

UNIVERSIDAD NACIONAL
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA TIERRA Y EL MAR
ESCUELA DE CIENCIAS AMBIENTALES
LICENCIATURA EN INGENIERÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL

PROPUESTA DE DISEÑO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES PARA EL PROCESAMIENTO DEL PRODUCTO NO CONFORME DE UNA
EMPRESA MANUFACTURERA DE REFRESCOS Y CERVEZA EN BARREAL DE
HEREDIA

Modalidad: Proyecto Final de Graduación

Trabajo final de graduación sometido a consideración del Comité de Evaluación de Trabajos
Finales de Graduación de la Escuela de Ciencias Ambientales para optar al grado de Licenciatura
en Ingeniería en Gestión Ambiental

ALEXANDRA VARGAS ARIAS

Heredia, Costa Rica

~~Diciembre, 2022~~
Abril, 2023

Trabajo final de graduación sometido a consideración del Comité de Evaluación de Trabajos Finales de Graduación de la Escuela de Ciencias Ambientales para optar al grado de Licenciatura.

MIEMBROS DEL TRIBUNAL EXAMINADOR

M.Sc. María Álvarez Jiménez
Representante de la Facultad de Ciencias de la Tierra y el Mar

Dr. Pablo Ramírez Granados
Representante de Escuela de Ciencias
Ambientales

M.Sc. María Chaves Villalobos
Tutora

Ing. Ubaldo García Zumbado
Lector

Ing. Sarita Moreno Azofeifa
Lectora

Ing. Alexandra Vargas Arias
Postulante

TABLA DE CONTENIDO

<i>Lista de abreviaturas</i>	6
<i>Resumen</i>	8
1. Introducción	9
1.1. Contexto y antecedentes	9
1.2. Problema	10
1.3. Justificación	11
2. Objetivos	14
2.1. General	14
2.2. Específicos	14
3. Marco teórico	15
3.1. Contaminación del agua	15
3.2. Generalidades de las aguas residuales	16
a) Demanda bioquímica de oxígeno (DBO):	16
b) Demanda química de oxígeno (DQO)	17
c) Sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV)	17
d) Potencial de hidrógeno (pH)	17
e) Temperatura	18
f) Sólidos sedimentables (SSed)	18
g) Macronutrientes: nitrógeno y fósforo	18
h) Micronutrientes	19
3.3. Normativa nacional en materia de aguas residuales	19
3.4. Agua residual de la industria de cerveza y refrescos	21
3.5. Sistemas de tratamiento de aguas residuales	21
3.5.1. Pretratamiento	22
3.5.2. Tratamiento primario	22

3.5.3. Tratamiento secundario	23
3.5.3.1. Digestión anaerobia	24
3.5.3.2. UASB	26
3.5.3.3. Procesos anaerobios de contacto	30
3.6. Economía circular	31
3.6.1. Recuperación de la energía a través del biogás	33
3.6.2. Recuperación de fertilizantes a partir de lodos y digestato	36
4. Metodología	38
4.1. Alcance del estudio	38
4.2. Diseño metodológico	38
4.3. Proceso metodológico	38
4.3.1. Fase I. Caracterización del PNC	38
4.3.1.1. Recolección preliminar de la información sobre PNC	39
4.3.1.2. Muestreo	41
4.3.1.3. Caracterización fisicoquímica del PNC	42
4.3.2. Fase II. Selección de la tecnología óptima	43
4.3.2.1. Dimensionamiento preliminar de las tecnologías	48
4.3.2.2. Matriz de decisión	49
4.3.2.3. Evaluación de los criterios técnicos de cada tecnología	55
4.3.3. Fase III. Diseño del STAR	56
4.3.3.1. Pretratamiento	56
4.3.3.2. Tratamiento primario	56
4.3.3.3. Tratamiento secundario	57
4.3.3.4. Criterios constructivos y de diseño	57
4.3.3.5. Diseño del tren de tratamiento	64
5. Resultados y discusión	71

5.1.	Caracterización del producto no conforme	71
5.1.1.	Generación, tratamiento y acumulación del producto no conforme	71
5.1.1.1.	Generación	71
5.1.1.2.	Tratamiento y acumulación	74
5.1.2.	Caracterización fisicoquímica del PNC	76
5.2.	Selección de la tecnología óptima	89
5.2.1.	Criterios para la selección de la tecnología óptima	89
5.2.2.	Diseño preliminar UASB/ CSTR	94
5.2.3.	Matriz de decisión	98
5.3.	Diseño final	103
5.3.1.	Parámetros de diseño	103
5.3.2.	Pretratamiento	104
5.3.3.	Tratamiento primario	106
5.3.4.	Tratamiento secundario	110
6.	Conclusiones y recomendaciones	116
6.1.	Conclusiones	116
6.2.	Recomendaciones	118
7.	Referencias	120

LISTA DE ABREVIATURAS

CE: cajas equivalentes

CSTR: reactor de agitación continua completa

DBO: demanda biológica de oxígeno

DQO: demanda química de oxígeno

FIFCO: Florida Ice & Farm Company

GEI: gases de efecto invernadero

LAA: Laboratorio de Análisis Ambiental

MINAE: Ministerio de Energía

N: nitrógeno

OECD: Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico

P: fósforo

pH: potencial de hidrógeno

PNC: producto no conforme

PTAR: planta de tratamiento de aguas residuales

SLR: tasa de carga de lodos

SSed: sólidos sedimentables

SST: sólidos suspendidos totales

SSV: sólidos suspendidos volátiles

STAR: sistema de tratamiento de aguas residuales

TCO: tasa de carga orgánica

TRH: tiempo de retención hidráulica

TRS: tiempo de retención de sólidos

UASB: reactor de flujo ascendente

RESUMEN

Millones de toneladas de residuos alimentarios se producen año a año en el mundo, ambientalmente esto implica problemas de gran magnitud. Los residuos de producto no conforme (PNC) de la industria gestionados inadecuadamente contribuyen a la contaminación de los cuerpos de agua. El presente trabajo de graduación consistió en diseñar un sistema de tratamiento adecuado para tratamiento el PNC de una empresa productora de cervezas y bebidas. Además, el sistema permitirá aprovechar los subproductos generados del proceso de depuración con el objetivo de incorporar criterios de economía circular y biofactorias.

Para esto se realizó una caracterización fisicoquímica del PNC, se tomaron en total 23 muestras simples en un periodo de 2 meses para lograr obtener una muestra representativa del residuo a tratar. Con los resultados obtenidos se aplicó la matriz de evaluación de Noyola, Morgan-Sagastume y Guereca para determinar qué tipo de tecnología es la más apropiada. Dicha matriz considera criterios técnicos, económicos, ambientales y operacionales.

La tecnología presentada por UASB resultó ser la más apropiada para el tratamiento del PNC de FIFCO, además contribuye a incorporar criterios de economía circular y biofactorias a través del aprovechamiento del biogás, el lodo y el digestato. Técnicamente es más factible que el CSTR debido a que requiere menor espacio de construcción y consume menos energía.

Se diseñó un tren de tratamiento que consistió en un pretratamiento con rejillas de desbaste de 1,0 cm de separación entre barras; tratamiento primario basado en homogenización, adición de nutrientes y neutralización con cal para el incremento del pH de entrada al sistema biológico, el cual consiste en dos reactores UASB en serie, para la hidrólisis y acidogénesis en el primero, así como la acetogénesis y metanogénesis en el segundo.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. CONTEXTO Y ANTECEDENTES

Florida Ice & Farm Co., conocida como FIFCO, es una empresa de capital costarricense fundada en 1908. Su sede principal se ubica en Costa Rica y actualmente cuenta con dos plantas de producción: Cervecería de Costa Rica y Planta Refrescos, las cuales se dedican a la producción y embotellamiento de cerveza, refrescos naturales y carbonatados, respectivamente (Florida Ice & Farm Co [FIFCO], 2018).

Para alcanzar los estándares de calidad establecidos internamente y exigidos por el mercado, todo el producto elaborado y embotellado debe pasar por una serie de pruebas y análisis con el fin de asegurar la calidad e inocuidad del producto. Aquel producto que no cumpla con alguno de los requisitos establecidos es rechazado y determinado como producto no conforme. Este está constituido, principalmente, por el residuo líquido del refresco o cerveza.

Como parte del compromiso de responsabilidad extendida de la FIFCO, mediante el cual se compromete a gestionar todo el ciclo de vida de productos para asegurar la salud pública y medioambiental, la empresa es responsable de disponer el Producto No Conforme (PNC) por medio de buenas prácticas ambientales y sanitarias. Por lo tanto, como medida de acción inmediata, se ha optado por disponer el residuo en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de las plantas de producción. Sin embargo, se requiere analizar otras alternativas de tratamiento, ya que esta acción ha generado un aumento en los costos operativos de las PTAR. En 2012, se realizó una estimación del costo del tratamiento del PNC en la PTAR de la Planta Refrescos, y se obtuvo que, por cada metro cúbico de residuo, el costo de tratamiento de refrescos es de ₡5 150 y el de cerveza de ₡5 040. En ese año, el PNC de refresco y de cerveza se disponía por separado; no obstante, hoy se mezcla.

