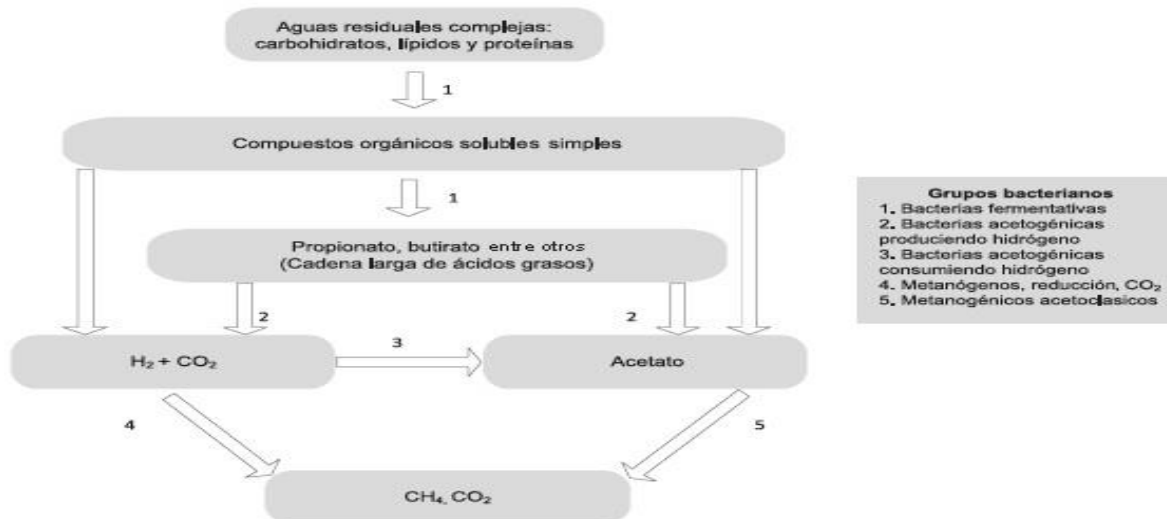


FIGURA 8 GRUPOS BACTERIANOS QUE INTERVIENEN EN LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA

Fuente: (Bouallagui , Touhami , Ben Cheikh, & Ha, 2005)

La comprensión de las interacciones complejas de microorganismos involucrados en la D.A es de interés para mejorar los procesos de control Maspolim, Zhou , Chenghong , & Xiao, (2015).

De acuerdo al sustrato utilizado, los microorganismos se pueden clasificar en autótrofos y heterótrofos. Los heterótrofos utilizan la materia orgánica como fuente de energía y de carbono para la síntesis de nuevos microorganismos, mientras que los autótrofos oxidan compuestos inorgánicos para la obtención de energía utilizando el CO<sub>2</sub> como fuente carbonada Real , (2007).

La conversión anaerobia de complejos orgánicos en dióxido de carbono y metano requiere de la actividad coordinada de diferentes grupos tróficos de poblaciones bacterianas. Tradicionalmente la degradación anaeróbica ha sido considerada como un proceso que acepta la existencia de tres grandes grupos bacterianos: las bacterias formadoras de ácidos (ó acidogénicas), las formadoras de acetatos (o acetogénicas) y finalmente las formadoras de metano (o metanogénicas).

## 1.9 PRINCIPALES PARÁMETROS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

Tipo de reactor	Agua residual	Temperatura (°C)	pH	TRH (días)	OLR (Kg DQO m <sup>-3</sup> día <sup>-1</sup> )	% DQO	Duración (días)	Referencia
Híbrido	Lactosuero	12-20	7-8	1	0,5-1,3	70-80	500	McHugh et al., 2006
LIASB	Lactosuero	-	-	2-3	-	95-97	-	Erguder et al. 2001
Flujo ascendente	Subproductos cárnicos	35	7,4-7,5	25	1,8	-	175	Luste, 2010
LIASFF	Subproductos de aceite de palma	38	7,2	6	5,79	98,6	-	Zinatizadeh et al, 2006
Filtro	Vinerías	19-27	-	2	4,13	85	70	Qing, 2006
Filtro/LIASB	Café	20	6,7	1	1,89	77,2	40	Bello 1998
LIASB	Lechada de papa	37	7-8	26	1,5	92	100	Parawira 2006
CSTR	Frutas y vegetales	35	7,2-7,8	19	3,07	67	118	Lin 2010
ASBR	Cerveza	55	7,4	26	3,23	88,9	35	Zupanbib
Membrana	Lactosuero	37	6,5	4	-	98,5	-	Saddoud et al, 2007
Membrana	Cerveza	30	6,9	3	1,2	99	-	Tomes et al, 2011
Membrana	Aceite de oliva	35	6,5-7,8	0,5	-	95	-	Stamatelatou et al, 2009

FIGURA 9 PARÁMETROS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA PARA AGUA RESIDUAL

FUENTE: (MORAES, ZAIAT, & BONOMI, 2015)

## CAPITULO 2

### FILTROS ANAEROBIOS

Sus estudios fueron impulsados por Young y McCarty desde 1969 Young & McCarty, (1969). Estos reactores de contacto cuya función es la retención de biomasa alcanzado un tiempo alto de retención de sólidos TRS y a su vez bajos tiempos de retención hidráulica TRH. El diseño de su interior se puede dar de diferentes materiales: piedra, plástico, cerámica, carbón, madera u otros materiales Wilkie & Collerman, (1984). Su tamaño afecta la función del filtro ya que la biomasa aumenta su adherencia en los soportes de la superficie formando la biopelícula Toung & Dahab, (1982). Esto hace que los microorganismos que se alimentan de la materia orgánica presente en el agua residual disminuya la concentración de contaminación. El flujo que los reactores pueden tratar se da de forma ascendente y descendente; El tratamiento de este sistema hace que soporte cambios arduos en las concentraciones de carga orgánica y presenten bajas producciones de sólidos biológicos Anderson, Donnetly, & McKeown, (1982) Braun & Huss, (1982) De Galvis, & Rubio, (1989) Pawlowky, (1983).

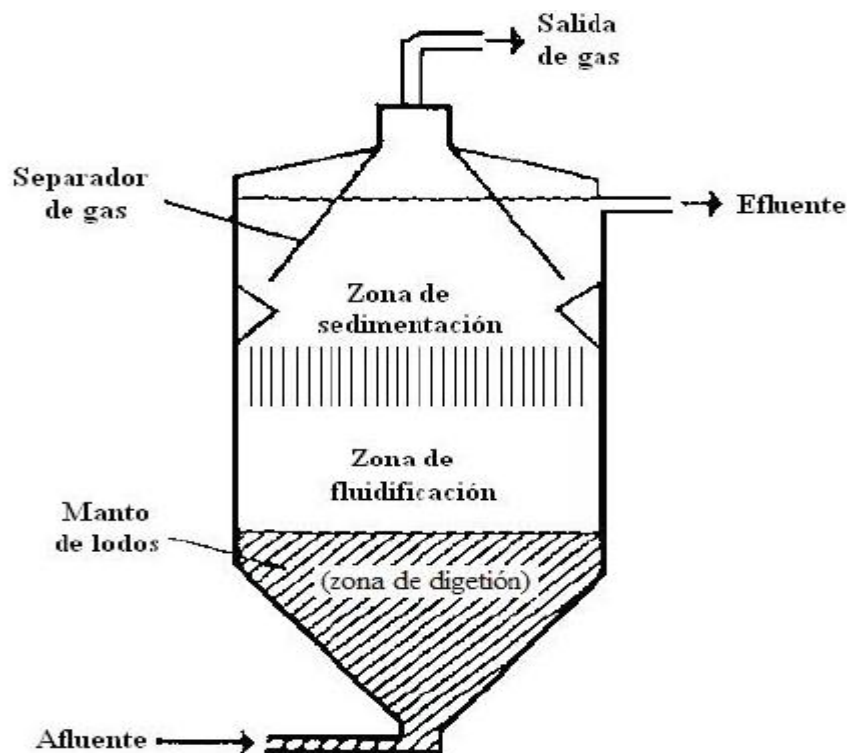


FIGURA 10 FILTRO ANAEROBIO (UASB)

Fuente: (Van Haandel y Lettinga, 1994)

## **2.1 INVESTIGACIONES DESARROLLADAS**

Según Rittman y McLarty y Williamson y McCarty Ellos revelaron que el aprovechamiento del sustrato por biopelículas y grandes formaciones de flocs están formadas principalmente por la difusión del sustrato en la capa de sólidos biológicos, dando lugar a un gradiente de concentración de biopelícula en tal forma que esta concentración del sustrato que entra en contacto con ella es menor que la del líquido. El gradiente depende, además de la difusividad del sustrato, su densidad de biomasa activa, espesor de la biopelícula y de su naturaleza y concentración del sustrato líquido Rittman & McCarty, (1978) Williamson & McCarty, (1976).

### **2.1.1 Metodología de tratamiento**

Estudios realizados por filtración anaerobia se han efectuado en reactores con volúmenes desde 500 ml y en estudios de laboratorios en  $m^3$  en montajes a gran escala, en su mayoría el material que se usaba era el plástico que permitía adherirse mejor a la parte rugosa Braun & Huss, (1982) De Galvis, & Rubio, (1989) Pawlowky, (1983) Tofiño & Plazas, (1987).

Para que el sistema de filtración se coloque en marcha debe tener una fuente de microorganismos o inóculo que ellos son los que se deben adaptar a un residuo particular. Esto se debe a que los microorganismos tienen una gran variedad de características que hace que se usen varias muestras mixtas entre los microorganismos y esto hace que se aclimaten al residuo tratado; estas poblaciones de microorganismos se extraen de diferentes fuentes como son el agua residual doméstica, la sobrenadante de estiércol de bovino, o algunos otros residuos que son extraídos de tratamientos anaerobios que se encuentran en uso Borie, (1986) Rittman & McCarty, (1978) Tofiño & Plazas, (1987) Wilkie & Collerman, (1984).

Los sistemas de filtros anaerobios (FA) (también llamados sistema de película fija o de lecho fijo) han sido utilizados en el tratamiento de vinazas Rivera, González, Castro, Guerrero, & Nieves, (2002). Los filtros anaerobios se caracterizan porque la biomasa bacteriana se encuentra una parte inmovilizada al reactor biológico, y la otra parte en suspensión entre los dos espacios vacíos.

Esto ayuda a que exista una alta actividad bacteriana del volumen del reactor, proporcionando una mayor reducción de DQO para bajos tiempos de retención hidráulicos (TRH). El flujo del afluente es de forma vertical, actuando de forma ascendente o descendente, así el material del relleno actúa como un separador de gas



que recoge la parte superior que proporciona zonas de reposo para la sedimentación de los sólidos en suspensión. El afluente pasa a través de los soportes y de los microorganismos anaerobios, creando una fina capa de biopelícula Baez-Smith, (2006).

Estudios como el de Ramos (1998) y Osorio (1994) demuestran que según estudios con aros de guadua con medio de soporte de un sistema de flujo ascendente representa una buena alternativa para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de Pereira, sin embargo, debido a la composición de estos y a las eficiencias normalmente alcanzadas por este tipo de sistema de tratamiento, aún se requiere de un tratamiento complementario para mejorar la calidad del vertimiento final Chavarro , Garces, Guerrero , & Salas, (2006).

### **2.3 FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (FAFA)**

El filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) es un sistema de tratamiento de aguas residuales con biopelícula fija para la remoción de materia orgánica en condiciones anaerobias. Se usó en México es incipiente; sin embargo, en otros países que cuentan con un clima más templado han demostrado su eficiencia, principalmente cuando se unen con tratamientos biológicos. La filtración de las aguas residuales tiene origen en Salford, Inglaterra en 1893 Stanley, (1938), donde se emplearon filtros de escurrimiento por gravedad para depurar aguas residuales. El filtro de escurrimiento se generalizó hasta llegar a ser un método de tratamiento biológico normal cuya aplicación era el diseño y operación de filtros rociadores. Fue hasta el año de 1940 Babbitt & Baumann , (1977), cuando se empezó a experimentar con filtros anaerobios.

En la filtración de aguas residuales, los compuestos que conformaron la materia orgánica, sufrieron cambios de transformación en sustancias más estables que llegan a una oxidación completa, cuya intensidad dependía del grado de su filtración cuya intensidad depende del grado de la filtración, es decir, la forma, tamaño y acomodo de las partículas que forman el medio filtrante y tiempo de residencia hidráulica dentro del filtro. Las partículas más gruesas, son separadas por efecto mecánico, donde el éxito de la filtración depende de la vida microbiana que se desarrolla sobre la superficie del material filtrante Babbitt & Baumann , (1977).

Tal como se da en otros países es recomendable usar materiales de la región como medio de soporte; por ejemplo, en la planta de tratamiento del Barrio da Graminha, en el municipio de Limeira, Brasil Camargo & Nour, (2001), se usó anillos de bambú de 3.5 a 4.0 cm de diámetro. En esa planta conformada por una criba estática, dos FAFAs con volumen aproximado de 750 L cada uno son construidos en acero inoxidable, se obtiene una remoción de DQO de entre 60 y 80 por ciento.

Los procesos anaerobios para el tratamiento de aguas residuales presentan diferentes ventajas y desventajas, por lo que su diseño debe ser el resultado de un análisis técnico-económico riguroso. Los procesos de biopelícula fija en condiciones anaerobias abren un campo de oportunidad para optimizar el consumo de energía, sin sacrificar la eficiencia de los procesos, e incluso permite, bajo condiciones específicas, el aprovechamiento del biogás.

### **2.3.1 Definición del proceso**

Los reactores anaerobios de crecimiento adherido con flujo ascendente se diferencian entre sí por el tipo de empaque que se usa y por el grado de expansión en la cama o lecho. En el reactor de cama empacada con flujo ascendente (Figura 11) el empaque se encuentra fijo y el flujo del agua residual por donde asciende que son los espacios intersticiales entre el empaque y el crecimiento de la biomasa. Generalmente no se da la recirculación del efluente, excepto cuando se trata de agua residual con alta concentración. El primer proceso de empacado fue con roca, actualmente se utiliza una variedad de empaques sintéticos.

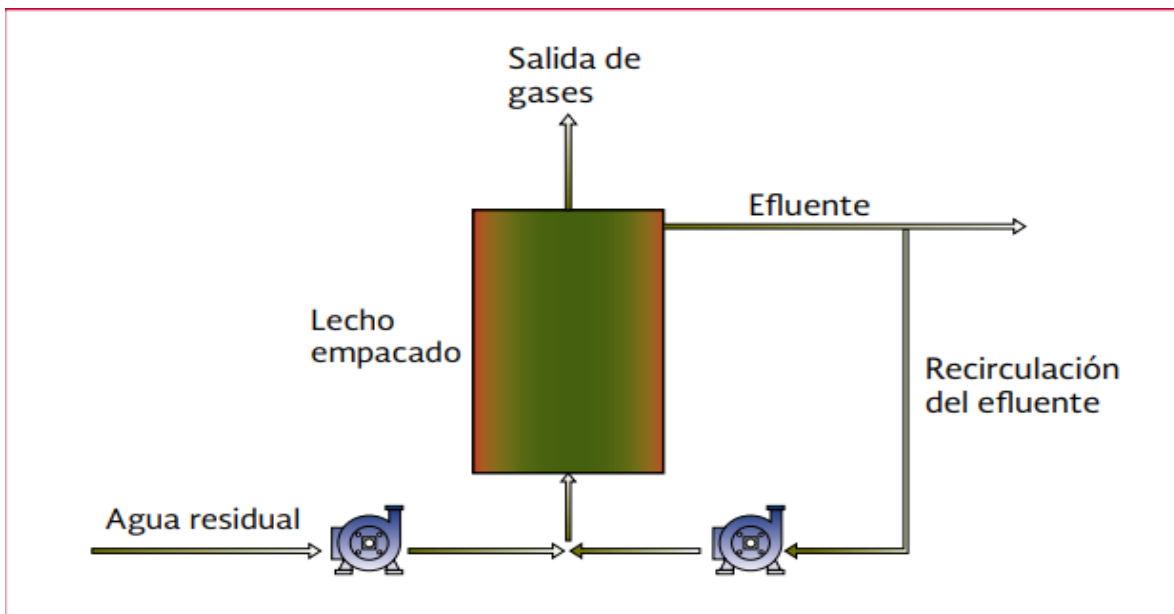
Tanto el filtro anaerobio como el rociador son procesos de óxido-reducción que se dan por medio de microorganismos que se encuentran adheridos a una superficie sólida; su diferencia es hidráulica, ya que el efluente en el FAFA es alimentado por la parte inferior del reactor y opera inundado. Aunque los filtros anaerobios pueden ser usados como principal unidad de tratamiento, suelen usarse como unidad de postratamiento (pulimento).

La principal limitación de los filtros anaerobios es el riesgo de obstrucción de la cama (taponamiento de los intersticios) y el relativo volumen debido al espacio que ocupa el material inerte empacado. Los filtros anaerobios de lecho empacado de flujo ascendente a gran escala se dan de la forma de tanques cilíndricos o rectangulares, con diámetros que van de 2 a 8 metros y una altura de 3 a 13 metros. El material de empaque es muy profundo o por su diseño híbrido, solo el 50 a 70 por ciento de la altura útil del reactor.

Los materiales de empaque que son usados comúnmente son: el plástico corrugado, los módulos tubulares similares a los que se dan en los procesos aerobios, y los anillos plásticos. El área superficial específica del promedio de empaque de  $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ; de acuerdo con lo que se obtuvo de la investigación, no se observa mejoras en cuanto al rendimiento a densidades de empacado más altas. Para el tratamiento de aguas residuales domésticas, se usan empaques tubulares, que la temperatura de operación es de  $37 \text{ }^\circ\text{C}$  y cargas orgánicas volumétricas (COV) de  $0.2 - 0.7 \text{ kg}/\text{m}^3 \text{ d}$ , con TRH de entre

25 y 37 días, sin recirculación y con una remoción de 90 a 96 por ciento de DQO Metcalf & Eddy, (2003).

Se utilizan velocidades bajas en el flujo ascendente para la prevención de lavado de biomasa. Con el tiempo usado en operación los sólidos y biomasa que se acumula en el empaque causan taponamiento y corto circuito. En este punto los sólidos deberán ser removidos por lavado y drenado del empaque. Las ventajas que se dan en el filtro anaerobio de flujo ascendente son: poder tratar altas cargas de DQO, volúmenes que sean pequeños y una operación ms simple. Las principales limitaciones son el costo del material de empaque, problemas de operación y mantenimiento también la acumulación de sólidos.



**FIGURA 11 FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (FAFA)**

**Fuente:** (Eckenfelder, 1989)

## **2.3.2 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL FAFA**

### **2.3.2.1 Ventajas**

- Pueden producir energía por medio del biogás, el cual puede emplearse para calentar el reactor
- El exceso de gas metano puede emplearse como gas combustible
- Son un sistema compacto con bajos requerimientos de terreno
- Costos de construcción y de operación bajos
- Baja producción de lodos
- Bajo consumo de energía (el requerido en casos de bombeo del afluente)
- Se pueden alcanzar eficiencias de remoción de DQO y DBO de entre 65 y 75 por ciento
- Alta concentración de sólidos suspendidos en el lodo
- Buenas características de desaguado del lodo

### **2.3.2.2 Desventajas**

- Requiere un seguimiento estricto del programa de mantenimiento ya que la identificación de inconvenientes se dificulta al ser un sistema cerrado
- Las líneas de condensación del gas causan mayores problemas de mantenimiento
- Baja tolerancia del sistema a la carga de tóxicos
- El arranque y la estabilización del sistema son lentos (el tiempo de arranque puede disminuirse a 2-3 semanas, cuando se inocula 4 por ciento del volumen del reactor)
- El efluente requiere postratamiento.

## **2.4 MEDIO SOPORTE DEL FAFA**

La principal función de un filtro anaerobio es la alimentación del agua residual la que entra por la unidad del fondo y la deja salir por la parte superior, es decir que el material relleno se encuentra totalmente sumergido en el agua residual y por eso no se encuentra por dentro del sistema donde se mantiene con las condiciones óptimas requeridas. El propósito del medio de empaque es ser depósito de la biopelícula que se forma en la superficie que retiene sólidos dentro del reactor o en los intersticios o debajo de éste.

Se ha indicado Flores Torres, (2006) que el medio filtrante y de soporte adecuado y deben satisfacer las siguientes condiciones:

- \*Adecuada adherencia, esto facilita la formación y fijación de la biopelícula.
- \*Área superficial específica elevada para que permita adherir grandes cantidades biopelícula.
- \*Muy buena porosidad del medio empacado con alta área libre disponible para la acumulación de bacterias y reducir la posibilidad de atascamiento.
- \*Resistencia baja al paso del flujo de agua residual lo que garantiza bajas pérdidas en el sistema y flujo uniforme.
- \*Buena estabilidad química y biológica para que no presente reacciones entre el medio filtrante y los microorganismos y no aporte contaminantes al flujo.
- \*Alta durabilidad asociada a la resistencia mecánica, a la presión y la abrasión.
- \*Capacidad para atrapar sólidos suspendidos lo que mejora la eficiencia.
- \*Baja relación entre el peso específico del material con respecto al del agua, para evitar que la carga sobre la estructura sea excesiva.
- \*Bajo costo y de fácil adquisición, esto hace el diseño técnico económicamente factible.
- \*Fácil fabricación y transporte a bajos costos.

Al día de hoy existen medios soportes que cumplen con todas las características que se mencionaron anteriormente, en donde los materiales muestran ciertas ventajas y desventajas.

El atascamiento del medio de soporte ha sido una de las principales preocupaciones de diseñadores y usuarios de los FAFAS, problema que es muy frecuente en los filtros anaerobios de flujo ascendente que usan como material de empaque piedra y piedra triturada. Los filtros más modernos usan materiales plásticos como medio de empaque y éstos no reportan problemas de taponamiento, utilizando una superficie específica baja ( $100 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ ).

En general se utilizan diversos tipos de materiales como medios de empaque en reactores biológicos, como grava y piedra de río o rellenos sintéticos incluyendo cuarzo, bloques de cerámica, ostras y caparzones de mejillones, piedra caliza, anillos de plástico, cilindros huecos, blocks modulares de PVC, granito, pelotas de polietileno, bambú, etc. Pinto, J., (1995) y Chernicharo de Lemos C. A., (1997) menciona que otra

alternativa de empaque para filtros anaerobios que es la escoria de carbón proveniente de los hornos.

Los tamaños a escala real que se han obtenido del filtro varían entre 2.5 y 7.5 cm, con tamaño uniforme que va desde la parte superior hasta el fondo, con una capa de 15 cm de material más grueso, inmediatamente por encima de los drenes subterráneos. Un material más fino en el cuerpo del lecho puede ocasionar obstrucciones, y un material más grueso puede arrojar un efluente de peor calidad.

El material poroso del soporte es una parte muy importante en cuanto a la adsorción y adhesión de los microorganismos. El material que presente grandes espacios vacíos esto permitirá una mejor adhesión microbiana aún bajo las condiciones de “biomasa escasa”, mientras el fluido fuera del material de soporte se mueve a gran velocidad Cohen, Y., (2001).

La acumulación de biomasa ocurre cuando el tamaño de poro se encuentra entre una a cinco veces el tamaño de la bacteria, la colonización de los materiales porosos depende del tamaño de los poros, el grado de adherencia depende del diámetro, siendo óptimo en un diámetro de poro de 0.4 mm; en un soporte con esas características la biomasa metanogénica se retiene mecánicamente, más que electrostáticamente.

En estudios realizados por Ojeda y Buitrón (2001) experimentaron diversas velocidades de colonización en diferentes materiales de soporte, como polietileno, polietileno de baja densidad, tygon, poliuretano, poliestireno, tezontle, la piedra pómez etc., siendo el tezontle el que tuvo la mayor velocidad de colonización. Flores Torres, (2006). Un soporte inorgánico es resistente al ataque microbiano, exhibe alta termo estabilidad y tiene buenas propiedades de flujo, Cohen, Y., (2001).

Otro parámetro importante es la rugosidad del medio, ya que afecta el funcionamiento del reactor, proveen más sitio para la adhesión de biopelícula y los reactores que usan estos medios lisos son más inestables causando fácil desprendimiento de la biopelícula, mientras que medios de soporte rugosos producen biopelículas más estables y mejoran la retención de sólidos Mendoza-Espinoza & Stephenson, (1999).

## **2.5 PARAMETROS Y DISEÑOS DE LOS FAFA**

### **2.5.1 Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)**

Es el tiempo promedio que tarda un fluido en recorrer el volumen de un reactor desde la entrada hasta salida o tiempo de permanencia del líquido dentro del mismo durante el cual es sometido a tratamiento, parámetro íntimamente relacionado de manera directa con la eficiencia del proceso de biodegradación.

Un reactor con un alto TRH trata un volumen menor de agua residual al día, pero obtiene una mayor eficiencia en el tratamiento del fluido y del proceso, e inversamente proporcional con la calidad de efluente, porque son tratados altos volúmenes, pero las calidades y eficiencias resultan ser bajas, así que es necesario calcular el TRH que permita realizar todas las reacciones necesarias para que el proceso de biodegradación de la M. O. se realice según las condiciones exigidas legalmente. Se calcula por la siguiente ecuación:

$$TRH = V/Q$$

Dónde: TRH = Tiempo de retención hidráulica (d)

V = Volumen del filtro anaerobio (m<sup>3</sup>)

Q = Caudal en el afluente (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>)

Diferentes estudios realizados en un FAFA de una sola fase aplicando TRH entre 12 y 96 horas: entre 20 – 96 horas Young J. C. & Yang B. S., (1989), TRH de 24 horas Droste R. L., (1996), entre 24-48 horas Metcalf y Eddy, Inc., (1998) y finalmente se mencionan procesos anaerobios empacados operando con TRH entre 12- 96 horas Malina J.F. & Pohland F.G., (1992), entre otros.

En Colombia los FAFA se diseñan con tiempo de retención hidráulica que dependen de la concentración orgánica del residuo líquido a tratar y está reglamentado por ley RAS, (2000) con tiempo máximo de 12 horas, tiempo operativo con el que no se logran buenas eficiencias especialmente en afluentes con concentraciones medias mayores a 1000 mg L<sup>-1</sup> DBO5, y en reactores funcionando con bajas temperatura.

### **2.5.2 Carga Orgánica Volumétrica (COV)**

Se ha establecido que, para un FAFA, la COV se refiere a la carga de la M. O. aplicada por unidad de volumen del filtro ó medio empacado y se calcula mediante la ecuación Chernicharo de Lemos C. , (2007):

$$COV = (Q * S_o)/V$$

Dónde:  $COV$  = Carga orgánica volumétrica, en  $\text{kg DQO}$  (ó  $\text{DBO}_5$ )  $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$

$Q$  = Caudal, en  $\text{m}^3\text{d}^{-1}$

$S_o$  = Concentración total de  $\text{DQO}$  ó  $\text{DBO}_5$  en el afluente, en  $\text{mg L}^{-1}$ .

$V$  = Volumen ocupado por el medio empacado, en  $\text{m}^3$

El volumen del reactor ( $V$ ) se puede determinar despejándolo de la ecuación anterior, quedando la siguiente expresión:

$$V = (Q * S_o) / COV$$

Se menciona que estudios realizados en filtros anaerobios Chernicharo de Lemos C. , (2007) se han obtenido buenos resultados aplicando  $COV$  entre  $0.25 - 0.75 \text{ kg DBO m}^{-3}\text{-d}^{-1}$  (tomando en cuenta el volumen del filtro empacado), sin embargo se ha dado reportes de  $COV$  entre  $1.0 - 4.0 \text{ kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  Metcalf y Eddy, Inc., (1998), otros investigadores han reportado:  $COV$  entre  $1.0 - 6.0 \text{ kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  Tchobanoglous & Schroeder, (1985), también  $COV$  entre  $9.0 - 15 \text{ kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  De Zeeuw W. , (1986);  $COV$   $5 - 30 \text{ kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  WPCF, (1971), mientras que se mencionan procesos anaerobios con lechos empacados que han utilizado  $COV$  mayores a  $16 \text{ kg DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  Malina J.F. & Pohland F.G., (1992) operando con un TRH de entre 12 y 96 horas.

### 2.5.3 Carga Hidráulica Superficial (CHS)

Se refiere al volumen del agua residual aplicada diariamente por unidad de superficie (área) del medio empacado del filtro y para la determinación se utiliza:

$$CHS = Q/A$$

Dónde:  $CHS$  = Carga hidráulica superficial, en  $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$

$Q$  = Caudal ( $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ ).

$A$  = Área superficial del medio empacado ( $\text{m}^2$ )

Es un parámetro poco utilizable para diseño y reportes de estudios realizados en filtros anaerobios empacados, sin embargo, los FAFAs empacados con piedras, operados para mejorar los efluentes de tanques sépticos y de reactores anaerobios de flujo ascendente (UASB), se han utilizado cargas hidráulicas entre  $6$  y  $15 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$  Chernicharo de Lemos C. , (2007).



#### 2.5.4 Volumen del Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente

El volumen de un reactor se determina con:

$$V = Q * TRH$$

Dónde: TRH = Tiempo de retención hidráulica (d)

V = Volumen del filtro anaerobio (m<sup>3</sup>)

Q = Caudal en el afluente (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>).

#### 2.5.5 Concentración de DBO esperada en el efluente

La concentración estimada de DBO en el efluente del FAFA de fase única se determina con la ecuación 6:

$$DBO_{ef} = (S_o - E * S_o) / S_o * 100$$

Dónde: DBO<sub>ef</sub> = Concentración total de DBO en el efluente (mg L<sup>-1</sup>)

S<sub>o</sub> = Concentración total de DBO en el afluente, (mg L<sup>-1</sup>)

E = Remoción de M. O. (%)

#### 2.5.6 Altura del medio de soporte

El flujo entra al lecho poroso por el fondo del mismo y debe ser distribuido radialmente en forma uniforme, para este fin el FAFA debe tener un “difusor” en el fondo del lecho, al cual llega el flujo mediante un tubo o ducto, instalado dentro o fuera del cuerpo de la unidad.

Se recomienda que los FAFAs después del distribuidor de flujo estén cargados en su totalidad con elementos de fijación de la biopelícula o medio de soporte, salvo el 15% superior de la profundidad total, porque esta zona superior sirve para homogeneizar el efluente evitando los canales preferenciales de flujo.

En los FAFAs con diámetros  $\varnothing \leq 1.50$  m no hay ningún elemento colector en la superficie de esta zona para conducir el efluente a la salida, pero en unidades de diámetro mayor de 1.5 m, se recomienda instalar un canal recolector de bordes aserrados por vertederos triangulares a nivel de la superficie y en sentido diametral, para conducir uniformemente el efluente al orificio de salida.

Como medio de soporte para la biopelícula en los FAFAs se recomienda piedra: triturada angulosa, o redonda (grava); sin finos, de diámetros entre 4 cm y 7 cm.; también puede utilizarse carbón mineral, ladrillo y en casos muy específicos anillos de plástico, bioanillos colocados al azar Romero R., (2004).

Se han determinado en los FAFAs convencionales de una sola fase alturas medias en el lecho filtrante de 1.2 m cuando traten aguas residuales con concentraciones menores de  $2000 \text{ mg L}^{-1}$  DQO; pero cuando se tratan aguas residuales con concentraciones mayores de  $2000 \text{ mg L}^{-1}$  deben usarse alturas mínimo de 2.0 m, mientras que Young J. C. & Yang B. S., (1989) hicieron referencia a alturas empacada entre 3-12 m para FAFAs de alta tasa.

### **2.5.7 Área superficial del filtro anaerobio de flujo ascendente**

Una vez asumida la altura del FAFa y el diámetro, se determina el área del reactor, que puede ser circular, cuadrado o rectangular y se calcula el volumen del filtro anaerobio.

### **CAPITULO 3**

## **FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE DE DOS FASES (DI-FAFS) Y TRES FASES (TRI-FAFS)**

### **3.1 DESARROLLO HISTÓRICO**

Hay muchas experiencias del tratamiento anaerobio y aerobio por medio de escala laboratorio y a escala piloto. El tratamiento anaerobio es el más usado por el reactor UASB que es el que se han obtenido muy buenos resultados Álvarez & Suárez, (2006).

Los filtros anaeróbicos de flujo ascendente tiene más de 47 años de antigüedad éstos reactores han recibido poca atención en Colombia, básicamente por problemas operativos, como generación de olores asociada a la acidificación, taponamiento por sólidos y/o material orgánico y baja velocidad para romper los productos de cadena larga (Hidrólisis), que riñe con la alta velocidad de los bioprocesos de fermentación, formación de hidrógeno, ácido acético y formación del CH<sub>4</sub>, problemática que se ha venido estudiando con el fin de disminuir los tiempos de biodegradación y aumentar la eficiencia del tratamiento, siendo éstos los factores limitantes más importantes.

Los reactores a pesar de su antigüedad en la que se han venido trabajando con ellos han tenido poco manejo sobre el tema de los filtros anaerobios de flujo ascendente, lo cual ha presentado ciertas inconformidades por problemas de olores, atascamientos de sólidos y/o materia orgánica y la disminución de la velocidad del hidrolisis, esto son consideraciones limitantes para la eficiencia en la remoción de carga orgánica en reactores anaerobios. Otro factor que implica es que la fase no metanogénica se puede dar por medio de la fermentación la formación del hidrogeno y ácido acético a una velocidad alta que la fermentación del (CH<sub>4</sub>), esta falencia e ha venido evaluando con el fin de bajar los tiempos de biodegradación y acelerando el tratamiento anaerobio y aumentando la eficiencia en el tratamiento.

Existen muchos acontecimientos de tratamientos aerobios y anaerobios de lixiviados, que se han dado desde experiencias a escalas laboratorio y escala real Torres, Barba-Ho, Ojeda, Martínez, & Castaño, (2014). Los tipos de tratamientos aerobios que los que más se han profundizado son los lodos activados y las lagunas aireadas, como también los Discos Biológicos Rotatorios.

Los lixiviados con características maduras se dan a conocer por su baja relación de DBO<sub>5</sub>/DQO y muy altos contenidos de sales disueltas, en articular de cloruros de sodio, carbonatos y amonio.

Los lixiviados maduros se caracterizan por baja relación de DBO5/DQO y muy altos contenidos de sales disueltas, en particular de cloruros, sodio, carbonatos y amonio Torres, (2010).