CUADRO 1. PARÁMETROS PARA LA ESTIMACIÓN DEL COSTO DEL TRATAMIENTO DEL PNC EN LA PTAR DE PLANTA REFRESCOS

PNC	Costo por NaOH (m³)	Costo por lodos (m³)	Costo operativo fijo (m³)	Costo total del tratamiento (m³)
Refresco natural y carbonatado	₡1 056	₡3 708	₡385	₡5 150
Cerveza	₡1 138	₡3 520	₡385	₡5 040

Fuente: FIFCO (2012).

Según la revisión bibliográfica realizada sobre cómo se gestiona este tipo de residuo, se determinó que, a nivel internacional, se han realizado numerosas investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales de la industria de bebidas. Show, Tay y Hung (2010) abordan el uso de sistemas anaeróbicos para el tratamiento de las aguas residuales de diversas industrias, entre ellas de lácteos y bebidas en general. Por su parte, Abdel-Fatah, Sherif y Hawash (2017) evaluaron los parámetros de diseño para un sistema de tratamiento de las aguas residuales de la producción de bebidas; Chen, Chang, Guo, Hong y Wu (2016) propusieron el uso de un biorreactor de membranas anaeróbico para el tratamiento de las aguas residuales de una cervecería. Sin embargo, no se encontró ninguna investigación relacionada específicamente con el tratamiento del producto no conforme de este tipo de industrias.

1.2. PROBLEMA

Los residuos de la industria de alimentos constituyen una fuente considerable de impactos ambientales. Se estima que alrededor de 1 300 millones de toneladas de residuos alimentarios se producen cada año en todo el mundo, lo cual implica problemas económicos, sociales y ambientales de gran magnitud. Entre estos, destaca la emisión de grandes cantidades de gases de efecto invernadero (GEI) directos e indirectos al medioambiente, aguas residuales con elevadas

cargas contaminantes, entre otros. Se prevé que esta cifra incrementará significativamente en los próximos años (Xu, Li, Ge, Yang y Li, 2018). La carga orgánica altamente concentrada de estos residuos representa grandes retos para los sistemas de tratamiento de aguas residuales (STAR) convencionales, especialmente los de tipo aerobio, como ya se ha evidenciado en la operación de la empresa. El principal inconveniente que enfrenta FIFCO, en este sentido, es la acumulación del PNC por largos periodos de tiempo, debido a que es necesario un proceso de dosificación para no afectar los STAR aerobios existentes por los altos niveles de carga orgánica presente. Además, su tratamiento en las PTAR conlleva un incremento en los costos operativos, para asegurar el cumplimiento de los parámetros de vertido establecidos por la legislación nacional.

La acumulación del PNC durante largos periodos genera la proliferación de plagas y malos olores, lo cual afecta a los vecinos, y constituye un problema de salud pública. Además, el hecho de tratar el PNC en los STAR actuales, los cuales no fueron diseñados para tratar este tipo de aguas residuales, implica someterlos a un sobreesfuerzo. Esto disminuye su eficiencia, aumentando las posibilidades de incumplir con los límites de vertido y, por lo tanto, contaminar el Río Segundo, cuerpo receptor del efluente tanto de Cervecería como de Planta Refrescos.

Ante esta situación, la empresa ha evaluado diferentes alternativas para tratar adecuadamente el PNC, sin afectar los sistemas actuales. Una de estas alternativas consiste en la implementación de un STAR anaerobio que permita obtener subproductos aprovechables. Por lo tanto, el problema de la investigación es el siguiente: ¿cómo se debe diseñar un sistema de tratamiento de aguas residuales que permita reducir la carga contaminante del PNC y, al mismo tiempo, obtener subproductos aprovechables económicamente?

1.3. JUSTIFICACIÓN

La optimización del desempeño ambiental a nivel industrial es cada vez más importante, tanto por el cumplimiento legal como por competitividad, según lo apunta la Confederación de Industrias de Alimentos y Bebidas de la UE (CIAA, 2007). A pesar de los retos ambientales y técnicos que presenta su manejo, los residuos industriales, incluyendo los de la industria de bebidas, han demostrado ser una fuente de materiales aprovechables, como energía, recursos minerales y

productos orgánicos de interés económico (García-García, Stone y Rahimifard, 2019; Pazera et al., 2015; Soares, 2020). Con la reciente incorporación de Costa Rica a la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OECD, por sus siglas en inglés), se hace más necesaria la implementación de buenas prácticas de aprovechamiento de los recursos, con un enfoque de economía circular. En este sentido, las PTAR deben comenzar a considerarse fábricas de recursos, en vez de meras instalaciones de disposición y tratamiento de residuos (Soares et al., 2017).

La necesidad de FIFCO de buscar una alternativa para la disposición del PNC deriva en varios factores. Anualmente, es mayor la cantidad de PNC que se genera en comparación con la cantidad que es dispuesta, por lo tanto, año a año la acumulación del producto aumenta. Esto ocasiona que el espacio de almacenamiento del residuo cada vez sea más grande. Dichos residuos se almacenan a la intemperie con el fin de evitar contaminación cruzada con el producto terminado. Así, debido a los largos periodos de almacenamiento bajo estas condiciones, aumenta su descomposición, provocando malos olores y atrayendo plagas, lo que es un incumplimiento a los requisitos de inocuidad para una empresa alimenticia.

Considerando lo anterior, el presente proyecto brinda una solución alternativa, en principio factible desde el punto de vista ambiental, para el tratamiento de los residuos del PNC. Se requiere de sistemas funcionales, capaces de soportar las altas cargas orgánicas que presentan este tipo de aguas residuales. Es de suponer, entonces, que los sistemas anaerobios son los indicados para el tratamiento seguro y eficiente de los efluentes de la industria alimentaria (Wickham et al., 2018). El diseño y la operación de los sistemas anaerobios resultan relativamente sencillos; generan subproductos aprovechables como el biogás, el cual se utiliza para producir energía y líquidos ricos en nutrientes que sirven como fertilizantes (Mucha et al., 2019; Show et al., 2010; Soares et al., 2017). Asimismo, requieren menor cantidad de energía que los sistemas aerobios.

Las condiciones climáticas de los países tropicales como Costa Rica resultan idóneas para este tipo de sistemas (Chernicharo, 2007). Además, los procesos anaerobios suelen tener un excelente desempeño para la digestión de prácticamente cualquier tipo de residuo alimentario (Xu et al., 2018); especialmente, los que presentan altos niveles de biodegradabilidad (Akunna, 2018).

Por otro lado, se expone una problemática de la industria alimenticia que es poco conocida e investigada. Esto brinda insumos para el abordaje de retos ambientales en el área de tratamiento

de aguas residuales industriales, concretamente en el PNC, el cual se acumula en grandes cantidades. La investigación sirve como guía para la adopción de buenas prácticas ambientales sobre manejo de residuos líquidos en la industria alimentaria.

Con la ejecución de esta propuesta, FIFCO se beneficia, debido a que se asegura de contar con un sistema capaz de tratar el PNC y aprovechar los subproductos generados, sin afectar la calidad de los efluentes y, por ende, su impacto en el medioambiente. Además, permite una reducción en los gastos operativos de las PTAR que tratan actualmente el residuo. La propuesta disminuye los malos olores y propagación de plagas generadas por el almacenamiento del PNC, beneficiando tanto a la empresa como a los vecinos.

Para la ejecución de este proyecto, se contó con el apoyo material, humano y financiero de la empresa FIFCO. La empresa suministró la información a nivel documental y de registros con la que contaba, que sirvieron de apoyo para la propuesta. Además del apoyo del Laboratorio de Análisis Ambiental de la Universidad Nacional, donde se realizó la caracterización del agua residual.

2. OBJETIVOS

2.1. GENERAL

Diseñar un sistema de tratamiento del PNC de cerveza y refresco mediante su caracterización y dimensionamiento de las unidades de depuración, para el aprovechamiento de los residuos líquidos de FIFCO.

2.2. ESPECÍFICOS

- Caracterizar el PNC mediante la tasa de generación y análisis fisicoquímicos requeridos en el diseño de sistemas anaerobios, para la evaluación de las tecnologías aplicables.
- Evaluar los sistemas de tratamiento aplicables mediante una matriz de selección basada en criterios técnicos y ambientales, para la determinación de la tecnología más factible.
- Elaborar el diseño del sistema de tratamiento seleccionado, mediante el dimensionamiento de las unidades de depuración, para el aprovechamiento de los subproductos generados.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. CONTAMINACIÓN DEL AGUA

Las aguas residuales son aquellas que han recibido un uso, el cual ha modificado su calidad, debido a la incorporación de agentes contaminantes. Estas se clasifican como ordinarias y especiales. Las ordinarias son aquellas que provienen de actividades domésticas, incluyendo aguas negras y aguas grises. Mientras que las aguas residuales especiales son todas aquellas que provienen de actividades distintas a las domésticas, por ejemplo, actividades agrícolas, hospitalarias e industriales (Decreto N.º 33601-MINAE-S, 2007).