Las temperaturas se encuentran entre y 20 y 45 °C y las eficiencias de reducción de DQO entre 70% al 80% Torres, Barba-Ho, Ojeda, Martínez, & Castaño, (2014). Esto es por la edad del lixiviado y la relación DBO5/DQO se puede disminuir por la biodegradabilidad que tienen los microorganismos en descomponer una sustancia más complicada a una más simple. En conclusión, los lixiviados con edad madura presentan una baja relación DBO5/ DQO por sus bajas concentraciones de ellos mismos; también presentan altos contenidos en sales disueltas, en particular de cloruros, sodio, carbonatos y amonio Torres, (2010).

Podemos concluir que los sistemas biológicos solos o combinados pueden llegar a ser una de las tecnologías más viables para los tratamientos de lixiviados, principalmente en regiones con climas cálidos, esto puede ayudar a elevar la biodegradabilidad, representando una ventaja económica y técnica importante por su alta remoción de Materia orgánica con menor producción de lodos digeridos, menores requisitos de áreas comparados con los otros métodos que con generación de subproductos energéticos como el CH<sub>4</sub> contienen el 70% del biogás; esto con un bajo requerimiento de insumos y unas condiciones adecuadas de pH, alcalinidad y nutrientes de lixiviados. En general los tratamientos anaerobios trabajan a temperaturas capaces de alcanzar los 15 y 40°C así llegando a eficiencias de reducción de DQO en lixiviados entre 50% al 70%, esto depende de la edad del lixiviado en la que se encuentra con relación al DBO5/DQO indicando el índice de biodegradabilidad, indicando la capacidad que tiene los microorganismos en descomponer las sustancias más complejas en simple.

Con el propósito de darle un aumento a la eficiencia de los procesos ya tratados, de los cuales no se conocen criterios de diseño Cohen A. , (1983) Romero , (2001) han propuesto separar el hidrolisis en dos fases y la de formación de ácidos grasos de la fermentación metanogénica, así que el estudio de biodegradación de Materia orgánica se realizó empleando un filtro anaerobio de flujo ascendente separados en dos fases denominadas DI-FAFS y de tres llamadas TRI-FAFS.

Recientes estudios hechos en el 2015 por profesores de la universidad de Pamplona donde se realizó un estudio, evaluación y diseño el cual se efectuó el proceso del filtro anaerobio de flujo ascendente ya separándolo en 2 fases para observar como actuaban los microorganismos y como se adaptaban a una separación de fases donde se buscaba mejorar la remoción de carga orgánica y aumentar sus eficiencias, en este estudio se pretendió separar la fase metanogénica de las fases no metanogénica (hidrolítica – acidogénicas y acetogénica) Maldonado, Cajiao, Carrillo, & Rodríguez, (2015).

## **3.2 PROCEDIMIENTO**

### **3.2.1 DI-FAFS**

Esta investigación se llevó a cabo a escala piloto en el laboratorio de aguas donde se caracterizaron 6 muestras del lixiviado que fue extraído del relleno sanitario el guayabal durante periodos de 12 días en el mes de marzo de 2014, y en ella se evaluaron los siguientes parámetros pH, DQO, DBO5, ST, SST, SSV, Conductividad, Turbiedad, Cloruros, Dureza Total, Alcalinidad Total, N – NH3, Nitritos, Fosfatos, Sulfatos, Metales pesados, Grasas – Aceites y Coliformes (totales y fecales). Se midió la Actividad Metanogénica específica (AME) o producción de CH<sub>4</sub> según metodología indicada por Jim Field Field, (1987) y lo aplicado por Maldonado J. Isaac Maldonado, J.I., (1993), en los cuatro inóculos seleccionados al azar, procedentes de las PTAR de Rio Frio, Campollo, Macpollo y estiércol fresco de cerdo, determinando en toda la cantidad de SST, SSV y se determinó la relación de SSV/SST mediante análisis estandarizados Standard , (1992). Se dimensionaron y construyeron tres series de DI-FAFS con diámetro de 2+1/2” y una relación de alturas (fase ácida/metanogénica) ò relación de volúmenes de las fases ídem: 80/20, 50/50 y 20/80, tomando como base un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) de fase única con un tiempo de retención de 18 ± 0,5 horas y un caudal de 3.5 ml/min, para volumen total de 4.11 litros, con unidades de tratamiento preliminar para remover grasas y aceites en el afluente de los 9 DI-FAFS, con TRH = 10 minutos en la Trampa de grasas y un TRH = 110 minutos en el sedimentador y un tiempo total de pretratamiento: 2 horas).

### **3.2.1 TRI-FAFS**

El sustrato usado los lixiviados del relleno sanitario “Los Guayabales”, de Cúcuta (Col.) y la Cortada de Pamplona (Col.) respectivamente.

#### **3.2.1.1 Diseño Experimental:**

Son tres las variables independientes: la temperatura (T), la carga orgánica volumétrica (COV) y el volumen del reactor; cada una en tres niveles cuantitativos fijos y construcción de tres series de tres DI-FAFS y tres TRI-FAFS, cada una, con tres reactores por fase y serie, es decir bajo el diseño experimental tipo factorial de 3<sup>3</sup>.

#### **3.2.1.2 Caracterización de los lixiviados:**

A los lixiviados del relleno sanitario “Los Guayabales” de Cúcuta y de “La Cortada de Pamplona” se le determinaron por métodos estandarizados los parámetros de mayor interés sanitario (pH, DQO, DBO5, ST, SST, SSV, Conductividad, Turbiedad, Cloruros,

dureza, Alcalinidad Total, N, NH<sub>3</sub>, Nitritos, Fosfatos, Sulfatos, Metales pesados, Grasas y Aceites y Coliformes totales y fecales).

### 3.2.1.3 Actividad Metanogénica Especifica (AME):

A cuatro lodos procedentes de las PTAR de Rio Frio, Campollo, Mc Pollo y estiércol fresco de cerdo, previa caracterización (SST, SSV y SSV/SST) mediante análisis estándar, se les midió la AME siguiendo la metodología indicada por Field, (1987) y aplicada por Maldonado J. I., Rodríguez J.A. y Cajiao A. M., (2017).

## 3.3 DIMENSIONAMIENTO

### 3.3.1 DI-FAFS

#### 3.3.1.1 Dimensiones de pretratamiento

TABLA 1 DIMENSIONES DE LAS UNIDADES DE PRETRATAMIENTO

Unidad	Caudal (m <sup>3</sup> /minuto)	Tiempo de Retención Hidráulico TRH (minuto)	Longitud (m)	Altura (m)	Ancho (m)
Trampa de Grasas y Aceites	0,000192	10	0,10	0,12	0,16
Desarenador	0,000192	110	0,86	0,12	0,16

Fuente: (Rodriguez & Maldonado, Tratamiento de lixiviados en filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI-FAFS), 2015)

#### 3.3.1.2 Dimensiones de los DI-FAFS

TABLA 2 DIMENSIONES DEL DI-FAFS

Fase	Ø	DI-FAF(Serie1)		DI-FAFS (Serie 2)		DI-FAFS (Serie )	
No	(m)	Altura(m)	Volúmen (L)	Altura(m)	Volúmen (L)	Altura(m)	Volúmen (L)
F1	0,0635	0,96	V <sub>1</sub> = 80%=3.288	0,60	V <sub>1</sub> =50%=2.055	0,96	V <sub>1</sub> =20%=0.822
F2	0,0635	0,24	V <sub>2</sub> =20%=0.822	0,60	V <sub>2</sub> =50%=2.055	0,24	V <sub>2</sub> =80%=3.288
	TOTAL	1.20	V <sub>T</sub> =100%= 4.11	1.20	V <sub>T</sub> = 100%= 4.11	1.20	V <sub>T</sub> = 100%= 4.11

Fuente: (Rodriguez & Maldonado, Tratamiento de lixiviados en filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI-FAFS), 2015)

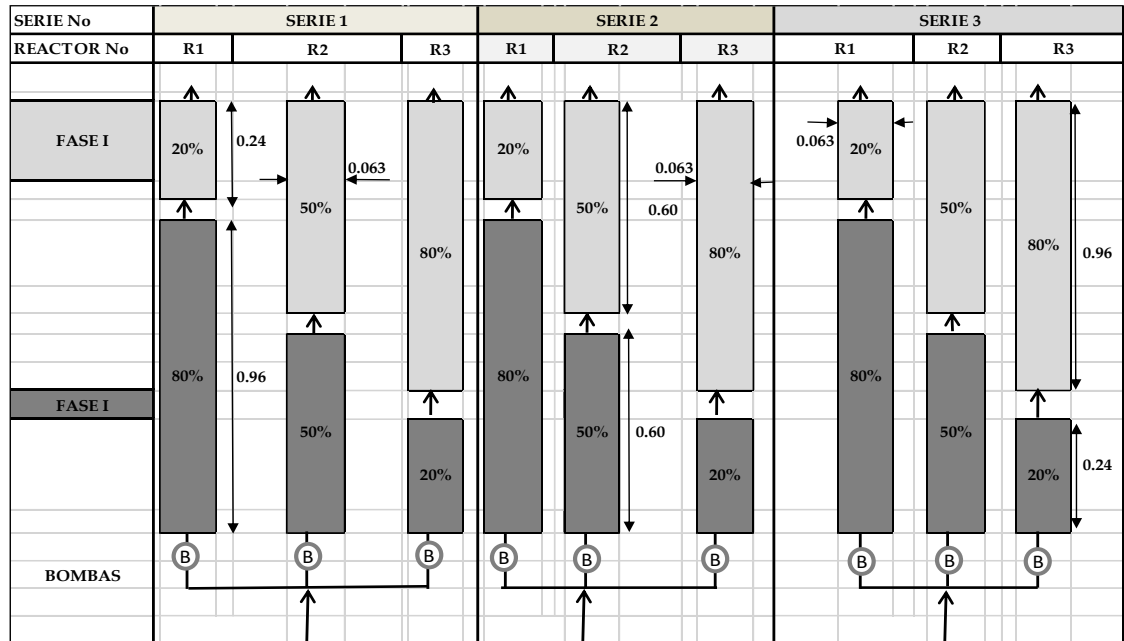


FIGURA 12 ESQUEMA CON LAS DIMENSIONES DE LOS TRES REACTORES DI-FAFS DE CADA SERIE

Fuente: (Maldondo, 2019)

Para cubrir el universo de las variaciones volumétricas de los reactores se ha determinado que cada serie estará conformado por tres DI-FAFS y en fases No 1 del primer reactor se tendrá un volumen mínimo del 20% del volumen total, en la fase No 2 el volumen medio del 50% y en el tercero el volumen alto del 80% y de manera complementaria en la fase No 2 el primer reactor tendrá el volumen máximo del 80%, el segundo un volumen medio del 50% y el tercero el volumen bajo del 20% recíprocamente, cumpliendo siempre la condición que la sumatorias de los volúmenes de las fases No 1 y No 2 debe ser igual al volumen total del reactor de fase única que se tome de referencia.

TABLA 3 FASES Y PORCENTAJES VOLUMÉTRICOS DE CADA SERIE DE LOS DI-FAFS

FASE	DI-FAFS No 1	DI-FAFS No 2	DI-FAFS No 3
	Volumen (%)	Volumen (%)	Volumen (%)
1	20	50	80
2	80	50	20

Fuente: (Maldondo, 2019)

**TABLA 4 RELACIÓN DE VOLÚMENES ARD LIXIVIADOS**

<b>VOLUMEN %</b>		
<b>No</b>	<b>ARD</b>	<b>LIXIVIADO</b>
1	100	0
2	95	5
3	90	10
4	85	15
5	80	20
6	75	25
7	70	30
8	65	35
9	60	40
10	55	45
11	50	50
12	45	55
13	40	60
14	35	65
15	30	70
16	25	75
17	20	80
18	15	85
19	10	90
20	5	95
21	0	100

**Fuente:** (Rodriguez & Maldonado, Tratamiento de lixiviados en filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI-FAFS), 2015)



**TABLA 5 CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADO RELLENO SANITARIO DE GUAYABALES**

Parámetro	Unidad	Promedio	Valor Mínimo	Valor Máximo	Desviación
pH		8,47	8,29	8,60	0,14
DQO	mg/L O <sub>2</sub>	9438,33	6440,00	12100,00	2424,66
DBO5	mg/L O <sub>2</sub>	2925,00	2200,00	4500,00	1125,94
ST	mg/L	13562,92	12930,00	14320,00	574,92
SST	mg/L	1015,83	670,00	1420,00	339,48
SSV	mg/l	5337,08	4860,00	5840,00	333,01
Conductividad	ms/cm	21,43	20,60	22,30	0,70
Turbiedad NTU	UNI	695,88	510,40	1051,20	215,08
Cloruros	mg/L Cl-	2147,86	746,28	3455,00	1201,82
Dureza Total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	2142,39	1128,40	3210,00	829,61
Alcalinidad Total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	9736,81	8942,00	10730,40	730,79
N – NH <sub>3</sub>	mg/L NH <sub>3</sub>	33,33	20,00	60,00	15,06
Nitritos	mg/L NO <sub>2</sub>	1,95	0,22	3,70	1,39
Fosfatos	mg/L PO <sub>4</sub>	284,50	132,00	437,00	114,06
Sulfatos	mg/L SO <sub>4</sub>	200,00	190,00	210,00	14,14
Cobre	mg/L Cu	0,51	0,06	1,04	0,45
Plomo	mg/L Pb	0,59	0,10	1,21	0,44
Cromo	mg/L Cr	0,76	0,54	0,94	0,18
Zinc	mg/L Zn	0,58	0,05	1,02	0,41
Manganeso	mg/L Mn	0,87	0,26	1,77	0,63
Hierro total	mg/L Fe	20,19	18,45	21,53	1,27
Potasio	mg/L K	2381,00	309,00	3208,00	1123,00
Sodio	mg/L Na	1056,87	808,40	1227,80	172,04
Calcio	mg/L Ca	182,42	156,14	223,20	30,74
Magnesio	mg/L Mg	220,39	172,18	251,60	75,11
Grasas y Aceites	mg/L	8,00	5,00	9,50	1,76
Coliformes Totales	NMP/ 100 ml	2150,00	300,00	3000,00	1029,08
Coliformes Fecales	NMP/ 100 ml	1300,00	300,00	3000,00	1033,44

Fuente: (Rodriguez & Maldonado, Tratamiento de lixiviados en filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI-FAFS), 2015)

Aquí observamos características de lixiviados que se fueron usadas como sustratos y concentraciones promedios para las muestras usadas.

La variación del pH de las muestras que analizaron, tiene condiciones que son muy similares eso hace que afecte el factor de inhibición del tratamiento, según Nájera, Castañón, Figueroa, & Rojas-Valencia, (2009) los valores de pH y alcalinidad presente muestran que es un lixiviado de tipo 3 o intermedio, y con unas concentraciones bajas de DQO y DBO5 lo colocan en rangos habituales para un lixiviado de vertedero nuevo Salgado & Trujillo , (2004), lo que se demuestra que ese lixiviado proviene de unas celdas de tipo joven e intermedios, ya que su operación tiene alrededor de 10 años.

**TABLA 6 PRESENCIA DE METALES PESADOS EN CINCO RELLENOS SANITARIOS**

Parámetro	Unidad	(Estudio Actual) Relleño Sanitario Goayabales, Cáruba, 2014.	Vertedero de Guasabacoa, la Habana 2014	Relleño Sanitario Doña Juana, 2011	Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, 2008.	Relleño Sanitario Mérida; Yucatán, México, 2002-2003.	Relleño Sanitario el Carrasco, Santander, Colombia, 2001.
Cobre	mg/L Cu	0,51	1,4	0,067	0,19	0,214	0,16
Plomo	mg/L Pb	0,59	0,71	0,23	1,851	0,236	ND
Cromo	mg/L Cr	0,76	0,12	ND	0,827	6,98	0,79
Zinc	mg/L Zn	0,58	6,2	0,59	3,425	3,2	4
Manganeso	mg/L Mn	0,87	ND	0,17	ND	0,81	ND
Hierro total	mg/L Fe	20,19	ND	17,73	21,159	64,05	312,5
Potasio	mg/L K	2381	ND	ND	ND	10232	ND
Sodio	mg/L Na	1056,87	ND	ND	ND	11850	ND
Calcio	mg/L Ca	182,42	ND	ND	ND	ND	ND
Magnesio	mg/L Mg	220,39	ND	ND	ND	ND	ND

**Fuente:** (Rodríguez & Maldonado, Tratamiento de lixiviados en filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI-FAFS), 2015)

Se caracterizó y realizó el ensayo de AME para cuatro tipos de lodos donde nos arrojaron resultados mostrados en la tabla.

**TABLA 7 CARACTERIZACIÓN DE LODOS**

LODO	SSV mg L <sup>-1</sup>	SST mg L <sup>-1</sup>	SSV/SST
MACPOLLO	18659	28750	0,65
CAMPOLLO	18150	33350	0,54
PTAR RIO FRIO	14800	24600	0,60
ESTIERCOL CERDO	14550	18590	0,78

**Fuente:** (Rodríguez & Maldonado, Tratamiento de lixiviados en filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI-FAFS), 2015)

La relación de los SSV con los SST son indicadores de biomasa altos, lo que permite buen rendimiento de biodegradabilidad de sustratos inorgánicos y producir metano.