Las aguas residuales industriales presentan altos niveles de carga orgánica, lo que conlleva al agotamiento del oxígeno presente en el agua, al ser vertidas sin depurar. Además, contienen excesos de nutrientes como nitrógeno y fósforo, lo cual genera eutrofización en el medio: afloramientos masivos de algas que agotan el oxígeno del agua, causando la muerte de la fauna acuática (Tchobanoglous et al., 2014). El principal desafío de los vertidos industriales es que no se monitorean correctamente, ya que, en algunos casos, las aguas residuales industriales se disponen directamente al alcantarillado sanitario público sin recibir ningún tratamiento previo y, por tanto, recibiendo la misma depuración que las aguas domésticas, incorporando en ellas y en el medioambiente agentes contaminantes tóxicos que en algunos casos comprometen las plantas de tratamiento municipales (WWAP, 2017).

Una fracción importante de las aguas residuales generadas en el mundo, tanto industriales como de otro tipo, por ejemplo, domésticas o urbanas, no recibe un tratamiento seguro antes de su disposición en el medioambiente, lo cual agrava considerablemente el problema de contaminación de los cuerpos de agua (WWAP, 2017). Esto afecta considerablemente la calidad del recurso y, por lo tanto, disminuye su disponibilidad, lo cual genera consecuencias negativas tanto para el medioambiente como para la salud y el desarrollo económico de la humanidad, tal como lo apunta la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2018).

Para determinar el grado de contaminación que generan las aguas residuales a los ecosistemas, se analiza una serie de parámetros básicos, los cuales se emplean regulatoriamente en la mayor

parte del mundo. Estos parámetros sirven tanto para caracterizar el estatus de contaminación como para diseñar los STAR más apropiados para la depuración.

3.2. GENERALIDADES DE LAS AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales son aguas que se han utilizado en alguna aplicación, por lo que se le han introducido una serie de contaminantes que requieren ser removidos antes de ser vertidas al medioambiente, tras su uso (Romero, 2010). Estos contaminantes son de naturaleza tanto fisicoquímica como microbiológica.

La determinación de algunos de estos parámetros es fundamental para diseñar un sistema de tratamiento, ya que permiten conocer las características fisicoquímicas del agua y ajustar los sistemas a su composición, de manera que se obtenga la mayor eficiencia de remoción posible. Las aguas residuales se clasifican como: ordinarias y especiales.

Las ordinarias son aquellas que provienen de actividades domésticas, incluyendo aguas negras y aguas grises. Mientras que las aguas residuales especiales son todas aquellas que provienen de actividades distintas a las domésticas, por ejemplo, actividades agrícolas, hospitalarias e industriales (Poder Ejecutivo, 2007).

La calidad del agua se define según sus características físicas, químicas y biológicas. Los parámetros comúnmente empleados para determinar su calidad y, por tanto, el grado de saneamiento necesario para las aguas residuales son: demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos totales (SST), potencial de hidrógeno (pH), temperatura, sólidos sedimentables (SSed), macronutrientes y micronutrientes. A continuación, se describen detalladamente:

a) DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO):

La DBO es la cantidad de oxígeno disuelto que consumen los microorganismos durante el proceso de oxidación de la materia orgánica biodegradable en condiciones aerobias. Este parámetro determina la eficiencia de remoción de materia orgánica biodegradable mediante la

cantidad de oxígeno disuelto necesario en el agua, por lo tanto, es uno de los más utilizados a la hora de determinar y dimensionar sistemas de tratamiento de aguas residuales (Qasim y Zhu, 2018).

b) DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La DQO se refiere a la cantidad de sustancias susceptibles a la oxidación química presente en el agua residual. Generalmente, se utiliza este parámetro para determinar cuánta materia orgánica, tanto biodegradable como no biodegradable, se encuentra presente en el agua residual; sin embargo, hay sustancias inorgánicas como algunos metales, sulfuros, sulfitos y yoduros que también tienden a ser oxidadas, aunque no aportan realmente a la DQO de interés para el diseño. La determinación de la DQO debe realizarse inmediatamente después de tomar la muestra o antes de que inicie la oxidación natural (Tchobanoglous et al., 2014).

Los sistemas anaerobios son más apropiados para aguas residuales que presentan valores de DQO biodegradable a partir de 2 000 mg/L. Es importante conocer la composición de la materia orgánica presente, la cual aporta a la DQO, a fin de determinar qué tan apta resulta para el proceso de digestión anaerobia. Algunas sustancias como la lignina o la celulosa, por ejemplo, no son fácilmente asimilables por los microorganismos que llevan a cabo la hidrólisis, con lo cual requerirán algún tipo de pretratamiento antes de ingresar al sistema (Akunna, 2018).

c) SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) Y VOLÁTILES (SSV)

Se refiere a la cantidad de material particulado presente en al agua residual. Normalmente, los SST tienen tamaños que se sitúan entre (1,0 – 1 000) μm , incluyendo aquellos de diámetro mayor. Estos pueden ser removidos por filtración, sedimentación o centrifugación (Curt y Fernández, 2009). Los SSV, por su parte, constituyen la fracción orgánica de los sólidos. Están relacionados con la biomasa en los STAR y resultan fundamentales para el diseño (von Sperling, 2007).

En los procesos de digestión anaerobia, la degradación de ciertos componentes del material particulado, el cual representa los SST, es lento y puede resultar limitante para la hidrólisis si se encuentra en grandes proporciones. Este tipo de residuos conllevarán tiempos de retención más elevados; consecuentemente, retardarán la producción del biogás (Akunna, 2018).

d) POTENCIAL DE HIDRÓGENO (PH)

Determina el nivel de acidez o alcalinidad del agua al medir la concentración de hidrógeno. Los niveles de pH por debajo de 6,0 se consideran ácidos; por arriba de 8,0, básicos y entre 6,0 – 8,0 se consideran neutros (Curt y Fernández, 2009). El pH influye considerablemente en la estabilidad de los procesos anaerobios, *i.e.*, hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, debido a que los diferentes tipos de bacterias involucradas en las cuatro fases de la digestión anaerobia soportan distintos rangos de pH, aunque todas en general se adaptan a los pH neutros (Akunna, 2018).

e) TEMPERATURA

En los sistemas anaerobios, la temperatura es crucial, debido a que los microorganismos que viven bajo este tipo de ambientes no son eficientes en la degradación de la materia orgánica a temperaturas menores a 20 °C, también denominadas psicrófilas. Asimismo, las temperaturas bajas incrementan la solubilidad de algunos gases presentes en el agua residual (Khanal et al., 2017). Por el contrario, las temperaturas óptimas se encuentran en los rangos de temperatura mesófilas (25 – 40) °C y termófilas (40 – 55) °C. Para efectos prácticos, las plantas anaerobias industriales suelen operar en el rango mesófilico (Akunna, 2015; Chernicharo, 2007).

Desde el punto de vista ambiental, la temperatura de los vertidos también debe ser controlada; esta altera la vida acuática al reducir la concentración de oxígeno disuelto presente en los cuerpos de agua (Tchobanoglous et al., 2014).

f) SÓLIDOS SEDIMENTABLES (SSSED)

Se refiere a la cantidad de sólidos gruesos presentes en el agua residual con la densidad suficiente para sedimentar en pocos minutos. Es usual que, para su determinación, se utilice un cono Imhoff donde se deja reposar el agua por aproximadamente 45 minutos hasta que los sólidos sedimenten (Curt y Fernández, 2009).

g) MACRONUTRIENTES: NITRÓGENO Y FÓSFORO

El nitrógeno (N) es un elemento requerido para el crecimiento de microorganismos, pues resulta fundamental para la síntesis de proteínas y aminoácidos (Lohani y Havukainen, 2018). En condiciones anaerobias, el N orgánico sufre un proceso de amonificación; los aminoácidos se convierten en amoníaco o amonio, dependiendo de las condiciones ambientales (van Hullebusch, Yekta, Calli y Feroso, 2019), siendo este la principal fuente del elemento para los

microorganismos. El N es considerado el nutriente limitante en los procesos de digestión anaerobia (Akunna, 2015).

Por su parte, el fósforo (P) también resulta de suma importancia para la optimización del proceso de digestión anaerobia. Los microorganismos utilizan los ortofosfatos, los cuales pueden ser incorporados por las células en desarrollo. La relación empírica de carga orgánica y nutrientes para una alta eficiencia de generación de metano (CH₄) es, aproximadamente, DQO:N:P = 350:5:1 en ppm (Chernicharo, 2007).

h) MICRONUTRIENTES

Se adicionan para estimular el proceso metabólico de los microorganismos. Algunos micronutrientes son esenciales para brindar estabilidad en el proceso anaerobio y para asegurar la eficiencia del sistema. La adición de los denominados *biosuplementos*, a base de metales traza, aumenta la producción del biogás, principalmente en la digestión de los residuos de la industria alimentaria (Akunna, 2018). Algunos de estos micronutrientes son cobalto, níquel, hierro, zinc, manganeso, cobre, entre otros (Chernicharo, 2007). Uno de los más importantes lo constituye el hierro, el cual se añade para potenciar ciertas reacciones enzimáticas y la generación de biogás aprovechable (van Hullebusch et al., 2019).