TABLA 8 VALORES PARA ENSAYO DE AME

Lodo	AME1	AME2	ITEAA	IOTAA	2*ITEAA	IOAA>2ITEAA	Estado
PTAR MacPollo	0.04	0.06	4.7	0.70	9.4	No	Crecimiento
PTAR Campollo	0.04	0.06	4.7	0.54	9.4	No	Crecimiento
PTAR Río Frío	0.04	0.09	4.73	0.97	9.47	No	Crecimiento
Estiércol de cerdo	0.05	0.04	4.03	0.22	8.06	No	Crecimiento

Fuente: (Maldonado J. I., Rodríguez J.A. y Cajiao A. M., 2017)

### 3.3.1.3 Volumen óptimo de los DI-FAFS

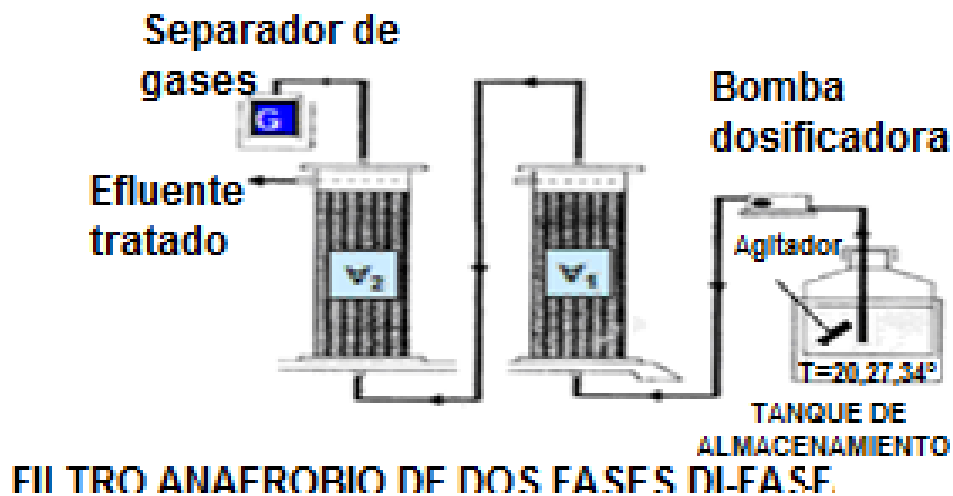
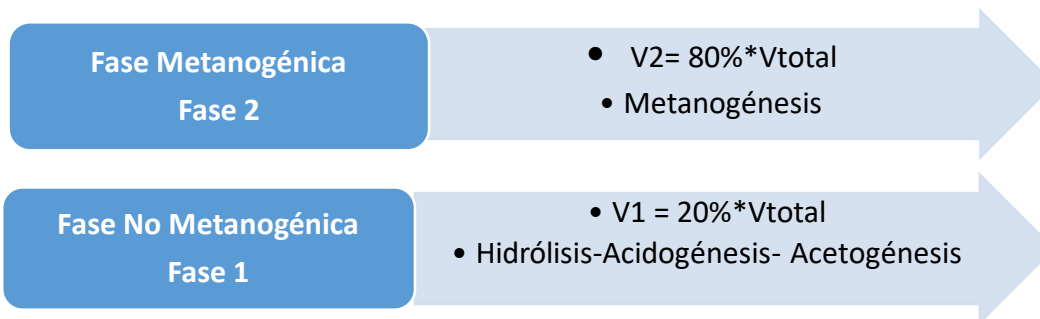


FIGURA 13 ESQUEMA DEL MONTAJE DE LOS DI-FAFS

Fuente: (Maldondo, 2019)

### 3.3.2 DIMENSIONES DEL TRI-FAFS

#### 3.3.2.1 Reactor TRI-FAFS

El TRI-FAFS es un filtro anaerobio de flujo ascendente separado en tres fases, diseñado también para biodegradar Materia orgánica bajo condiciones anaerobias separados en tres volúmenes (VD1, VD2 y VD3) en el sentido del flujo, que resultó de dividir la fase I del DI-FAFS óptimo ahora en dos nuevos volúmenes (VD1 y VD2), manteniendo el Volumen óptimo de la fase II DI-FAFS (VD2) como el Volumen de la Fase III (VD3), cumpliendo la condición que el volumen total (Volumen total) = VD1 + VD2 + VD3 (Figura 4). Se diseñaron y construyeron nueve reactores TRI-FAFS con tubería de PVC presión (200 PSI) y  $\Phi = 2+1/2" = 0.0635$  m, en tres series, con alturas porcentualmente variables, con relaciones de la alturas fase I/fase II/fase III de 4%/16%/80%, (0.048m/0.192m/0.96m); 10%/10%/80%, (0.12m /0.12m/0.96m) y 16%/4%/80% (0.192m/0.08m/ 0.96 m), teniendo como condición que la sumatoria de las tres alturas en cada reactor debe ser a 1.20 m, altura estándar del FAFA, con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de  $16 \pm 0,5$  horas y un caudal de 4.0 ml/min, para volumen total de 4.11 L y útil de 3.8 L (Figuras 14 y 15).

**TABLA 9 VOLUMEN ÚTIL DE CADA FASE Y EL VOLUMEN DEL INÓCULO APLICADO EN CADA TRI-FAFS**

Fase	Øint	TRI-FAFS(Serie1)		TRI-FAFS (Serie 2)		TRI-FAFS (Serie 3)	
No	(m)	Vol. útil(L)	Vol. Inóculo(L)	Vol. útil(L)	Vol. Inóculo(L)	Vol. útil(L)	Vol. Inóculo(L)
F1	0,06607	0.1644	0,050	0.411	0.123	0.6576	0,197
F2	0,06607	0.6576	0,197	0.411	0.123	0.1644	0,050
F3	0,06607	3.2880	0,986	3.288	0,986	3.2880	0,986
<b>TOTAL</b>		$V_T = 4.11$	1.233	$V_T = 4.11$	1.233	$V_T = 4.11$	1.233

Fuente: (Maldondo, 2019)

**TABLA 10 DIMENSIONES, PORCENTAJES VOLUMÉTRICOS DE LAS FASES 1, 2 Y 3 DE LOS TRI-FAFS**

Fase	Ø	TRI-FAFS (Serie 1)		TRI-FAFS (Serie 2)		TRI-FAFS (serie 3)	
No	(m)	Altura(m)	Vol.(L)	Altura(m)	Vol.(L)	Altura(m)	Vol. (L)
F1	0,0635	0.192	$V_1=16%=0.6576$	0,12	$V_1=10%=0.411$	0,048	$V_1 = 4% = 0.1644$
F2	0,0635	0.048	$V_2=4%=0.1644$	0,12	$V_2=10%=0.411$	0,192	$V_2 =16%= 0.6576$
F3	0,0635	0,960	$V_3=80%=3.288$	0,96	$V_3=80%=3.288$	0,960	$V_3 = 80% = 3.288$
	Total	1.20	$V_T=100%=4.11$	1.20	$V_T=100%=4.11$	1.200	$V_T = 100% =4.11$

Fuente: (Maldondo, 2019)

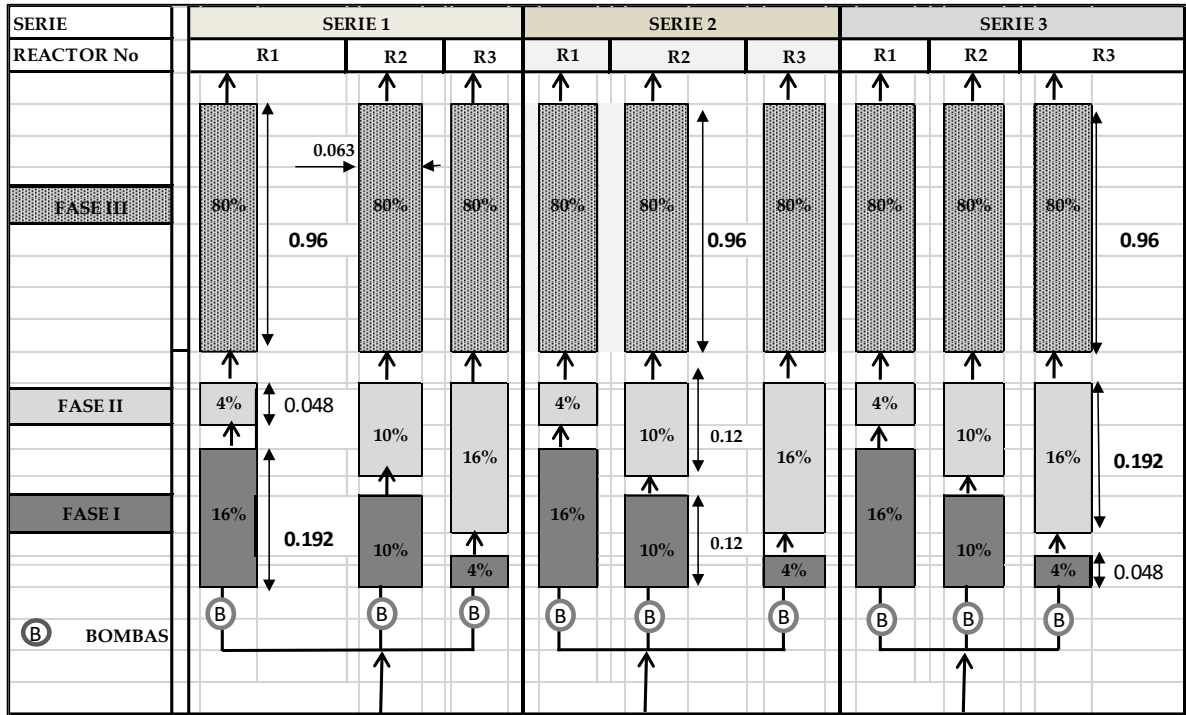


FIGURA 14 ESQUEMA CON LAS DIMENSIONES DE LOS TRES REACTORES TRI-FAFS DE CADA SERIE

FUENTE: (MALDONDO, 2019)

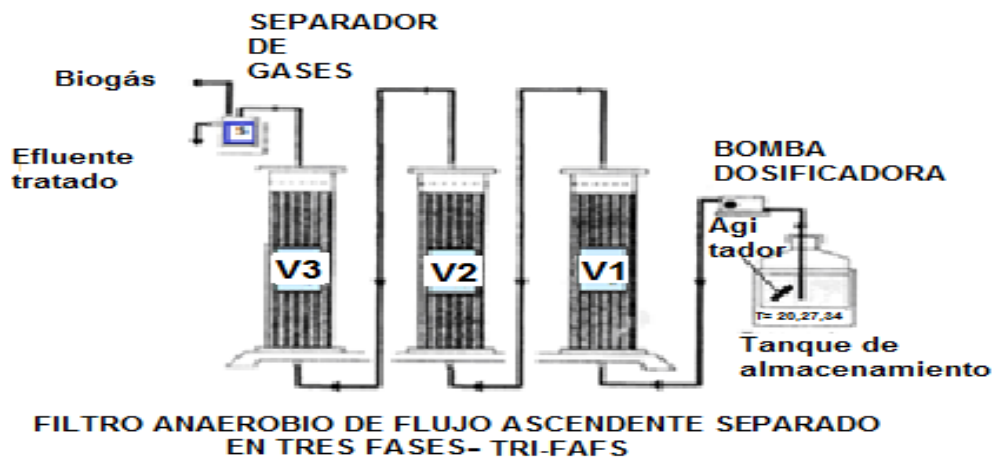
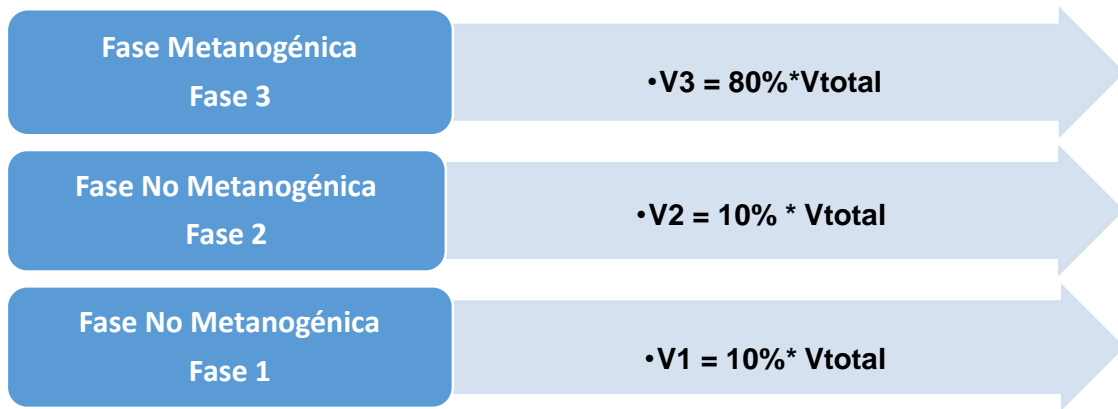


FIGURA 15 ESQUEMA DEL MONTAJE DE LOS TRI-FAFS

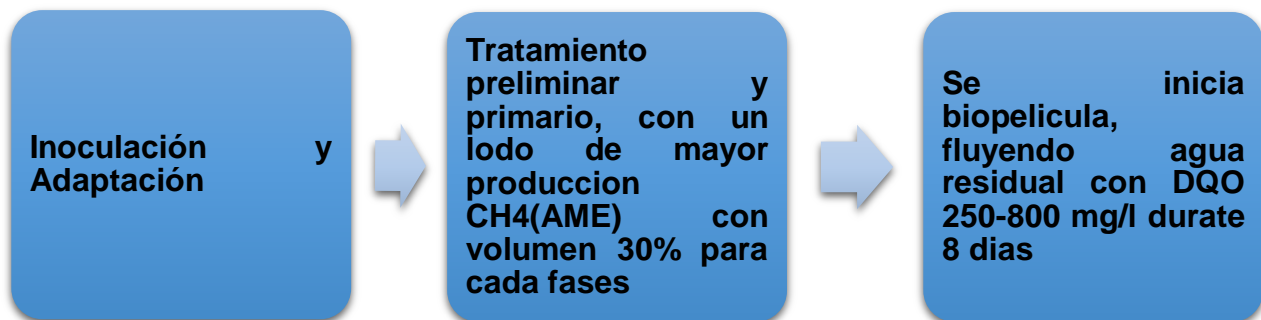
Fuente: (Maldondo, 2019)