Por lo mencionado anteriormente, para la determinación del sistema de tratamiento óptimo del PNC, es necesario realizar análisis con el fin de conocer su composición fisicoquímica o, en otras palabras, su calidad, ya que la efectividad del diseño y operación del sistema dependen de esto. El detalle del análisis de estos parámetros se explica en el apartado 4.4. (Tchobanoglous et al., 2014).

3.3. NORMATIVA NACIONAL EN MATERIA DE AGUAS RESIDUALES

El principal instrumento de regulación de aguas residuales es el Decreto N.º 33601-MINAE-S, 2007, Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales. El reglamento define los parámetros universales y complementarios que deben analizarse según la actividad que desarrolla cada organización. En la tabla 6 de este, se incluyen los límites específicos para los parámetros de DBO, DQO y SST según el tipo de actividad. Para la presente investigación, la actividad

corresponde a la manufactura de bebidas malteadas y licores de malta. A continuación, se muestran los parámetros universales y sus respectivos límites de vertido para los efluentes que se descargan en un cuerpo receptor establecidos:

CUADRO 2. LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LOS PARÁMETROS UNIVERSALES DE AGUAS RESIDUALES VERTIDAS EN UN CUERPO RECEPTOR

Parámetro	Límite tabla 6¹	Límite máximo tabla 6¹
DBO _{5,20}	50 mg L ⁻¹	150 mg L ⁻¹
DQO	150 mg L ⁻¹	300 mg L ⁻¹
Sólidos suspendidos totales	50 mg L ⁻¹	100 mg L ⁻¹
Grasas/aceites	30 mg L ⁻¹	-
Potencial hidrógeno (pH)	5 – 9	-
Temperatura	15°C ≤ T ≤ 40 °C	-
Sólidos sedimentables	1 mL L ⁻¹	-
Sustancias activas al azul de metileno	5 mg L ⁻¹	-

Fuente: Poder Ejecutivo (2007).

El reglamento incluye parámetros complementarios, tales como nutrientes, metales pesados, color, coliformes fecales, entre otros, según la actividad que se desarrolla; para el caso específico de FIFCO, ninguna de las PTAR requiere realizar los análisis complementarios. Los parámetros de vertido descritos anteriormente definen la calidad del agua residual y permiten a las autoridades

¹ En el artículo 23 del Decreto N.º 33601-MINAE-S, 2007, se incluyen en la tabla 6 los límites máximos permisibles por tipo de actividad. El código CIU para la manufactura de bebidas malteadas y licores de malta corresponde al 15530.

asegurar que el vertido de aguas residuales de la industria no contribuye a la contaminación de los cuerpos de agua y suelos.

3.4. AGUA RESIDUAL DE LA INDUSTRIA DE CERVEZA Y REFRESCOS

Las aguas residuales de la industria de bebidas y cerveza provienen, en buena parte, de procesos de limpieza y desinfección de equipos. Se estima que un tercio del agua utilizada por esta industria se emplea en el lavado de filtros, botellas, equipos y tuberías para cambios de sabor, la cual se convierte posteriormente en agua residual (Remya y Swain, 2019). Los principales contaminantes que presentan las aguas residuales de la industria de bebidas carbonatadas son el ácido fosfórico (H_3PO_4), soda cáustica (NaOH) y azúcares. El H_3PO_4 y NaOH son utilizados para el lavado y desinfección de equipos industriales en la industria alimentaria, por lo que sus efluentes contienen entre (320 – 397) mg/L sodio, y valores básicos de pH, en torno a 9,0 (Remya y Swain, 2019). Estas aguas presentan concentraciones de DQO entre (25 – 145 000) mg/L, DBO de (130 – 350) mg/L, SST de (26 – 38 000) mg/L, nitrógeno y fósforo entre (20 – 11 800) mg/L y (130 – 250) mg/L, respectivamente (Abdel-Fatah et al., 2017; Manyuchi, Mbohwa y Muzenda, 2018).

En el caso de cervecerías, la carga orgánica está compuesta, principalmente, de granos gastados, lúpulos y levaduras (Akunna, 2015). La DQO promedio es de (2 000 – 6 000) mg/L, y la DBO entre (1 200 – 3 600) mg/L, y presentan altas concentraciones de materia orgánica biodegradable (Remya y Swain, 2019). Akunna (2015), por su parte, indica que los efluentes de cervecerías contienen DQO de (3 000 – 6 000) mg/L; sólidos totales en el rango de (50 – 1 000) mg/L; nitrógeno total de Kjeldahl de (24 – 200) mg/L, y sulfatos (SO_4^{2-}) de 35 mg/L. Según lo indicado en la literatura y las características del PNC, los sistemas más recomendados para tratar este tipo de aguas residuales son tecnologías basadas en tratamientos biológicos.

3.5. SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales tienen como objetivo proteger la salud humana y ambiental, así como promover el bienestar de la sociedad, ya que buscan asegurar la calidad y

disponibilidad del recurso hídrico. Normalmente, un sistema se encuentra compuesto por cuatro etapas: pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario, aunque este último no siempre se dispone. Las etapas se implementan secuencialmente y en cada una ellas se aplican diferentes métodos de depuración para disminuir la concentración de los principales contaminantes fisicoquímicos y microbiológicos presentes en el agua residual (Akunna, 2015).

3.5.1. PRETRATAMIENTO

En el pretratamiento, se pretende eliminar los sólidos gruesos, grasas y aceites. Algunos ejemplos de sistemas de pretratamiento son las cribas, tamices, rejillas, entre otros. La separación del material grueso se da mediante el paso del agua residual por una criba o rejilla, estas pueden ser manuales o mecánicas. Además, el principal objetivo es proteger de taponamiento los demás equipos que componen el resto del sistema de tratamiento, como bombas, tuberías y válvulas, así como proteger los microorganismos en los reactores biológicos y evitar el vertido de residuos sólidos en los cuerpos de agua (Qasim y Zhu, 2018). Las cribas requieren de constante limpieza para asegurar una alta eficiencia de operación. Por lo tanto, en la etapa del diseño, debe contemplarse un fácil acceso para su limpieza (Akunna 2018).

3.5.2. TRATAMIENTO PRIMARIO

El tratamiento primario consiste en procesos físicos para la remoción de sólidos gruesos, sedimentables, flóculos, grasas y aceites, mediante sistemas de floculación y sedimentación primaria. La sedimentación primaria remueve sólidos sedimentables y suspendidos por medio de la gravedad y un tiempo de retención de 2 a 4 horas. Estos sistemas remueven entre 50 y 70 % de los SST y entre el 25 y 40 % del DBO; una fracción considerable de la materia orgánica presente en el agua residual (Von Sperling, 2007).

Otro tipo de tratamiento primario es la homogenización o igualamiento, el cual pretende amortiguar las variaciones de caudal y mantenerlo lo más constante posible durante todo el flujo hacia el sistema, evitando así problemas operacionales. Además de la regulación del caudal, se emplean como controladores del pH y carga orgánica, favoreciendo así la eficiencia del tratamiento biológico. Esto debido a que se garantiza una composición homogénea a la entrada de

los sistemas biológicos, atenuando así los picos de carga orgánica e hidráulica. El homogeneizador requiere un proceso de mezclado para asegurar la uniformidad de las aguas y prevenir que los sólidos sedimenten (Qasim y Zhu, 2018). Esta etapa es crítica en algunos sistemas anaerobios, debido a la fragilidad de los cultivos bacterianos presentes (Akunna, 2018).

Dentro del mismo igualador, se suele incluir procesos de neutralización, lo cual es prioritario para los sistemas anaerobios, pues los microorganismos encargados de llevar a cabo los distintos procesos bioquímicos solo viven en ambientes de pH neutro. Las aguas residuales ácidas afectan los cultivos bacterianos, aunque en la industria de bebidas alcohólicas se toleran aguas con pH de 4,5 – 5,5 sin ajuste de pH (Khanal, et al., 2017; Tchobanoglous et al., 2014). Para la neutralización de aguas residuales ácidas, se suelen emplear óxidos de calcio o magnesio, hidróxido y bicarbonato de sodio (Goel et al., 2005).

El tratamiento primario es importante dentro de un sistema, debido a que su eficiencia de remoción contribuye a que los demás sistemas operen eficientemente y logren reducir de manera significativa la carga de contaminación (Tchobanoglous et al., 2014). Este resulta clave para optimizar el rendimiento de los tratamientos posteriores, como el secundario y el terciario.

3.5.3. TRATAMIENTO SECUNDARIO

Los tratamientos secundarios son, en su mayoría, procesos biológicos o químicos, e inclusive la combinación de ambos. Debido a la naturaleza y características del agua residual por tratar, se detallan principalmente los procesos biológicos. Este tipo de tratamientos remueven los contaminantes como sustancias orgánicas biodegradables, coloides y sólidos suspendidos en general, y nutrientes como el nitrógeno y el fósforo presentes en el agua, por medio de la actividad biológica de los microorganismos, quienes se encargan de oxidar la materia orgánica (Chernicharo, 2007).

Existen cuatro grandes grupos de procesos biológicos y son los anaerobios, aerobios, anóxicos o combinados. Los sistemas biológicos más comunes son los lodos activados (aerobio) y el UASB, CSTR y biodigestores (anaerobio) (Romero, 2010). Para aguas residuales de la industria alimentaria, es común el uso de sistemas anaerobios o combinados con procesos aerobios,

dependiendo de la composición del agua residual por tratar, así como los objetivos de la depuración. Por su parte, los procesos de tratamiento anaerobio presentan una serie de ventajas, como la escasa demanda energética, simplicidad en el diseño, operación y mantenimiento de los sistemas, así como la generación de subproductos aprovechables, tales como energía térmica, biogás y efluentes ricos en nutrientes.

Los sistemas de digestión anaerobia han ganado popularidad en las últimas décadas, y existen más de 2 000 PTAR industriales anaerobias en todo el mundo (Show et al., 2010). Este tipo de sistemas son los más convenientes para las aguas residuales por tratar en el presente trabajo de investigación, dadas sus características de elevada carga orgánica. Asimismo, son los sistemas óptimos para generar subproductos aprovechables, como la energía a partir del biogás (Mantilla et al., 2017).

3.5.3.1. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia es el proceso mediante el cual los microorganismos emplean aceptadores de electrones como el ion sulfato (SO_4^{2-}) y dióxido de carbono (CO_2) para llevar a cabo la oxidación de la materia orgánica. Es un balance del sistema ecológico, ya que en él participan diferentes microorganismos con funciones específicas. La descomposición de la materia orgánica ocurre en dos etapas: en la primera etapa bacterias anaerobias y facultativas transforman, mediante el proceso de hidrólisis y fermentación, los compuestos orgánicos complejos como carbohidratos, proteínas y lípidos en materia orgánica simple, principalmente en ácidos grasos volátiles (AGV), CO_2 e hidrógeno (H_2). En la segunda etapa, los microorganismos metanogénicos transforman la materia orgánica y el H_2 en metano (CH_4) y CO_2 (Chernicharo, 2007). Las fases de la digestión anaerobia se detallan a continuación:

CUADRO 3. FASES DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA.

Fase de la digestión anaerobia	Descripción
Hidrólisis	<p>Primera fase de digestión anaerobia. Los polímeros complejos son hidrolizados por enzimas extracelulares en productos solubles simples (Akunna, 2018), como AGV, alcoholes, ácido láctico, CO₂, H₂, amoníaco y sulfuro de hidrógeno, además de nuevas células bacterianas. La eficiencia de la hidrólisis depende de las siguientes condiciones anaerobias (Chernicharo, 2007):</p> <ol style="list-style-type: none"> a. Temperatura del reactor. b. Tiempo de resiliencia del sustrato en el reactor. c. Composición del sustrato. d. Tamaño de las partículas. e. pH del medio. f. Concentración de amonio y nitrógeno. g. Concentración de los productos por hidrolizar.
Acidogénesis	<p>Segunda etapa de la digestión anaerobia, en ella las bacterias fermentativas metabolizan los compuestos simples, formados durante la hidrólisis, en ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, amoníaco, H₂, sulfitos y CO₂ (Akunna, 2018).</p>
Acetogénesis	<p>Tercera fase de la digestión anaerobia, en ella las bacterias homoacetogénicas oxidan los compuestos formados en la etapa anterior en CO₂, H₂ y ácido acético, formando un sustrato para las bacterias metanogénicas de la siguiente fase (Akunna, 2018). Aproximadamente, el 50% de la materia orgánica se convierte en ácido burítico y ácido propiónico, los cuales posteriormente se descomponen en ácido acético y H₂. Durante la formación de ácido acético y ácido propiónico, se generan grandes concentraciones de iones de hidrógeno, el cual disminuye el nivel de pH del medio acuoso. Finalmente, de todos los compuestos oxidados por las bacterias acetogénicas, únicamente el H₂ y el ácido acético pueden ser metabolizados directamente por las bacterias metanogénicas (Chernicharo, 2007).</p>
Metanogénesis	<p>Última fase de la digestión anaerobia. En esta etapa se obtiene metano como subproducto de la descomposición del CO₂ y el H₂ (Akunna, 2018). La generación</p>

Fase de la digestión anaerobia	Descripción
	<p>de metano permite la eliminación del carbono orgánico del medioambiente y mantienen la presión de hidrógeno lo suficientemente baja para mantener las condiciones del medio, con el fin de que las bacterias continúen su proceso de oxidación.</p> <p>Los microorganismos metanogénicos se encuentran divididos en dos grandes grupos: los descomponedores del ácido acético y los descomponedores de hidrógeno. La mayoría de las especies metanogénicas son capaces de descomponer el H₂ y el CO₂ en CH₄ (Chernicharo, 2007).</p>

Los procesos de digestión anaerobia son los sistemas para depuración de aguas residuales mayoritariamente empleados a nivel industrial. El reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés) ha suscitado gran interés en los últimos años, sobre todo, para aplicaciones industriales, aunque también municipales (Akunna, 2018; Tchobanoglous et al., 2014).

3.5.3.2. UASB

De los STAR anaerobios comúnmente utilizados, el UASB es uno de los más eficientes, siendo capaz de tratar aguas residuales con altas cargas orgánicas de una gran variedad de industrias (Dutta, Davies y Ikumi, 2018). En comparación con los demás sistemas anaerobios, presenta grandes ventajas, debido a su simplicidad de diseño y construcción, así como sus bajos costos de operación, al no requerir cantidades significativas de energía; además, no requiere de equipos sofisticados (Akunna, 2018). Asimismo, la alta flexibilidad garantiza un tratamiento óptimo, independientemente de la composición de los residuos por tratar; presenta altas cargas específicas de operación, lo cual contribuye a reducir el espacio requerido y menor volumen de lodos producidos en el tratamiento en comparación con los sistemas aerobios (Chernicharo, 2007). Los sistemas anaerobios producen grandes cantidades de energía en forma de biogás: hasta **130 kJ kg DQO_{removida}⁻¹** (Show et al., 2010).

Estos sistemas presentan eficiencias de remoción de DQO y DBO de entre 65 y 75 %. Existe un amplio marco de literatura sobre la idoneidad del UASB para el tratamiento de aguas residuales de diversas industrias, entre ellas la cervecera. Además, se han reportado eficiencias de remoción de DQO de hasta 90 % (Dutta et al., 2018). Sin embargo, los sistemas anaerobios también presentan algunas desventajas como la liberación de malos olores, baja capacidad de aceptar sustancias tóxicas, largos tiempos de iniciación del sistema y, usualmente, requieren un postratamiento si el destino final del efluente es el vertido en cuerpo receptor (Chernicharo, 2007).

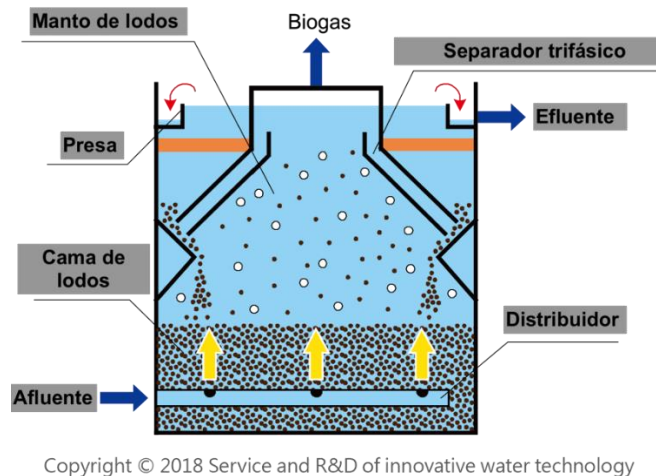


FIGURA 1. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DENTRO DEL UASB.

Fuente: Innovative water technology, 2018.

La operación de un UASB depende de asegurar al máximo el contacto entre el lodo inoculado y el agua residual. El lodo debe contar con alta capacidad de actividad metanogénica; normalmente, el lodo de inóculo inicial se obtiene de otros sistemas anaerobios que ya se encuentren estabilizados. En esta etapa, se da el proceso de digestión anaerobia y comienza el de degradación microbiana de la materia orgánica presente en el agua residual. El proceso de digestión, como se mencionó anteriormente, genera subproductos como gas metano, agua depurada y lodos, por lo tanto, el diseño del separador trifásico es sumamente importante, ya que es allí donde se separa el agua residual depurada de las impurezas (Akunna, 2018). A continuación, se describen los parámetros y criterios de diseño más importantes para los sistemas UASB:

CUADRO 4. PARÁMETROS Y CRITERIOS DE DISEÑO DEL UASB

Parámetros de diseño	Definición	Criterios de diseño
Carga hidráulica	Cantidad de agua residual aplicada diariamente al reactor. Está directamente relacionada con la velocidad de la digestión anaerobia; y todo esto, a su vez, depende del tamaño del reactor.	Máximo $5,0 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$
Tiempo de retención hidráulica (TRH)	Es el tiempo en el que el agua residual permanece dentro del reactor.	Varía entre (4,0 y 4,8) h Los picos de caudal no deben sobrepasar periodos de (4,0 – 6,0) h
Tasa de carga orgánica (TCO)	Cantidad de masa orgánica que se aplica diariamente al reactor.	Máximo $15 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, aunque puede soportar hasta $45 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$
Tasa de carga biológica	Cantidad de carga orgánica de origen biológico que se aplica diariamente al reactor.	Rango recomendado es de (0,05 – 0,15) $\text{kg DQO kg SSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$
Velocidad de flujo ascendente y altura	Es la relación entre la tasa de flujo de influente y la sección transversal del reactor. La velocidad máxima de flujo ascendente en el reactor depende del tipo de lodo presente y de las cargas aplicadas.	