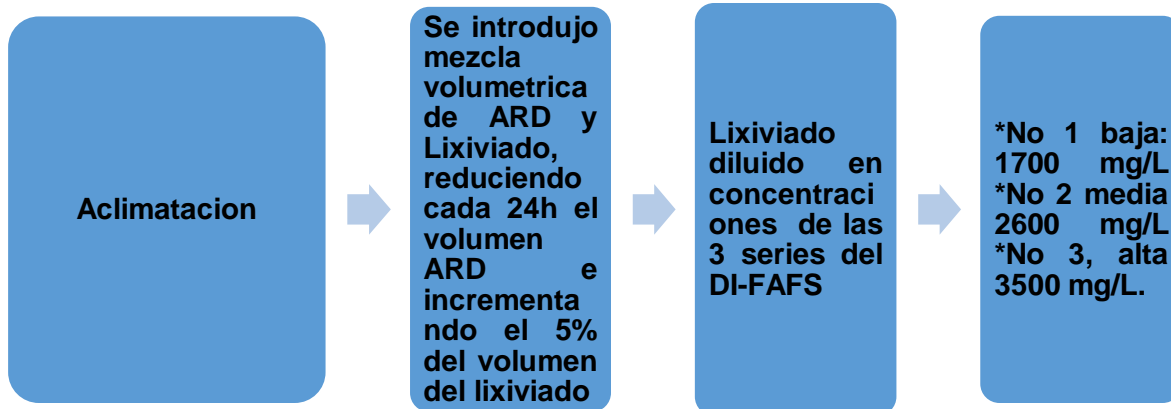
### 3.3.2.1 Volumen óptimo del TRI-FAFS



### 3.4 ARRANQUE Y FUNCIONAMIENTO

#### 3.4.1 DI-FAFS





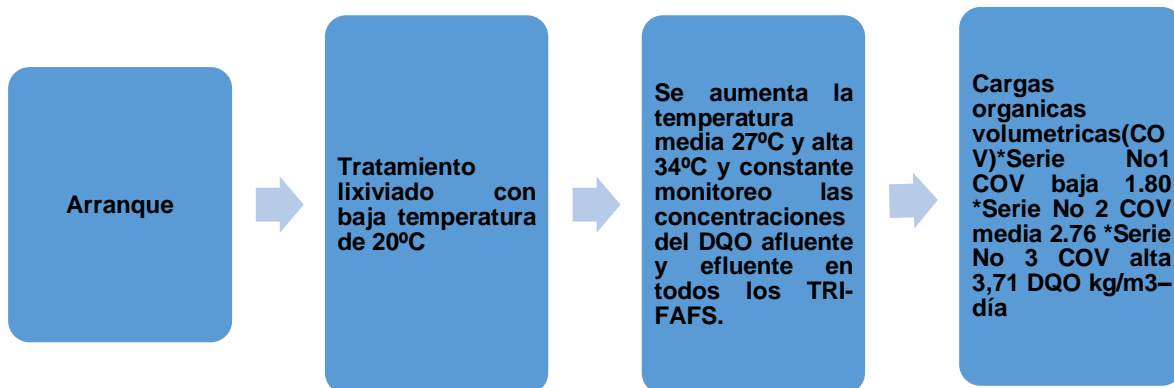
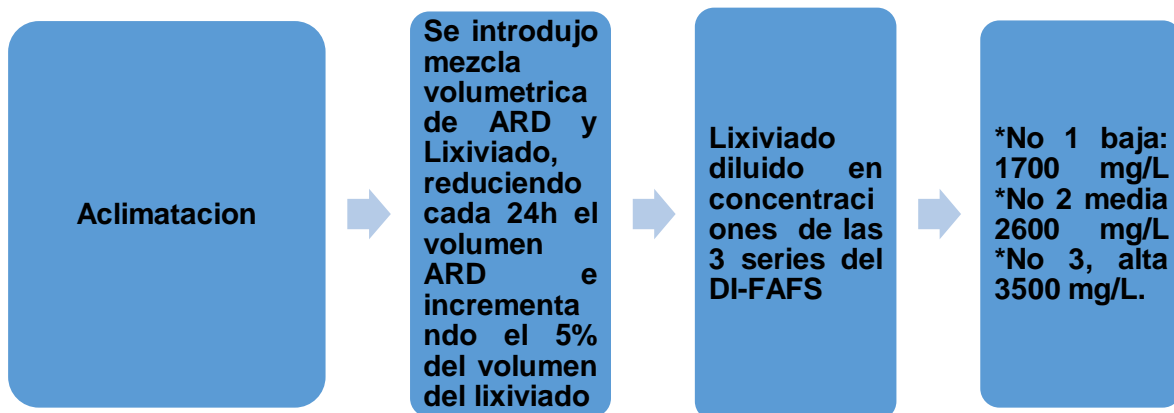
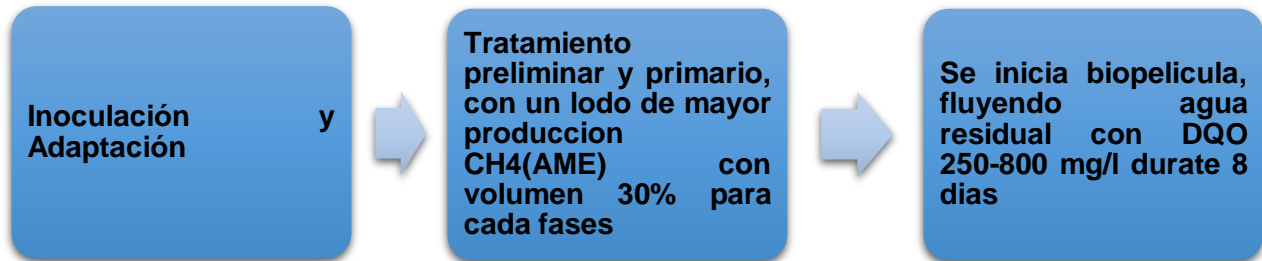
SERIE	SERIE 1			SERIE 2			SERIE 3		
NÚMERO DEL REACTOR	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRAÚLICA, horas	18	18	18	18	18	18	18	18	18
VOLUMEN TOTAL DEL REACTOR, litros	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5
CAUDAL VOLUMETRICO, ml/min	3.8	3.8	3.8	3.8	3.8	3.8	3.8	3.8	3.8
FASE I									
FASE I									
BOMBAS									
TANQUE DE ALIMENTACION	SERIE 1			SERIE 2			SERIE 3		
CARGAS ORGANICAS VOLUMETRICAS, kg/m <sup>3</sup> -d	COV1 baja 2.25			COV2 media 3.45			COV3 alta 4.64		
CONCENTRACIONES ORGANICAS, mg/l	1700			2600			3500		
TEMPERATURAS °C	T1 = 20°C T2 = 27°C T3 = 34°C			T1 = 20°C T2 = 27°C T3 = 34°C			T1 = 20°C T2 = 27°C T3 = 34°C		

FIGURA 16 ESQUEMA OPERATIVO DE LOS DI-FAFS

FUENTE: (MALDONDO, 2019)



### 3.4.2 TRI-FAFS



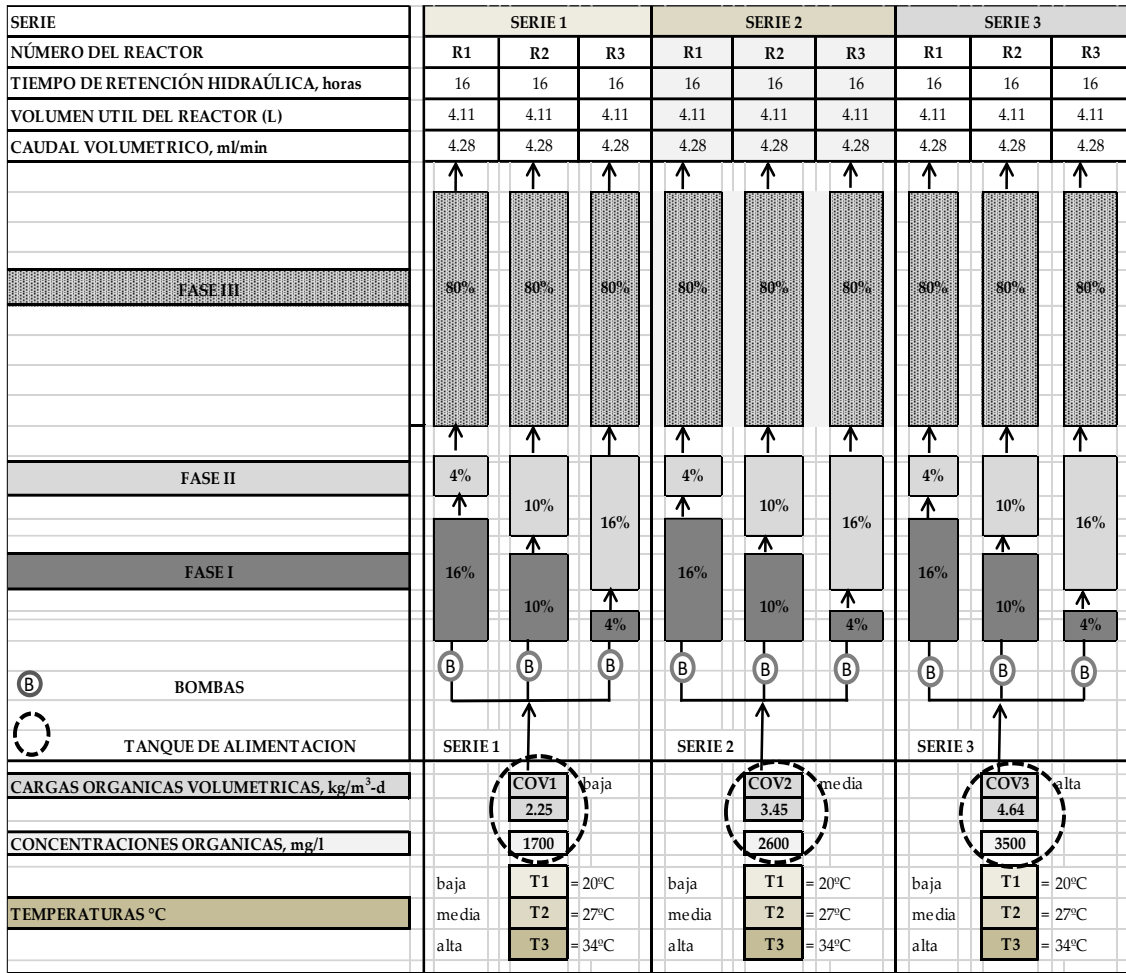


FIGURA 17 ESQUEMA OPERATIVO DE LOS TRI-FAFS

Fuente: (Maldondo, 2019)

### 3.5 MONTAJE DI-FAFS Y TRI-FAFS

Disposición de la alimentación de lixiviados por bombeo hacia el sistema de pretratamiento



ILUSTRACIÓN 1

Fuente: (Maldondo, 2019)

Disposición constructiva del sistema del alimentación de lixiviados a gravedad para el pretratamiento



ILUSTRACIÓN 2

Fuente: (Maldondo, 2019)

### Vista general del sistema de pretatamiento de lixiviados a gravedad (operación)



ILUSTRACIÓN 3

Fuente: (Maldondo, 2019)

### Vista en planta del diseño de la trampa de grasas y del sedimentador primario

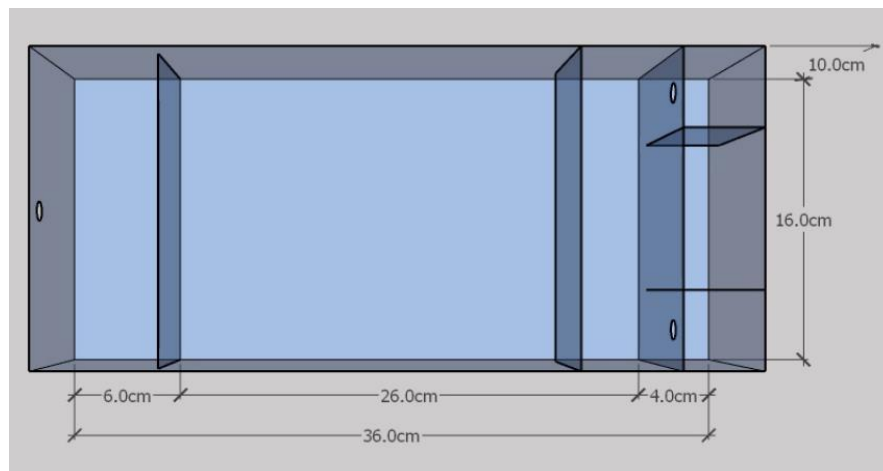
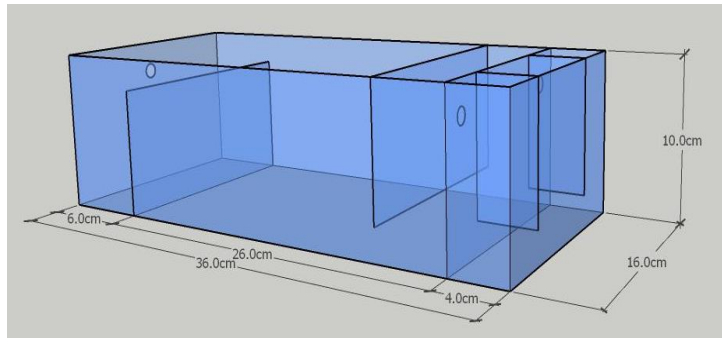


ILUSTRACIÓN 4

Fuente: (Maldondo, 2019)

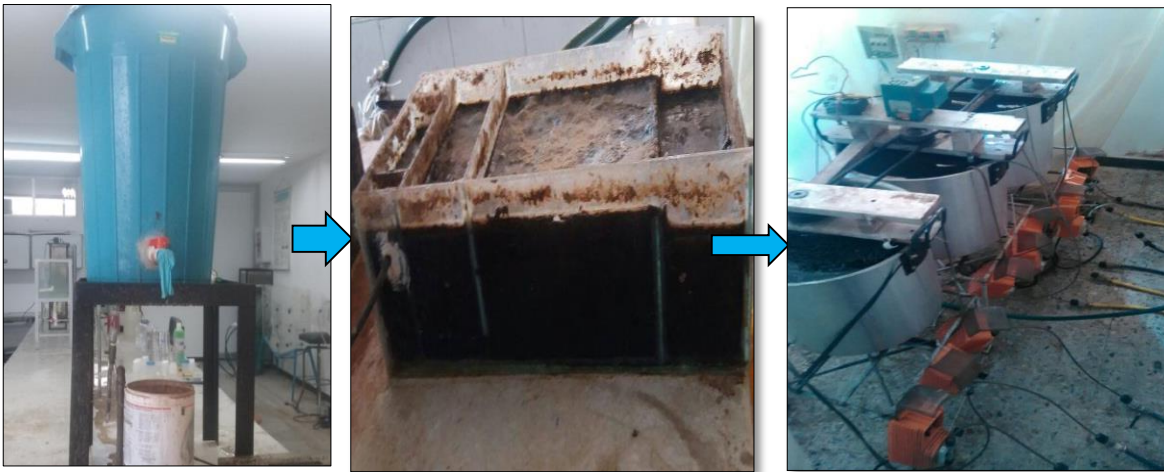
**Vista en planta del diseño de la trampa de grasas y del sedimentador primario**



**ILUSTRACIÓN 5**

**Fuente:** (Maldondo, 2019)

**Disposición del tanque de lixiviados a gravedad -trampas de grasa – sedimentador – tanque de almacenamiento termoagitado – temporizado y las bombas peristálticas.**



**ILUSTRACIÓN 6**

**Fuente:** (Maldondo, 2019)



**Tanques termoagitados y temporizados de alimentación de los reactores (Vol. 40 L)**



**ILUSTRACIÓN 7**

**Fuente:** (Maldondo, 2019)

**Tres tanques termo-agitados y temporizados de alimentación de los reactores  
(Vol. 40 L c/u)**



**ILUSTRACIÓN 8**

**Fuente:** (Maldondo, 2019)

**Sistema de alimentación de los reactores**



**Vista general de una electro-bomba**



**ILUSTRACIÓN 9**

**Fuente:** (Maldondo, 2019)



## Abastecimiento del sistema de almacenamiento y bombeo de lixiviados hacia los reactores



ILUSTRACIÓN 10

Fuente: (Maldondo, 2019)

## Construcción, montaje, materiales y disposición de los DI-FAFS



ILUSTRACIÓN 11

Fuente: (Maldondo, 2019)



## Proceso manual de construcción de los DI-FAFS



Fuente: (Maldondo, 2019)  
ILUSTRACIÓN 12

## Proceso manual de montaje de los DI-FAFS



ILUSTRACIÓN 13

Fuente: (Maldondo, 2019)

## Construcción, montaje y disposición final de los DI-FAFS



ILUSTRACIÓN 14

Fuente: (Maldondo, 2019)

## Fotografías del medio empacado y de soporte de biopelícula de los DI-FAFS y TRI-FAFS



ILUSTRACIÓN 15



Fuente: (Maldondo, 2019)

**Fotografía de la construcción, montaje y disposición de los TRI-FAFS**  
**Disposición experimental de las tres series de TRI-FAFS - vista frontal**



**ILUSTRACIÓN 16**

**Fuente:** (Maldondo, 2019)

**Disposición experimental de los TRI-FAFS – Vista lateral**



**ILUSTRACIÓN 17**

**Fuente:** (Maldondo, 2019)

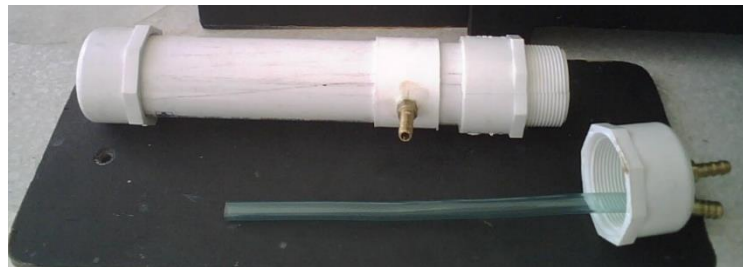
**Fotografía del separador de efluentes líquido – gaseoso - SLG.**



**ILUSTRACIÓN 18**

**Fuente:** (Maldondo, 2019)

**Vista vertical del separador SGL en proceso de construcción**



**ILUSTRACIÓN 19**

**Fuente:** (Maldondo, 2019)

**Vista horizontal del separador SGL en proceso de construcción**



**ILUSTRACIÓN 20**

**Fuente:** (Maldondo, 2019)



## Fotografías de la inoculación de los reactores



ILUSTRACIÓN 21

Fuente: (Maldondo, 2019)

### 3.6 RESULTADOS

La metodología de superficies de respuesta (MSR) fue utilizada, por ser una estrategia experimental y de análisis matemático y estadístico que permitió encontrar las condiciones óptimas de operación de los DI-FAFS. La condición del proceso corresponde a aquellos factores o variables cualitativas o cuantitativas que producen un efecto en la variable respuesta que corresponde a una cantidad medible cuyo valor se ve afectado al cambiar los niveles de los factores y cuyo objetivo es optimizar dicha variable.

La tabla 1 y 3 presentan el lixiviado como sustrato tanto DI-FAFS como TRI-FAFS respectivamente. El pH tiene condiciones básicas que hacen que sea un factor de inhibición durante el tratamiento. Según Nájera, Castañón, Figueroa, & Rojas-Valencia, (2009). Los valores de pH y alcalinidad son de tipo 3 de lixiviado intermedio, las concentraciones de Materia orgánica tanto en término de DQO, como DBO5 que los ubican dentro de rangos típicos de lixiviados de vertedero nuevo Salgado & Trujillo , (2004), pero según Renou, (2008) que por el tiempo de funcionamiento que presenta una mezcla de lixiviado que son proveniente de celdas jóvenes e intermedias, ya que el relleno sanitario Los Guayabales tiene 10 años de operación.