Parámetros de diseño	Definición	Criterios de diseño
Eficiencia del UASB	La eficiencia de remoción de DBO y DQO depende del tiempo de retención, son proporcionales; cuanto mayor sea el tiempo de retención, mayor será la remoción de DBO y DQO.	Normalmente, ronda el 70 a 80 %
Relación Alimento/Microorganismos	Cantidad de materia orgánica aplicada diariamente que deberán metabolizar los microorganismos presentes en la biomasa del reactor.	
Balance de Nutrientes	La principal limitante de nutrientes para los procesos anaerobios es el nitrógeno. Cuando mayor sea la relación C/N, menor será el crecimiento de las bacterias. Y a menores relaciones se genera amonio, la cual resulta tóxica para los microorganismos. Elementos traza como el hierro, cobalto, níquel y zinc en pequeñas cantidades estimulan la metanogénesis.	Relación óptima: DQO:N:P ~ 350:5:1 Coeficiente de rendimiento bajo: 0,005 g SSV g DQO ⁻¹ : Coeficiente de rendimiento alto: 0,15 g SSV g DQO ⁻¹
pH y alcalinidad	Altos niveles de pH en aguas ricas en nitrógeno generan una gran cantidad de amonio, el cual produce un efecto tóxico para los microorganismos responsables de la metanogénesis.	pH ideal: 6,5 – 7,8 Tóxico > 8,5

Fuente: adaptado de Akunna (2018) y Chernicharo (2007).

El proceso de iniciación del reactor es lento, llega a ser de hasta seis meses. Como ya se indicó, se inocula lodo proveniente de sistemas anaerobios (Tchobanoglous et al., 2014); esta inoculación se basa en la metabolización de la materia orgánica por parte de los microorganismos presentes en el lodo e inicia lentamente; una vez que este proceso se ha estabilizado, ocurre de manera más rápida y ya es posible ingresar el agua residual al sistema (Akunna, 2018). Esta es la parte más importante de la operación del sistema. En la iniciación, la producción del biogás usualmente es baja y, en algunos casos, es necesaria la recirculación del gas o del efluente (Chernicharo, 2007).

Una vez iniciado el sistema, progresivamente se va creando una cama de lodos al fondo del reactor. En esta etapa, se pueden generar gránulos de lodo de aproximadamente (1 – 5) mm, esto dependiendo de la naturaleza del lodo, las características del agua residual y las condiciones de operación del sistema. Encima de la cama de lodos, se encuentra la manta de lodos, la cual es el área de crecimiento bacteriano. En ella hay bajas concentraciones de sólidos y bajas velocidades de sedimentación. La presencia de lodo se encuentra en 1 a 3 %. El sistema se mezcla automáticamente por el movimiento de flujo ascendente de las burbujas de biogás y por el flujo de líquido desde el fondo y a través del reactor. Finalmente, el lodo es transportado por el flujo ascendente de las burbujas de gas; para esto es necesaria la instalación de un separador de tres fases (gases, sólidos y líquidos) en la parte superior del reactor, así se da retención y el retorno del lodo. Hay una cámara de sedimentación alrededor y encima del separador trifásico, donde el lodo más pesado se retira de la masa líquida y se devuelve al compartimento de digestión, mientras que las partículas más livianas salen del sistema junto con el efluente final (Khanal et al., 2017; Tchobanoglous et al., 2014).

3.5.3.3. PROCESOS ANAEROBIOS DE CONTACTO

El STAR de contacto por excelencia es el reactor de agitación continua completa (CSTR, por sus siglas en inglés), el cual consiste en un reactor de mezcla completa, considerada prácticamente perfecta, en el cual se generan las condiciones idóneas para estabilizar la materia orgánica de forma anaerobia. La biomasa, la cual se separa usualmente en un sedimentador secundario, retorna al tanque, con el fin de mantener una alta concentración y tiempo de retención

de sólidos elevado (Nadais, Capela, Arroja y Hung, 2010). En estos sistemas, se mantiene un TRS igual al TRH, el cual suele ser de (15 – 30) días (Tchobanoglous et al., 2014). Al igual que en el caso de los UASB, el agua residual ingresa por el fondo y sale por la parte alta del reactor; la agitación continua permite un contacto óptimo entre la biomasa y el contenido, lo cual también facilita la transferencia de masa.

La agitación debe ser constante, aunque no demasiado fuerte, pues esto puede causar la interrupción de ciertas relaciones entre los microorganismos productores, *i.e.*, acetógenos, y los consumidores de hidrógeno, *i.e.*, metanógenos. Además, permite la distribución homogénea de la temperatura y alimento en el reactor, y facilita la separación de las burbujas de gas de la fase acuosa (Herrmann et al., 2018). La agitación también es clave para potenciar la generación de biogás (Sawatdeenarunat et al., 2019).

Los componentes clave del CSTR son el agitador, la unidad de desgasificación y el sistema separador de la biomasa. La agitación puede llevarse a cabo por medios mecánicos, o bien por medio de la recirculación del biogás. La desgasificación, por su parte, se lleva a cabo en un desgasificador colocado entre el digestor y el sedimentador (Dutta et al., 2018). Este proceso resulta de suma importancia, pues las burbujas de gas que se encuentran en la fase acuosa, *i.e.*, efluente del sistema, restringen la separación posterior de la biomasa. El lodo producido, además, se caracteriza por ser químicamente estable e inodoro (Nadais et al., 2010). Los subproductos de los sistemas anaerobios son altamente aprovechables, permitiendo que el ciclo de vida del agua residual genere un valor positivo al ambiente, economía y sociedad.

Para la presente investigación, se considera únicamente el uso de sistemas anaerobios. Si bien es común que se utilicen configuraciones híbridas entre sistemas anaerobios y aerobios, esto se suele realizar para cumplir con parámetros de vertido (Tchobanoglous et al., 2014). El alcance del proyecto, sin embargo, se centra en aprovechar la energía derivada del proceso de digestión anaerobia.

3.6. ECONOMÍA CIRCULAR

El agua residual es una fuente de suministro de agua, energía y nutrientes. La valorización de esta contribuye a mantener el equilibrio ecológico; además, es una solución a la escasez y a la

problemática mundial de la seguridad del agua y la disponibilidad de recursos. De esta manera, es posible utilizar el recurso hídrico para otras actividades e incluso permitiría la conservación de las fuentes que aún no han sido explotadas. Los subproductos generados a partir del tratamiento de aguas residuales son de gran valor para el sector agrícola y energético, contribuyendo a que el agua residual sea sostenible ambiental y económicamente (Rodríguez, Serrano, Delgado, Nolasco y Saltiel., 2020).

La economía circular se basa en diseñar bajo un enfoque de utilizar los residuos para asegurar la sostenibilidad. Bajo este enfoque, el concepto de basura o desecho no existe, ya que el ciclo de vida de los productos es diseñado para reutilizar o valorizar los materiales. El sistema circular se regenera constantemente gracias a su diseño, y el sistema económico busca minimizar la generación de residuos y aumentar la disponibilidad de recursos. Mientras que el sistema tradicional es lineal, se extraen los recursos de la naturaleza, se utilizan durante el proceso industrial y los residuos generados se disponen.

La economía circular reemplaza el concepto de “fin de vida útil” por el de “reconstruir”. Además, promueve el uso de energías renovables, elimina el uso de sustancias químicas no reutilizables o valorizables, y busca la eliminación de la basura desde el diseño de los materiales, productos, sistemas y modelos de negocio (Rodríguez et al., 2020).



FIGURA 2. DIAGRAMA DE LOS PRINCIPIOS BÁSICOS DE LA ECONOMÍA CIRCULAR.

Fuente: Ecolec Fundación, s.f.

Relacionado el concepto de economía circular en el tratamiento de aguas residuales, lo primero es reconocer el agua residual como un recurso. Su tratamiento es una propuesta con doble valor, ya que beneficia al ambiente y a la salud pública; a la vez, genera rentabilidad financiera, la cual permite cubrir parcial o completamente la operación. El sistema debe ser diseñado según los parámetros específicos del agua residual. Además, debe ser operado y mantenido correctamente para optimizar la generación de recursos aprovechables; por ejemplo, biogás (Tchobanoglous et al., 2014). Estos beneficios económicos contribuyen también a la sostenibilidad mediante la generación de energía limpia por el aprovechamiento del metano, el reuso del agua tratada, la generación de biosólidos y nutrientes para el sector agrícola (Soares, 2020). Así que, al implementar la economía circular en el tratamiento de aguas residuales, se obtienen ahorros económicos e impactos positivos para el medioambiente y la salud pública (Rodríguez et al., 2020).