**TABLA 11 CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS RELLENO SANITARIO LOS GUAYABALES – CÚCUTA**

PARAMETRO	UNIDAD	PROMEDIO	PARAMETRO	UNIDAD	PROMEDIO
pH	Und	8,47	Sulfatos	mg/l SO <sub>4</sub>	200
DBO <sub>5</sub>	mg/l	2.925,00	Cobre	mg/l Cu	0,51
DQO	mg/l	9.438,33	Plomo	mg/l Pb	0,59
DBO <sub>5</sub> /DQO	-	0,31	Cromo	mg/l Cr	0,76
ST	mg/l	13.562,92	Zinc	mg/l Zn	0,58
SSV	mg/l	5.337,08	Manganeso	mg/l Mn	0,87
Conductividad	µs/cm	21,43	Hierro Total	mg/l Fe	20,19
Turbidez	UNT	695,88	Potasio	mg/l K	2.381,00
Cloruros	mg/l Cl	2.147,86	Sodio	mg/l Na	1.056,87
Dureza Total	mg/l CaCO <sub>3</sub>	2.142,86	Calcio	mg/l Ca	182,42
Alcalinidad T.	mg/l CaCO <sub>3</sub>	9.736,81	Magnesio	mg/l Mg	220,39
N-NH <sub>3</sub>	mg/L NH <sub>3</sub>	33,33	Grasas y Aceites	mg/l	8
Nitritos	mg/l NO <sub>2</sub>	1,95	Coli Totales	NMP/100 ml	2.150
Fosfatos	mg/l PO <sub>4</sub> - <sub>3</sub>	284,5	Coli Fecales	NMP/100 ml	1.300

Fuente: (Maldondo, 2019)

El índice de biodegradabilidad es bajo 0.35 y según Alexis, P., Matilde, L., María, E., Orestes, G. (2015). Registros entre 0.1 – 0.5 considerando que el lixiviado es de tipo intermedio con una biodegradabilidad media, además reporta baja concentración en los metales con presencia de materiales orgánico recalcitrantes que son parcialmente estables y biológicamente resistentes.

La Tabla 12 muestra las concentraciones de metales pesados encontrados en caracterizaciones de lixiviados de diferentes rellenos sanitarios del mundo reportados por Pellón, López, González, & Espinosa, (2015), Montenegro, (2013), Nájera, Castañón, Figueroa, & Rojas-Valencia, (2009), Méndez, y otros, (2008), Villamizar & Plata, (2013) y reportes de la caracterización que se hizo en el año de 2014 a los lixiviados del Relleno Sanitario Los Guayabales de Cúcuta, donde se encontraron las concentraciones del plomo, cromo, hierro en valores intermedios; mientras que los valores para zinc, potasio y sodio se encuentran por debajo de los rangos encontrados; y el manganeso ligeramente por encima de estos valores medios, aclarándose que los análisis de calcio y magnesio no se les pudieron realizar la comparación.

**TABLA 12 METALES PESADOS EN LOS LIXIVIADOS CINCO RELLENOS SANITARIOS DIFERENTES**

Parámetro	Unidad	(Estudio Actual) Relleno Sanitario Guayabales, Cúcuta, 2014.	Vertedero de Guanabacoa, la Habana 2014	Relleno Sanitario Doña Juana, 2011	Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México 2008.	Relleno Sanitario Mérida, Yucatán, México 2002-2003.	Relleno Sanitario el Carrasco, Santander, Colombia. 2001.
Cobre	mg/L Cu	0,51	1,4	0,067	0,19	0,214	0,16
Plomo	mg/L Pb	0,59	0,71	0,23	1,851	0,236	ND
Cromo	mg/L Cr	0,76	0,12	ND	0,827	6,98	0,79
Zinc	mg/L Zn	0,58	6,2	0,59	3,425	3,2	4
Manganeso	mg/L Mn	0,87	ND	0,17	ND	0,81	ND
Hierro total	mg/L Fe	20,19	ND	17,73	21,159	64,05	312,5
Potasio	mg/L K	2381	ND	ND	ND	10252	ND
Sodio	mg/L Na	1056,87	ND	ND	ND	11850	ND
Calcio	mg/L Ca	182,42	ND	ND	ND	ND	ND
Magnesio	mg/L Mg	220,39	ND	ND	ND	ND	ND

Fuente: (Maldonado, 2019)

La caracterización de los lixiviados del relleno La Cortada se muestra en la tabla 13:



**TABLA 13 CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS RELLENO SANITARIO LA CORTADA – PAMPLONA**

PARAMETRO	UNIDADES	PROMEDIO
DBO5	mg/l	5500
DQO	mg/l	8950
DBO <sub>5</sub> /DQO		61
pH	Unid	7,49
Alcalinidad	mg/l CaCO <sub>3</sub>	6750
Acidez	mg/l CaCO <sub>3</sub>	7500
Cloruros	mg/l CaCO <sub>3</sub>	14740
Dureza	mg/l CaCO <sub>3</sub>	7850
Fosfatos	mg/l	2.8
ST	mg/l	680
Conductividad	µs/cm	23.305
Nitritos	mg/l	0.0465
SST	mg/l	770
SSV	mg/l	2350
Turbidez	UNT	605

Fuente: (Maldondo, 2019)

Torres, Barba-Ho, Ojeda, Martínez, & Castaño, (2014) Indica el rango de los valores de los ST para los lixiviados jóvenes, intermedios y maduros, que comparados con los datos del RS los Guayabales y La Cortada se clasifican como lixiviado como de tipo Intermedio porque tiene una edad entre 5 - 10 años.

Se caracterizaron los lodos y se determinaron en toda la relación SSV/SST indicando que la biomasa presente en los lodos es alta, que permite buenos rendimientos en la biodegradabilidad de sustratos orgánicos y producción de CH<sub>4</sub>, siendo el estiércol de cerdo el que reportó la mayor SSV/SST = 0,78.

Se realizó el ensayo de AME para los mismo cuatro lodos y se observó que la AME se debe al crecimiento bacteriano, siendo la primera AME I la que se debe seleccionar, siendo el estiércol de cerdo el que reportó la mayor AME<sub>1</sub> = 0.05, quedando seleccionado como inóculo.

Se inocularon todos los reactores (DI-FAFS/TRI-FAFS) incorporando un volumen equivalente al 30% del volumen en cada una de las fases. (ver figura 4) y seguidamente se hizo recircular solo agua residual (250-800 mg DQO/l) durante cinco días para inducir la formación de la biopelícula adherida en los (DI-FAFS/TRI-FAFS). Posteriormente se aclimató mediante la alimentación con una mezcla de agua residual y lixiviados diluido,

cuyo porcentaje volumétrico de lixiviados se incrementó diariamente en un 5% mientras que en el mismo porcentaje se disminuyó también diariamente el volumen de agua residual, revisando siempre la concentración diluida del lixiviado mediante ensayos de DQO.

### 3.6.1 Eficiencias Máximas en los DI-FAFS para las tres temperaturas

TABLA 14 EFICIENCIAS MÁXIMAS EN LOS DI-FAFS PARA LAS TRES TEMPERATURAS

Temperatura (°C)	Eficiencias Máximas DI-FAFS
20	48.75
27	70.00
34	72.86

Fuente: (Maldondo, 2019)

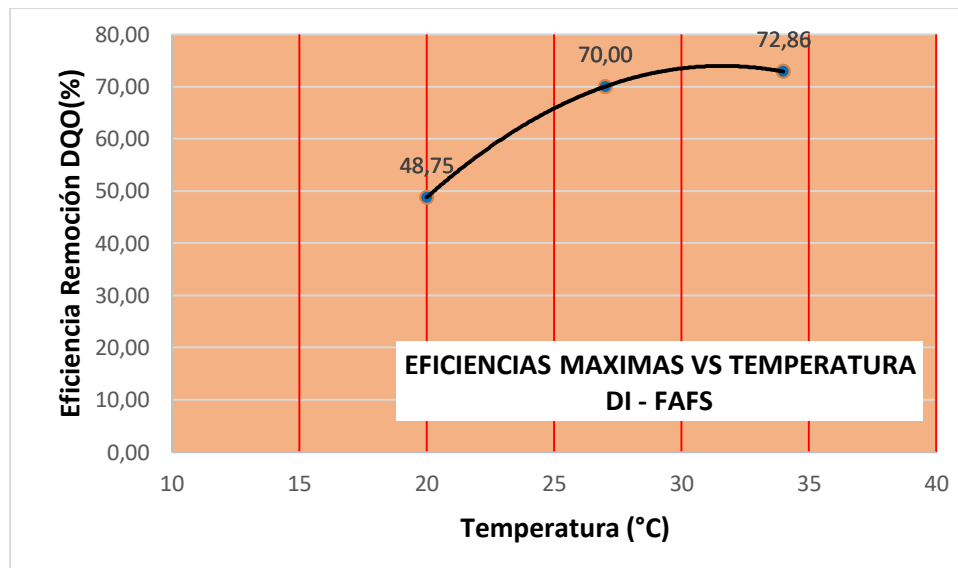


FIGURA 18 EFICIENCIAS MÁXIMAS VS TEMPERATURA EN LOS DI-FAFS

Fuente: (Maldondo, 2019)

Finalmente se inició el tratamiento de los lixiviados con diferentes COV aplicadas simultáneamente (una por serie) inicialmente con Temperatura baja de 20°C, la que se incrementó a 27°C y por último a 34°C a medida que se lograban condiciones de estado estable teniendo como variable de control la eficiencia en la remoción de la Materia orgánica. en términos de DQO.

La salida del efluente en cada DI-FAFS/TRI-FAFS se realiza por un ducto conectado a una manguera plástica de  $\Phi = 1/4''$  ubicado en la parte superior de la última fase del reactor respectivo, que entrega la mezcla a un separador de fases, donde el efluente sale por la zona lateral media y el gas por arriba.

Los resultados en cuanto a eficiencias en la remoción de M.O. medida en mg DQO/l en cada reactor (DI-FAFS/TRI-FAFS), en las diferentes condiciones de volúmenes, cargas y temperaturas de operación se muestran en las Tablas 4 y 5; observándose que las mayores eficiencias en los DI-FAFS se obtuvieron cuando se aplicaron COV entre media y alta, operados con temperaturas entre 27°C y 34°C y con volúmenes de la Fase I de medios a bajos (50%Vt - 20%Vt) y volúmenes de la Fase II de medios a altos (50%Vt - 80%Vt).

**TABLA 15 EFICIENCIAS MÁXIMAS EN LOS DI-FAFS Y COVs**

<b>COV (kg DQOm<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Eficiencias máximas DI-FAFS</b>
2.25	68.57
3.45	72.86
4.64	65.22

**Fuente:** (Maldondo, 2019)

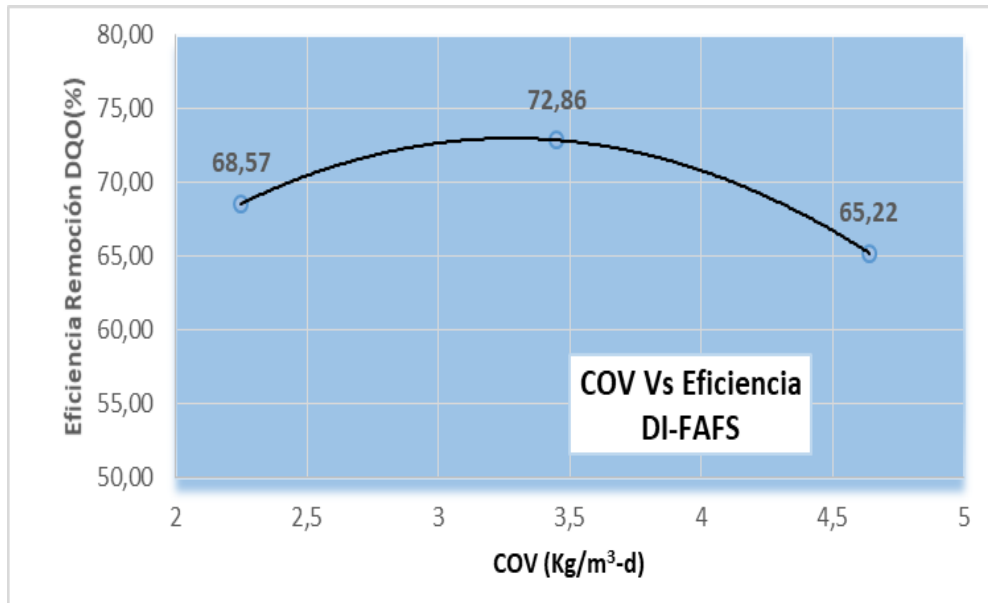


FIGURA 19 CURVA EFICIENCIAS MÁXIMAS Vs COV EN LOS DI-FAFS

Fuente: (Maldondo, 2019)

TABLA 16 EFICIENCIAS EN LOS DI-FAFS

EFICIENCIAS (%) DE LOS DI-FAFS									
SERIES	SERIE 1			SERIE 2			SERIE 3		
COV	COV <sub>1</sub> baja: 2,25 (kg DQOm <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )			COV <sub>2</sub> media: 3,45 (kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )			COV <sub>3</sub> alta: 4,64(kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )		
Tipo de Reactor	DI-FAFS1	DI-FAFS2	DI-FAFS3	DI-FAFS1	DI-FAFS2	DI-FAFS3	DI-FAFS3	DI-FAFS2	DI-FAFS1
Vol Fase1/Vol Fase2	20/80	50/50	80/20	20/80	50/50	80/20	20/80	50/50	80/20
No del Reactor	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9
T <sub>1</sub> = 20°C	37,5	43,75	31,25	44,23	42,31	40,38	48,75	37,5	27,5
T <sub>2</sub> = 27°C	<b>60,45</b>	52,00	46,4	<b>70,00</b>	63,25	55,77	<b>66,45</b>	53,3	41,73
T <sub>3</sub> = 34°C	<b>68,57</b>	59,45	52,94	<b>72,86</b>	64,15	62,26	<b>65,22</b>	63,77	59,42

Fuente: (Maldonado J. I., Rodríguez J.A. y Cajiao A. M., 2017)

El procesamiento estadístico en esta investigación se realizó aplicando la metodología de superficies de respuesta (MSR) como estrategia experimental y de análisis matemático y estadístico, que permitió encontrar las condiciones óptimas de operación de los DI-FAFS y de los TRI-FAFS, donde la variable dependiente fue la eficiencia (variable cuantitativa) y los factores fueron tres: la temperatura con tres niveles (20, 27, 34°C); la distribución volumétrica de los reactores con tres niveles (20, 50, 80%) y la carga COV aplicada, con niveles factoriales: 2,25, 3.45 y 4.64 kg DQO/m<sup>3</sup>- día. El análisis estadístico desarrollado para los DI-FAFS a través del software Design Expert que genera una matriz de diseño, que evalúa las superficies de respuesta, según la información suministrada en cada factor.

Se obtuvo además los resultados de la regresión, lineal, cuadrática y cúbica, donde el mismo software Design Expert sugiere ajustar a un modelo cuadrático para calcular la eficiencia óptima con las variables independientes; se observa el valor de R<sup>2</sup> del 89.37% y un p-valor (p<0.05), indicando que las variables COV, Temperatura y Volumen modifican los valores de la eficiencia. Además, presenta un posible modelo aliado que es el polinomio cúbico.

En regresión lineal confirman el modelado de las variables a través de un polinomio cuadrático, donde las variables independientes están haciendo variar a la eficiencia en un 89.37% y se estima que el R<sup>2</sup> estimado iría a ser de aproximadamente el 79.70% indicando una alta confiabilidad del modelo que tiene la particularidad que se enfoca en

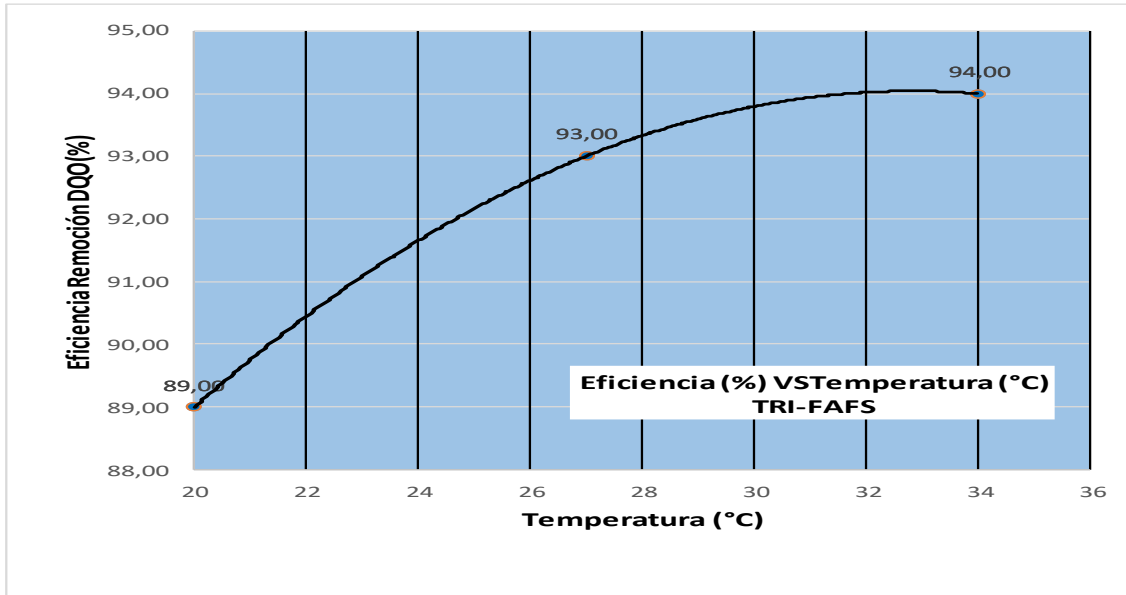
el modelo que minimiza la suma de cuadrados del error predichas “PRESS” con el menor valor y el mayor valor de R<sup>2</sup> ajustado.