A este concepto se le une el término de biofactorías, conocidas como centros donde se generan productos de valor sin necesidad de generar residuos ni consumir energía, ya que producen su propia energía (Aguas Andinas, s.f.). Son centros que reutilizan el agua residual y los residuos sólidos para la producción de biogás o biocombustibles, de forma que logran obtener un balance energético de cero (Aguas Andinas, s.f.). Asimismo, de las biofactorías se pueden obtener otros materiales aprovechables, tales como biopolímeros o nutrientes (Soares, 2020).

3.6.1. RECUPERACIÓN DE LA ENERGÍA A TRAVÉS DEL BIOGÁS

Parte de los objetivos de las biofactorías y economía circular es el aprovechamiento del biogás a partir de los procesos de tratamiento de aguas residuales anaerobios. El biogás está formado, principalmente, por el CH₄ producido en los procesos de digestión anaerobia. Este biogás se puede vender a terceros para calentar y cocinar, se puede utilizar como biocombustible o incluso puede quemarse *in situ* para generar electricidad o calor, tanto para abastecer el mismo sistema como para otras aplicaciones dentro del proceso operativo.

Para aprovechar el biogás generado en el tratamiento secundario, se debe contar con un sistema que permita almacenar el biogás y transformarlo en energía eléctrica. Este sistema usualmente está compuesto por almacenamiento, quemadores, tecnología de limpieza del biogás y un equipo de generación eléctrica. El contenedor para el almacenamiento del biogás no debe ser muy grande, pero sí lo suficiente para asimilar los picos de producción. Usualmente, estos contenedores son costosos, según su tamaño. Por esta razón, Mantilla et al. (2017) recomiendan que los contenedores cuenten con un volumen igual al volumen producido diario de biogás, más un factor de seguridad de al menos 1,5. Además, se recomienda la instalación de un contenedor de almacenamiento cuando haya un sistema de cogeneración (CHP). Si el biogás se utiliza únicamente para el calentamiento del reactor y otros tanques, no se recomienda su almacenamiento, debido a que es muy costoso. Existen tres tipos de contenedores para el almacenamiento del biogás: contenedores de baja presión, de media presión y de alta presión.

El sistema de almacenamiento siempre debe contar con válvulas aliviadoras de presión en caso de que se presente un pico de producción de biogás que supere la capacidad del tanque, o que se presente alguna falla en el STAR, incluso en caso de que se deba realizar algún mantenimiento. Para esto, siempre es requerido un quemador. El objetivo del quemador es brindarle seguridad al sistema, reducir el impacto ambiental y los malos olores. Los quemadores se presentan en tres tipos: abiertos, cerrados y semicerrados (Mantilla et al., 2017). Además, el impacto ambiental se puede disminuir en la medida en que la quema del CH_4 produce CO_2 , un GEI con un menor potencial de calentamiento global.

El biogás crudo siempre contiene compuestos que afectan el rendimiento de los equipos, por ello se incluye dentro del sistema de aprovechamiento la limpieza del biogás. Según Mantilla et al. (2017), el biogás contiene CH_4 , CO_2 , sulfuro de hidrógeno (H_2S), compuestos sulfurados, vapor de agua, siloxanos, halógenos, nitrógeno, mercaptanos y compuestos orgánicos volátiles. Por lo cual, los tratamientos y las tecnologías por utilizar dependerán de la proporción en que se encuentren los contaminantes presentes en el biogás.

El tren de tratamiento del sistema de aprovechamiento usualmente contiene, después del tratamiento secundario: filtración para remover partículas en suspensión, condensación para eliminar humedad, almacenamiento, quemador, nuevamente filtración para remover las partículas

finas, condensación para asegurar la eliminación del vapor de agua, el tratamiento de limpieza del biogás, un sistema de compresión y, finalmente, el sistema de cogeneración, tal como se muestra en la siguiente figura:

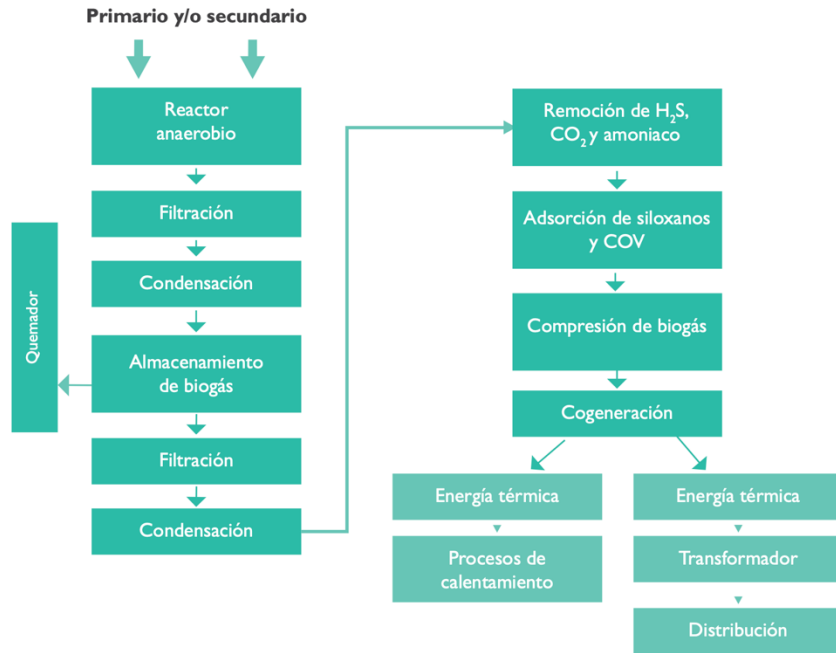


FIGURA 3. TREN DE TRATAMIENTO DEL SISTEMA DE APROVECHAMIENTO DEL BIOGÁS.

Fuente: Mantilla et al., 2017.

Finalmente, el equipo para la generación de energía eléctrica dependerá de la cantidad de biogás producida. Para la generación de fuerza, se utilizan generadores asincrónicos o sincrónicos. Los generadores de fuerza usualmente son turbinas, microturbinas de gas, motores de diésel o celdas de combustible.

Los sistemas de aprovechamiento de biogás son propicios para sistemas anaerobios como el UASB o CSTR; al consumir poca energía en el proceso, tienen un gran potencial de convertirse en energías neutras o incluso positivos. La energía generada puede cubrir la demanda de calor del digester y la tercera parte de la demanda total del sistema (Akunna, 2018). Al generar su propia energía, se reducen los costos operativos y aumenta la rentabilidad del sistema. Además, el biogás es una energía “verde” que, al implementarse para la generación de calor o electricidad, tiene un

alto potencial de reducir emisiones de gases de efecto invernadero, lo que incluso puede permitir obtener créditos verdes o de carbono. Se estima que un sistema UASB puede generar hasta 0,53 m³ CH₄/kg DQO_{removida} (Sawatdeenarunat et al., 2019). Considerando las altas cargas orgánicas de estos residuos, la generación de biogás puede hacer el proceso atractivo económicamente.

Queda manifiesto el potencial que presentan los sistemas anaerobios no solo para el tratamiento de las aguas residuales de la industria alimentaria, sino también para la generación de subproductos aprovechables, de interés económico. Por ejemplo, los residuos líquidos de la industria cervecera y de refrescos contienen cargas orgánicas biodegradables elevadas, además de una presencia sustancial de macro y micronutrientes, y otros componentes que las hacen propicias para su tratamiento en sistemas anaerobios, además, para el aprovechamiento de los subproductos.

3.6.2. RECUPERACIÓN DE FERTILIZANTES A PARTIR DE LODOS Y DIGESTATO

Como se menciona anteriormente, los principales subproductos generados a partir del tratamiento de aguas residuales son, además de la energía, los biosólidos y el digestato. El biosólido se puede utilizar para muchos propósitos, principalmente, para aumentar el contenido nutricional del suelo en aplicaciones propias del sector agrícola. El biosólido puede ser empleado como compost o fertilizante, y ayuda a la regeneración de suelos erosionados.

Los nutrientes como N y P, presentes en los efluentes, son de gran valor para los agricultores. Dependiendo de la tecnología implementada, las concentraciones de nitrógeno y fósforo del efluente pueden ser muy altas. Además, el fósforo puede ser extraído y vendido como fertilizante. Hasta un 15 % del nitrógeno y entre un 45 y 90 % de fósforo puede recuperarse de las aguas residuales (WWAP, 2017). Kehrein et al. (2020) estiman que hasta un 30 % de la demanda mundial de N para fertilización se podría satisfacer a partir de métodos de recuperación de las aguas residuales.