### 3.6.2 Eficiencias Máximas en los TRI-FAFS en cada Temperaturas de operación

**TABLA 17 EFICIENCIAS MÁXIMAS EN LOS TRI-FAFS EN CADA TEMPERATURAS DE OPERACIÓN**

Temperatura (°C)	Eficiencias Máximas TRI-FAFS
20	89
27	93
34	94

Fuente: (Maldondo, 2019)



**FIGURA 20 EFICIENCIAS MÁXIMAS EN LOS TRI-FAFS (%) Vs TEMPERATURA (°C)**

Fuente: (Maldondo, 2019)

**TABLA 18 EFICIENCIAS MÁXIMAS TRI-FAFS EN CADA COV APLICADA**

<b>COV (kg DQO m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Eficiencias Máximas TRI-FAFS %</b>
2.25	94
3.45	93
4.64	92

Fuente: (Maldondo, 2019)

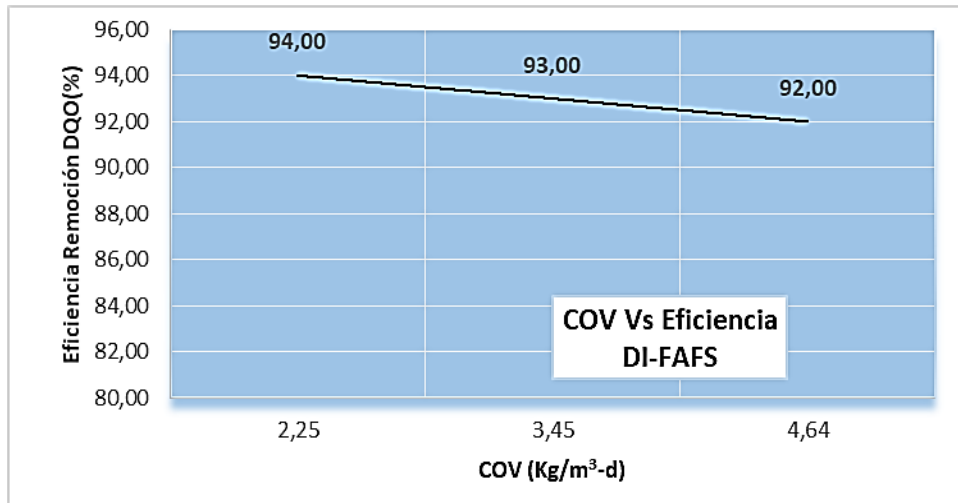


FIGURA 21 EFICIENCIAS MÁXIMAS EN LOS TRI-FAFS (%) VS TEMPERATURA (°C)

Fuente: (Maldondo, 2019)

TABLA 19 EFICIENCIAS EN LOS TRI-FAFS

EFICIENCIAS (%) DE LOS TRI-FAFS									
SERIES	SERIE 1			SERIE 2			SERIE 3		
COV	COV <sub>1</sub> baja: 2,25 (kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )			COV <sub>2</sub> media: 3.45 (kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )			COV <sub>3</sub> alta: 4.64(kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )		
Tipo de Reactor	TRI-FAFS1	TRI-FAFS2	TRI-FAFS3	TRI-FAFS1	TRI-FAFS2	TRI-FAFS3	TRI-FAFS3	TRI-FAFS2	DRI-FAFS1
Vol F1/Vol F2/Vol F3	4/16/80	10/10/80	16/4/80	4/16/80	10/10/80	16/4/80	4/16/80	10/10/80	16/4/80
No del Reactor	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9
T <sub>1</sub> = 20°C	89	89	88	84	87	85	88	86	84
T <sub>2</sub> = 27°C	92	93	86	89	93	88	92	92	88
T <sub>3</sub> = 34°C	92	94	90	90	92	89	89	91	89

Fuente: (Maldondo, 2019)

### 3.7 DISCUSIÓN

En la investigación que se hizo del uso y procedimiento de los filtros anaerobios de flujo ascendente de fases separadas DI-FAFS y TRI-FAFS pudimos observar que en los años 2015 y 2017 sobre estudios que realizó el Doctor en ingeniería ambiental Maldonado, (2019) se buscaron métodos de mejoras para el rendimiento en la disminución en carga orgánica, y la calidad de mejora en la eficiencia del filtro tomando variaciones en los parámetros de diseño, lo cual esto llevo a dar unos buenos resultados clarificando lo que anteriormente se había dicho que al separar las fases por las cuales se encuentra el filtro ayudaría a la mejora de sus condiciones y así hacer que sea una tecnología con más alternativa de uso.

En 2019 Maldonado, (2019) vuelve y retoma esos avances ya obtenidos en sus anteriores investigaciones y ahora lo lleva a un nivel de calibración donde por medio de métodos matemáticos le da una mejora, por medio de nuevas fórmulas de investigadores que han hecho parte de estas investigaciones han dejado ecuaciones que sirven para que se mejore las eficiencias y así llegar a un óptimo desarrollo.

La formulación teórica que se propuso donde se analizó modelos que describen el desarrollo de filtros anaerobios de flujo ascendente separados en dos o tres fases, con medio de soporte y eliminación de M.O, por medio de ecuaciones que da un enfoque conceptual al balance matemático de masas, que se combina con un enfoque empírico, resultó en una combinaciones y derivaciones de ecuaciones cuyos parámetros y variables fueron obtenidos de datos ya dados. Se presentan ecuaciones para los diseños de reactores DI-FAFS y TRI-FAFS.

Se proponen seis ecuaciones para el diseño de los reactores DI-FAFS:

$$S_e = S_i \exp \left[ -k \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x (COV)^{-n} \right] \quad (1)$$

$$S_e = S_i \exp \left[ -k(A)^T \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x (COV)^{-n} \right] \quad (2)$$

$$S_e = S_i \exp \left[ -k(A)^{T-20} \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x (COV)^{-n} \right] \quad (3)$$

$$S_e = S_i \exp \left[ -k \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x (s_{a1})^m (s_{a2})^p (COV)^{-n} \right] \quad (4)$$

$$S_e/S_i = XfS + f(L - XfS) \quad (5)$$

$$S_e/S_i = \exp \left[ -k(A)^{T-20} \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x (COV)^{-n} \right] + [XfS + f(L - XfS)] \quad (6)$$



Ocho ecuaciones son también propuestas para el diseño de los reactores TRI-FAFS:

$$S_e = S_i \exp \left[ -k \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x \left( \frac{D_2}{D_3} \right)^y (COV)^{-n} \right] \quad (7)$$

$$S_e = S_i \exp \left[ -k(A)^T \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x \left( \frac{D_2}{D_3} \right)^y (COV)^{-n} \right] \quad (8)$$

$$S_e = S_i \exp \left[ -k(A)^{T-20} \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x \left( \frac{D_2}{D_3} \right)^y (COV)^{-n} \right] \quad (9)$$

$$S_e = S_i \exp \left[ -k \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x \left( \frac{D_2}{D_3} \right)^y (S_{a1})^m (S_{a2})^p (COV)^{-n} \right] \quad (10)$$

$$S_e = S_i \exp \left[ -k(A)^T \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x \left( \frac{D_2}{D_3} \right)^y (S_{a1})^m (S_{a2})^p (COV)^{-n} \right] \quad (11)$$

$$S_e = S_i \exp \left[ -k(A)^{T-20} \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x \left( \frac{D_2}{D_3} \right)^y (S_{a1})^m (S_{a2})^p (COV)^{-n} \right] \quad (12)$$

$$S_e/S_i = XfS + f(L - XfS) \quad (13)$$

$$S_e/S_i = \exp \left[ -k(A)^{T-20} \left( \frac{D_1}{D_2} \right)^x \left( \frac{D_2}{D_3} \right)^y (COV)^{-n} \right] + [XfS + f(L - XfS)] \quad (14)$$

Dónde:  $A$ ,  $S$ ,  $k$ ,  $f$ ,  $m$ ,  $n$ ,  $p$ ,  $x$ ,  $y$  son los parámetros.

Las ecuaciones 1 y 7 se basan en las ecuaciones propuestas por Germain, (1966); Albertson & Davis, (1984). Las ecuaciones 2, 3, 8 y 9 son una combinación de las ecuaciones propuestas por Van't Hoff, (1884), Arrhenius, (1889), Schulze, (1960); Germain, (1966); Albertson & Davis, (1984). Las ecuaciones 4, 10, 11 y 12 se refieren a las ecuaciones obtenidas por Schulze, (1960), Germain, (1966), Albertson & Davis, (1984). Las ecuaciones 6, 13 y 14 son una combinación del tipo de superposición de las ecuaciones propuestas por Phelps, (1944) y Stack V, (1957). En total, se pueden observar catorce ecuaciones propuestas para estimar la variable dependiente expresada como  $S_e$ , que es la concentración de DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en el efluente del filtro anaeróbico aguas arriba separado en dos y tres fases.

Al analizar la calibración y valides que se realizó por medio de las catorce (14) ecuaciones propuestas, se dieron a conocer los dos mejores modelos que ajustan para el desempeño de microorganismos anaeróbicos en la biodegradación de materia orgánica y en el diseño del DI-FAFS y TRI-FAFS son los siguientes:

### DI-FAFS

$$S_e/S_i = \exp\left[-k(A)^{T-20}\left(\frac{D_1}{D_2}\right)^x (COV)^{-n}\right] + [XfS + f(L - XfS)] \quad (6)$$

### TRI-FAFS

$$S_e/S_i = \exp\left[-k(A)^{T-20}\left(\frac{D_1}{D_2}\right)^x \left(\frac{D_2}{D_3}\right)^y (COV)^{-n}\right] + [XfS + f(L - XfS)] \quad (14)$$

## CONCLUSIONES

Dentro del análisis expuesto se puede observar claramente como los filtros anaerobios de flujo ascendente es una tecnología completamente competente para el tratamiento de los lixiviados, siendo una de la mejor remoción de materia orgánica tiene y su facilidad de manejo de operación y costos de mantenimiento, también cabe mencionar que este proceso en el transcurso del tiempo ha mejorado en todo aquello que tiene que ver con sus componentes, como los estudios que luego se han ido realizando por el Docente e Investigador Julio Isaac Maldonado M. quien primeramente separo el filtro anaerobio de flujo ascendente en dos fases llamándolo DI-FAFS y luego en tres fases llamándolo TRI-FAFS así mejoraría el procedimiento y funcionamiento y la optimización para obtener en cada proceso mejores rendimientos y eficiencias.

De esta manera se da cumplimiento al objetivo general de ésta investigación lo cual nos arrojaron resultados como la clasificación del lixiviado tratado es de tipo 3 (Lixiviado intermedio) por sus características generales del lixiviado evaluado éste fue seleccionarlo como el sustrato ó residuo líquido orgánico complejo residual a tratar en los biorreactores anaeróbico evaluados.

El inóculo de los trabajados y analizados se usó el estiércol de cerdo el que cumplió con los parámetros evaluados por la AME Field, (1987), cuya mayor actividad se debió al crecimiento de la población microbiana.

Las investigaciones que se desarrollaron en el Filtro anaerobio de flujo ascendente DI-FAFS nos demuestra que se logran eficiencias hasta del 72% en la remoción del DQO, esto solo permite que los volúmenes no Metanogénicas oscilen entre 50 y 80% y las Metanogénicas 20-50%, pero al emplear el software la mejora de remoción es de 70-80% las no Metanogénicas y las Metanogénicas ocupen volúmenes entre 20 y 30%. Sin embargo, se permitió observar que en el DI-FAFS a temperaturas  $\geq 27^{\circ}\text{C}$  las eficiencias pueden lograrse a un 70%.

Al evolucionar y generar una nueva opción de poder tratar los lixiviados separándolas ahora en 3 fases ya teniendo en cuenta lo anteriormente mencionado, se trabajó en dos fases y mostrando sus mejoras, se implementó el Filtro anaerobio de flujo ascendente TRI-FAFS que tanto separarlos en dos y tres fases es una tecnología viable para la remoción de Materia orgánica. Por medio de un software y basándome en los resultados ya obtenidos en el de dos fases podemos mirar que la mejora en la eficiencia logra alcanzar valores mayores o iguales al 90% en remoción de DQO así llegando hasta un 95%.

Por tanto, gracias a las investigaciones que se ha logrado realizar sobre los filtros anaerobios de flujo ascendente DI-FAFS o TRI-FAFS como procesos finales son de alternativa excelente proporcionando mejorar de calidad que cumplan con estándares establecidos en la norma.

Lo primordial era cumplir las exigencias que se estaban haciendo a la investigación de mirar las mejores ecuaciones 6 y 14 que representen los modelos que ajustan estadísticas permitiendo la predicción de materia orgánica en los filtros anaerobios de flujo ascendente en dos y tres fases.

## BIBLIOGRAFÍA

- Pawlowky, U. (1983). 12' Congreso Brasileiro de Engenharia Sant. e Ambiental.
- Albertson , O., & Davis, G. (1984). Analysis of process factors controlling performance of plastic bio-media. En WPCF (Ed.). *The 57th Annual Meeting of the WPCF. New Orleans, LA,,: WPCF.*, 184.
- Álvarez, A., & Suárez, J. (2006). Tratamiento biológico del lixiviado generado en el relleno sanitario “El Guayabal” de la ciudad San José de Cúcuta. *Ingeniería Y Desarrollo*, 20, 95-105.
- Anderson, G., Donnetly, T., & McKeown, K. (1982). Conf. of CEBEDEAU.
- Arrhenius , S. A. (1889). About the heat of dissociation and the influence of temperature on the degree of dissociation of the electrolytes. 96-116. doi:10.1515 / ZPCH-1889-0408
- Babbitt , H., & Baumann , E. (1977). Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente.
- Babbitt, H., & Baumann, E. (1977). *Sewerage and Sewage Treatment* (8 ed.). Washington, D.C., USA: Wiley, .U.S. Environmental Protection Agency, .
- Baez-Smith, C. (2006). «Anaerobic digestion of vinasses for the production of methane in the sugar cane distillery». *SPRI Conference on Sugar Processing Loxahatchee, Florida, USA,, 268-287.*
- Barana , A. C., & Cereda, M. P. (2000). Aguas residuales de la yuca (Manipueira) uso de un Tratamiento de aguas residuales de la yuca en un digestor anaeróbico de dos fases. *Revista Ciencia y Tecnología de Alimentos*, 20(2), 87-98.
- Barker, H. (1956). *Bacterial Fermentations*. New York: John Wiley & Sons. 1-27.
- Bernard, O., Hadj-sadok, Z., Dochain, D., Genovesi, A., & Steyer , J. (2008). Analisis y control de un bioreactor anaerobio de lecho fijo de flujo ascendente.
- Bernstad, A., & Cour Jansen, J. (2012). Separate collection of household food waste for anaerobic degradation — comparison of different techniques from a systems perspective. *Waste Manag.* 32(5), 806-815.
- Borie, A. (1986). Traitcaent at valorisation des vinasses, Ministere Environmental. *Seminaire*.
- Bouallagui , H., Touhami , Y., Ben Cheikh, R., & Ha. (2005). Rendimiento del biorreactor en la digestión anaerobia de residuos de frutas y verduras. . *Process Biochemistry*, 989-995.
- Braun, M., & Huss, S. (1982). *Process Biocheaiistry*.

- Breure, A., Van Andel, J., Burger-Wiersma, T., Guijt, J., & Verkuijlen, J. (1985). Hydrolysis and acidogenic fermentation of gelatin under anaerobic conditions in a laboratory scale upflow reactor. *Applied microbiology and biotechnology*, 21(1-2), 50-54.
- Bryant, M. (1979). *Journal of Animal Science*.
- Callander, I., & Barford, J. (1983). Recent advances in anaerobic digestion technology. *Process Biochemistry*, 18(4), 24-30.
- Camargo, S. A., & Nour, E. A. (2001). Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height. *Water Science and Technology*, 44(4), 63-70.
- Chavarro, M., Garces, J., Guerrero, J., & Salas, D. (2006). Evaluacion de la tratibilidad de los lixiviados en el relleno sanitario de pereira mediante filtros anaerobios de flujo ascendente a escala piloto. *Scientia et technica*, 1(30), 1.
- Chen, L., Zhao, L., Ren, C., & Wang, F. (2012). The progress and prospects of rural biogas production in China. *Energy Policy* 51, 58-63.
- Chen, Y., Cheng, J., & Creamer, K. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Journal Bioresource Technology* 99(10), 4044-4064.
- Chernicharo de Lemos, C. (2007). Anaerobic Reactors en Biological Wastewater Treatment . *Serie 4, Serie4*. (A. House, Ed.) London, UK: IWA Publishing.
- Chernicharo de Lemos, C. A. (1997). Reactores anaeróbios: Principios do tratamento biológico de águas residuarias. . *Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG*, 5, 246.
- Cohen, A. (1983). Two- Phase Digestion of Liquid and Solid Waste. Third International Symposium on Anaerobic Digestion, Boston-USA.
- Cohen, A., Breure, A., Van Andel, J., & Van Deursen, A. (1982). Influence of phase separation on the anaerobic digestion of glucose—II: stability, and kinetic responses to shock loadings. *Water Research*, 16(4), 449-455.
- Cohen, Y. (2001). Biofiltration – The treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review.,. *Bioresource Technology*, 77(3), 257–274.
- Conagua. (2008). Comisión Nacional del Agua. 2008. Documentos relacionados con infraestructura Hidráulica. *Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, estadística por año 2004-2008*.
- De Galvis, A., & Rubio, E. (1989). *Revista ACODAL Asoc. Col. da Ing. Sanitaria y Ambiental*. 138.
- De Zeeuw W. . (1986). *Arranque y Operación de Procesos Anaerobios*. Bogotá: Universidad de Los Andes.

- Donoso, A., Carballa, M., Ruiz, G., & Chamy, R. (2009). Treatment of low strength sewage with high suspended organic matter content in an anaerobic sequencing batch reactor and modeling application. *Electronic Journal of Biotechnology* 12(3), 1-10.
- Droste R. L. (1996). *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*. Wiley.
- Duncan, M. (1976). *Sewage Treatment in hot climates*.
- Eckenfelder, W. (1989). *Industrial Water Pollution Control*. 2ª edición. McGraw-Hill.
- Espitia, S., Molina, F., & Dáz-Báez, M. (2002). *Digestión Anaerobia una Aproximación a la Tecnología*. UNIBIBLIOS. UNIBIBLIOS.
- Fan, B., Wang, H. L., Zhang, Y., & Hu, M. (2017). . Application and development of septic tank technology in decentralized wastewater treatment. *Chin. J. Environ. Eng. (China)* 11(3), 1314-1321.
- Field, J. (1987). *Medición de parámetros en reactores del manto de lodos anaeróbicos de flujo ascendente*. Universidad Agrícola de Wageningen-Holanda, Universidad del Valle - Corporación Autónoma Regional del Cauca.
- Flores Torres, C. (2006). *Filtración combinada anaerobia*. Universidad nacional autónoma de México, Facultad de ingeniería. México: Repositorio digital. Obtenido de Retrieved from <http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/753/florestorres.pdf?sequence=11>
- Germain, J. (1966). Economical Treatment of Domestic Waste by Plastic-Medium Trickling Filters. *Journal WPCF*, 38 (2), 192-203.
- Ghosh, S., Conrad, J., & Klass, D. (1975). Anaerobic acidogenesis of wastewater sludge. *Water Pollution Control Federation*, 30-45.
- Guerrero, Nieves y Rivera. (2004). Tratamiento de efluentes de la producción de leche de soya en un filtro anaerobio a flujo pistón. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental - Universidad Autónoma de México, Vol. 20 No 003*, 117-128.
- Hulshoff Pol, L. (1987). Arranque y operación de Reactores UASB Manual del curso. *Cooperación Autónoma Regional del Cauca y Universidad Agrícola de Wageningen*.
- Johns, M. R. (1995). Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: a review. *Bioresource Technology*, 54(95), 203-216.
- Khanal, S. K. (2008). *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications*, Iowa. Wiley-Blackwell.
- Kujawa-Roeleveld, K., & Zeeman, G. (2006). Anaerobic treatment in decentralised and source separation-based sanitation concepts. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol* 5(1), 115-139.

- Larsen , T. A., Udert, K. M., & Lienert, J. (2013). Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. *IWA Publishing*.
- Letiinga, G., Hulshoff, Poi, L. W., & Zeeman, G. (December 1999). Lecture notes: Biological Wastewater Treatment. *Part 1: Anaerobic Wastewater Treatment. Wageningen University the Notherlands*.
- Lettinga , G., & Van-Haandel, A. (1994). Tratamiento Anaeróbico de Esgotos. *EPGRAF*.
- Lettinga, G., Van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W., De Zeeuw, W.J., Klapwijk, A. (1980). Use of Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor concept for biological wastewater treatment especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineer*, 22, 699-734.
- López, A., & Gasca, E. (2010). Kinetics of Organic Matter Degradation in an Up Flow Anaerobic Filter Using Slaughterhouse Wastewater. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 01(02), 1-6.
- López-López, A., Vallejo-Rodríguez, R., & Méndez-Romero, D. C. (2010). Evaluation of a combined anaerobic and aerobic system for the treatment of slaughterhouse wastewater. *Environmental technology*, 31(3), 319-326.
- Maldonado , J. I. (2019). MODELOS PARA EL DISEÑO DE FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE SEPARADOS EN DOS Y TRES FASES.
- Maldonado J. I., Rodríguez J.A. y Cajiao A. M. (2017). Treatment landfill leachate in filters anaerobic upflow of two phases (DI – FAFS). *Revista Ingeniería UC, Vol. 24, No. 1, 91 – 104*.
- Maldonado J., Torregroza O. A. y Camacho G. (2007). *Construcción, operación y evaluación de un sistema de cinco filtros anaeróbicos de flujo ascendente en fases separadas para el tratamiento aguas residuales domésticas*. Pamplona: Tesis de pregrado No Publicada. Universidad de Pamplona.
- Maldonado, J. I. (2019). MODELOS PARA EL DISEÑO DE FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE SEPARADOS EN DOS Y TRES FASES.
- Maldonado, J., Cajiao, A., Carrillo, J., & Rodríguez, J. (2015). Tratamiento de lixiviados en filtros anaerobios de flujo asendente de dos fases (DI – FAFS).
- Maldondo, J. I. (2019). Modelos para el diseño de filtros anaerobios de flujo ascendente separados en dos y tres fases.
- Malina J.F., & Pohland F.G. (1992). *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal waste*. Pennsylvanian, USA: Technomic Publishing Company.
- Martínez, S. L., Torreta, V., Minguela, J. V., Siñeriz, F., Raboni, M., Copelli, S., . . . Ragazzi , M. (2014). Treatment of slaughterhouse wastewaters using anaerobic filters. *Environmental Technology*, 35(3), 322–332.



- Maspolim, Y., Zhou, Y., Chenghong, G., & Xiao, K. (2015). Comparación de sistemas de digestión de lodo anaeróbico de una etapa y dos fases - Rendimiento y dinámica de la comunidad microbiana. *Chemosphere* 140, 54-62.
- McCarty, L. (1982). "One hundred years of anaerobic treatment". *Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion, Federal Republic of Germany*, 6-11.
- McCarty, P. L. (1981). One Hundred Years of Anaerobic Treatment. . *Segunda Conferencia Internacional sobre Digestión Anaeróbica*. Travemunde, Alemania.
- Mendez Acosta, H., Campos Delgado, D., Femat, R., & Gonzales Alvarez, V. (2008). Analisis y control de un biorreactor anaerobio de lecho fijo de flujo ascendente.
- Méndez, R., Castillo, E., Sauri, M., Quintal, C., Giacomán, G., & Jiménez, B. (2008). Comparación de cuatro tratamientos fisicoquímicos de lixiviados. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3), 133-145.
- Mendoza-Espinoza, L., & Stephenson, T. (1999). A review of biological aerated filters (BAFs) for wastewater treatment. *Environmental Engineering Science* 16 (3), 201-216.
- Metcalf y Eddy, Inc. (1998). *Tratamiento de Vertido y Reutilización*. (3 ed.). Madrid, España: McGraw Hill.
- Metcalf, & Eddy, I. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. 4ª edición.
- Mittal, G. S. (2006). Treatment of wastewater from abattoirs before land application--a review. *Bioresource technology*, 97(9), 1119-1135.
- Monroy, O., Famá, G., Meraz, M., Montoya, L., & Macarie, H. (2000). Anaerobic Digestion for wastewater treatment in Mexico: state of the technology. *Water Research*, 34(6), 1803-1816.
- Montenegro, D. (2013). Estimación del efecto del lixiviado del Relleno Sanitario Doña Juana sobre la calidad del agua del Río Tunjuelo y su posible tratamiento en la PTAR Canoas.
- Montero, B., Garcia, J., Sales, D., & Solera, R. (2008). Evolution of microorganisms in thermophilic-dry anaerobic digestion. *Bioresource Technology*.
- Moraes, B., Zaiat, M., & Bonomi, A. (2015). Digestión anaeróbica de la vinaza de la producción de etanol de caña de azúcar en Brasil: desafíos y perspectivas. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 888-903.
- Mumme, J., Linke, B., & Tolle, R. (2010). Novel up flow anaerobic solid-state (UASS) reactor. *Bioresour. Technol* 101(2), 592-599.
- Nájera, H., Castañón, J., Figueroa, J., & Rojas-Valencia, M. (2009). caracterización y tratamiento fisicoquímico de lixiviados maduros producidos en el sitio de disposición final de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

- Ortiz Arce, J. M. (1995). Tratabilidad de aguas residuales de matadero con filtros anaeróbicos. *Revista Ingeniería e Investigación, Universidad Nacional de Colombia. Volumen 31, Bogotá, Colombia*, 24 - 35.
- Ortiz Arce, J. M. (1995). Tratabilidad de aguas residuales de matadero con filtros anaeróbicos. *Revista Ingeniería e Investigación, Universidad Nacional de Colombia*. 31, 24-35.
- Padilla, E., Gallardo, J., & López, A. (2011). Evaluation of Stability Factors in the Anaerobic Treatment of Slaughterhouse Wastewater. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 02, 114.
- Padilla-Gasca, E., López-López, A., & Gallardo-Valdez, J. (2011). Evaluation of Stability Factors in the Anaerobic Treatment of Slaughterhouse Wastewater. *Journal of Bioremediation & Biodegradation (02)*, 114-115.
- Pawlowsky, U. (1983). Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas – Alternativas. *II Seminario sobre Ingeniería de Aguas Negras*.
- Pellón, A., López, M., Gonzáles, O., & Espinosa, M. (2015). Propuesta para tratamiento de lixiviados en un vertedero de residuos sólidos urbanos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 36(2), 3-16.
- Phelps, E. B. (1944). *Stream sanitation*. New York: John Wiley and Sons, Inc.
- Pinto, J., D. (1995). *Pinto, J.D.S. Tratamento de esgotos sanitários em filtros anaeróbios utilizando escória de alto forno como meio suporte*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.
- Pohl, M., Mumme, J., Heeg, K., & Nettmann, E. (2012). Thermo- and mesophilic anaerobic digestion of wheat straw by the up flow anaerobic solid-state (UASS) process. *Bioresour Technol* 124, 321-327.
- Pohland, F. (1971). Developments in anaerobic treatment process. *In Biotechnol. Bioeng. Symp.*, 2, 85-116.
- Pohland, F. (1971). Developments in anaerobic treatment process. *In Biotechnol. Bioeng. Symp.* (Vol. 2, pp. 85-106). *Biotechnol. Bioeng. Symp*, 85-106.
- RAS, M. (2000). Reglamento técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico. *Resolución No 1096 de 17 de Noviembre de 2000*.
- Real, J. (2007). Evaluación y modelado de la cinética de depuración anaerobio de vinazas de la industria alcoholera. *Tesis de doctorado. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México*.
- Renou, S. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous materials*. Obtenido de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17997033>
- Richter G, R., & Mackei J, A. (1972). Waste treatment systems removes 75-80% COD. *Food Process*, 212.
- Richter, G.R. y Mackei, J.A. (1972). Waste treatment systems removes 75-80% COD. *Food Process*, 212.

- Rittman, B., & McCarty, P. (1978). J. of the Envir. EngnDiv. ASCE. 104,889-900.
- Rivera, A., González, J. S., Castro, R., Guerrero, B., & Nieves, G. (2002). . «Tratamiento de efluentes de destilería en un filtro anaerobio de flujo ascendente» Rev. Int. Contaminación Ambiental, México, 2002, 18(3). *Rev. Int. Contaminación Ambiental* 18(3), 131-137.
- Rodríguez, J., & Maldonado, J. I. (2015). TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS EN FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE DE DOS FASES (DI – FAFS).
- Rodríguez, J., Uribe, I., & Torres, P. (2003). Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio, Influencia del medio de soporte. *Journal Scientia et Technica* 9(2).
- Rodríguez, J., & Maldonado, J. I. (2015). Tratamiento de lixiviados en filtros anaerobios de flujo ascendente de dos fases (DI-FAFS).
- Rodríguez, J., Lozada, P., Barba, L., & Morán, A. (2005). Tratamiento anaerobio de lixiviados en reactores UASB. *Ingeniería y Desarrollo*(18), 50-60.
- Romero, J. (2001). Tratamiento de aguas residuales: Teoría y Principios de Diseño. Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Romero R, J. (2004). Tratamiento de aguas residuales: Teoría y Principios de Diseño.
- Romero R., J. (2004). *Tratamiento de aguas residuales: Teoría y Principios de Diseño*. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Ronald, P. (2011). Reactor anaerobio de contacto y producción de biogas. *Agua y medio ambiente*. Obtenido de <http://agua-medioambiente.blogspot.com/2011/11/reactor-anaerobio-de-contacto-y.html?view=sidebar>
- Salgado, P., & Trujillo, V. (2004). . Estudio de la calidad del lixiviado del relleno sanitario filtro, esmeralda y su respuesta bajo tratamiento en ascendente, anaerobio piloto de flujo.
- Schulze, K. (1960). Load and Efficiency of Trickling Filters. *Water Pollution Control Federation- Part I.*, 32(3), 245-261.
- Srivastava, V. J., Fannin, K. F., Chynoweth, D. P., & Frank, J. R. (1988). Improved efficiency and stable digestion of biomass in no mixed up flow solids reactors. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 18(1), 111-126.
- Stack V, T. J. (1957). Theoretical Performance of the Trickling Filtration Process. *Sewage and Industrial Wastes*, 29(9).
- Standard, M. (1992). Métodos estándar para el examen de agua y aguas residuales.

- Stanley. (1938). Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente.
- Tchobanoglous, G., & Schroeder, E. (1985). Water Quality: Characteristics, Modeling, Modification,. Addison-Wesley.
- Tofiño, C., & Plazas, S. (1987). " Etapas preliminares en et tratamiento de vinazas utilizando filtros anaerobios". Tesis de grado. Departamento de Ing. Quím. Universidad Nacional de Colombia.
- Torres. (2010). Impacto de la incorporación de lixiviados en el arranque de reactores anaerobios al tratar aguas residuales domésticas. *Ingeniería Y Universidad*, 313-326.
- Torres, P., Barba-Ho, L., Ojeda, C., Mrtínez, J., & Castaño. (2014). Influence of leachates age on its physico- chemical composition and toxicity potential. *Revista U.D.C.A Actualidad & amp; Divulgación Científica*, 17(1), 245-255.
- Torres; Rodríguez; Uribe. (2003). Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio. 75-80.
- Toung, J., & Dahab, H. (1982). Proc. IAUPft Spacialixad Stainar on anaerobic.
- Van den berg, L. (1984). "Development in Methanogenesis Irom Industrial Waste Water". *Journal of Microbiology*, 30, 975-990.
- Van Der Berg, L. (1986). Anaerobic Digestion of Wastes, Division of Biological Sciences, National Research Council of Canada, Ottawa.
- Van Haandel., A., & Lettinga, G. (1994). *Anaerobic Sewage Treatment: A practical guide for regions with a hot climate*. UK: John Wiley and Sons.
- Van't Hoff, J. (1884). In Etudes de Dynamiques Chimiques am). Amsterdam),: F. Müller and Co.
- Villamizar , O., & Plata , S. (2013). Characterization and implementation of a physicochemical method of treatment from the landfill carrasco. *Inovaciencia*, 1, 23-24.
- Wilkie, A., & Collerman, E. (1984). Biotechnology letters.
- Williamson, K., & McCarty, P. L. (1976). Water Poli Control, Fed. 48, 9-24.
- WPCF. (1971). *Sludge Dewatering. Manual of Practice 20*. (C. T. Way, Ed.) Washington, U.S.: Water Polution Control Federation.
- Young J. C., & Yang B. S. (1989). Design considerations for full-scale anaerobic filters. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 61(9), 1576-1587.
- Young, J. (1983). The Filter: Past Present and Future. *Proceeding of The Third International Symposium of Anaerobic Digestion*, (págs. 91-106). Boston, Mass.

- Young, J., & Mccarty, P. (1969). Water Pollution Control Federation.
- Zabaleta, J., Ramírez, L., & Cortes , E. (2015). Evaluación de la eficiencia y la estabilidad de un sistema dos fases tratando aguas residuales provenientes de matadero. *Congreso Nacional de Ciencias Ambientales. Universidad Tecnológica.*
- Zehnder, A., & Hughes. (1982). Anaerobic Digestion Elsevier Biomedical Press.
- Zehnder, J. , B. (1988). *Biology of anaerobic microorganisms*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Zhou , Z. R., & Zhou, Z. J. (2013). Development status, problems and countermeasures of large- and intermediate-scale biogas projects in Beijing's mountainous counties. *J. Power Energy Eng. 01 (05)*, 63-66.
- Zhou, M. J., & Yang, X. S. (1996). Research of up flow solid reactor (USR) treating chicken farm wastewater at anaerobic digestion condition. *Environ Sci*, 44-56.
- Zinder, S. (1984). ASM News.