En los sistemas anaerobios, como los UASB, tanto el N como el P se pueden recuperar en forma de digestato. Se trata de un líquido altamente rico en nutrientes, el cual se puede utilizar para la fertilización del suelo, una práctica común en algunos países europeos (Akunna, 2015; Ouadi et al., 2019), no solo por el contenido de nutrientes, sino también por la incorporación de materia orgánica, lo cual resulta beneficioso para el suelo. Esta práctica, sin embargo, se debe realizar de

forma controlada, pues puede generar desbalances en la química de los suelos, causando diversos impactos ambientales (Mucha et al., 2019). Se estima que, en los próximos 50 a 100 años, los recursos minerales extraíbles de fósforo serán escasos o se habrán agotado. Por lo tanto, su recuperación se ha convertido en una opción cada vez más prometedora.

Así mismo, se estima que un 22 % de la demanda mundial de fósforo puede satisfacerse mediante el tratamiento de aguas residuales en todo el mundo (WWAP, 2017). En la actualidad, no existen opciones lo suficientemente atractivas desde el punto de vista económico que compitan de manera directa con los fertilizantes a base de fosfato comercialmente disponibles. Las oportunidades continúan siendo limitadas, en especial a causa de la falta de mercados (Soares, 2020). En este sentido, el reuso del digestato constituye una excelente opción a bajo costo de recuperación de este nutriente.

De esta manera, el aprovechamiento de los subproductos del proceso de depuración del PNC podría contribuir a cerrar el ciclo de la economía circular y ser procesos autosuficientes y ambientalmente amigables, ya que devuelve al medioambiente los nutrientes y recursos que se extrajeron. Esto es clave en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, los cuales también generan una serie de impactos negativos como emisiones de gases de efecto invernadero y otros contaminantes atmosféricos, los cuales pueden ser reducidos por medio del aprovechamiento de estos subproductos.

4. METODOLOGÍA

4.1. ALCANCE DEL ESTUDIO

El alcance del estudio fue mixto, ya que empleó tanto el descriptivo como el correlacional. Se describió detalladamente un objeto específico, en este caso, el residuo líquido del producto no conforme, mediante la medición y recolección de información sobre parámetros de calidad de agua. Pero el dimensionamiento en el diseño del sistema dependió de los resultados de la caracterización del residuo; por tanto, una variable depende de la otra (Hernández et al., 2010).

4.2. DISEÑO METODOLÓGICO

El diseño metodológico del estudio es no experimental transversal o transaccional, debido a que recolecta datos en un momento único del tiempo, y no se tiene control sobre la variable independiente (Hernández et al., 2010), siendo esta la composición fisicoquímica del PNC.

4.3. PROCESO METODOLÓGICO

Para lograr el cumplimiento de los objetivos planteados en el presente estudio, se estableció el siguiente proceso metodológico conformado por tres fases, las cuales se detallan a continuación.

4.3.1. FASE I. CARACTERIZACIÓN DEL PNC

El PNC de la industria de bebidas y cerveza representa una fuente importante de agua residual. En el caso de FIFCO, el PNC se genera durante la producción, almacenaje o distribución comercial y se constituye propiamente del producto líquido y su empaque, el cual puede variar dependiendo del producto. Según la ingeniera ambiental de la planta Cerveza, el PNC de FIFCO, el cual incluye tanto Planta Refrescos como Cervecería, se constituye del empaque, que puede ser de plástico, lata, Tetrapak o vidrio incluyendo su respectiva etiqueta. Estos materiales se disponen mediante métodos de valorización; mientras que el residuo líquido, conformado por cerveza, refrescos

azucarados y carbonatados, principalmente, debe ser dispuesto como agua residual en la PTAR (K. Rojas, comunicación personal, 29 de marzo de 2019).

4.3.1.1. RECOLECCIÓN PRELIMINAR DE LA INFORMACIÓN SOBRE PNC

Como primer paso, se realizó una visita a las instalaciones del área de PNC para comprender la operación y sus condiciones. En la visita, se observó el proceso de PNC y de su trasiego a las PTAR, siendo esto indispensable para determinar los aspectos clave del muestreo.

Posteriormente, se realizó otra visita al patio del Centro de Distribución de FIFCO, donde se almacena el PNC para, posteriormente, derramarlo. El objetivo de la visita fue dimensionar la problemática de acumulación del PNC; allí se observó la cantidad y las condiciones de acumulación. Durante la visita, se consultó al encargado del patio sobre el flujo de entrada y salida del PNC, y sus respectivas cantidades, lo cual permitió recopilar la información de generación del PNC a partir de enero 2018 hasta diciembre 2020. Dicha información fue brindada mediante un registro de Excel, el cual contabiliza la cantidad de tarimas que entran diariamente al patio de acumulación de PNC.



FIGURA 4. RECOLECCIÓN DE MUESTRAS.

Fuente: propia, 2021

La información de generación incluye el PNC de bebidas y alimentos, por lo tanto, se consultó al coordinador de gestión de residuos sobre el método de valorización del residuo de

alimentos para poder descartarlo y obtener únicamente el dato de bebidas. Los productos de alimentos se valorizan como materia prima para la producción de alimento animal. Por lo tanto, se obtuvo la información de la cantidad de PNC de alimentos que se valoriza. Esto permitió segregar la cantidad de residuos de bebidas generado, ya que es el que se envía las PTAR como residuo líquido. Así, únicamente el producto líquido se consideró para la alimentación del sistema de tratamiento por proponer.

Es importante considerar que no existe un comportamiento estable de la generación del PNC, ya que depende de diversos factores como el mercado, la producción, temporada del año, manejo de inventarios, pruebas de calidad e inocuidad, entre otros eventos impredecibles, como fue el caso de la pandemia por COVID-19. Esta última tuvo un impacto significativo durante el 2020, año en el cual se observó un aumento sustancial de la generación de derrame, debido al cierre de bares y restaurantes durante varios meses.



FIGURA 5. TANQUE DE ALMACENAMIENTO DE DERRAME EN PTAR PLANTA REFRESCOS.

Fuente: propia, 2021.

También se realizó una visita a las PTAR de Planta Cerveza y Refrescos, ya que son las PTAR donde se vierte el PNC, para observar el proceso de recepción del PNC e inyección en los sistemas de tratamiento. Estos sistemas consisten, en el caso de Planta Cerveza y Planta Cristal, en sistemas anaerobios seguidos de aerobios: UASB y laguna aireada y sistema anaerobio de

contacto y lodos activados, respectivamente. Allí se consultó a los operadores sobre la cantidad de PNC que reciben diariamente. En ambas instalaciones, los operadores brindaron un registro de la cantidad de viajes que realiza al día el camión cisterna con que transporta el residuo.

4.3.1.2. MUESTREO

La selección de la muestra fue de tipo probabilística simple, debido a que, al derramarse en un solo tanque, basta con homogenizar el contenido mezclándolo para obtener una muestra representativa. La composición del PNC va a depender de las características y cantidades de cada producto clasificado como no conforme. Sin embargo, el comportamiento tipo *batch*, así como la homogenización del contenido, permiten obtener muestras simples con un alto nivel de representatividad. Este tipo de muestras son apropiadas cuando los caudales o concentraciones de los contaminantes no varían considerablemente en un periodo de tiempo, como indican Von Sperling, Verbyla y Oliveira (2020), siendo el caso del PNC de FIFCO.

Por otra parte, el criterio para realizar el muestreo fue definido por la cantidad de veces que se vacía el tanque de PNC diariamente de lunes a viernes, el cual tiene una capacidad de **6,0 m³**, para llevar el residuo a las PTAR. El tanque es vaciado dos veces al día, en la mañana y en la tarde, específicamente entre las 9:00 a.m. y 3:00 p.m., con lo cual se vacían aproximadamente **12,0 m³/d** de PNC. Se tomaron dos muestras diarias directamente de la cisterna, debido a que el trasiego del tanque a la cisterna se realiza mediante bombeo, lo cual produce una agitación robusta del contenido homogenizándolo parcialmente; por lo tanto, la muestra recolectada en este punto contaba con un proceso de homogenización previo. El volumen de cada muestra fue de 2,5 L, tomado en una botella de PET previamente esterilizada. Además, se realizaron tres enjuagues previos a la toma de cada muestra con la propia agua residual del tanque. El volumen de 2,5 L fue definido por el LAA para el análisis fisicoquímico completo requerido (ver **Cuadro 6**).

Para el muestreo, se tomaron y analizaron un total de 23 muestras simples entre el 30 de junio y el 19 de agosto del 2021. Todos los muestreos se realizaron una vez que el tanque de almacenamiento del PNC estuviese lleno, de manera que las muestras fuesen lo más representativas del contenido que alimentaría al sistema de tratamiento propuesto, considerando que la composición del PNC en cada día es variable según los productos que se estén derramando.

En este sentido, se consideró clave ampliar la caracterización del espectro de composición variable de los residuos por tratar. Se tomaron dos muestras diarias, puntuales, del contenido homogenizado del tanque de PNC, una en la mañana entre 9 a.m. y 10 a.m. y otra en la tarde, entre 2 p.m. y 3 p.m., para obtener el perfil de una semana de operación normal, con las variaciones propias del vertido de la mañana y la tarde con los productos que se desechan y se mezclan normalmente. Aproximadamente a estas horas, se tenía el contenido del tanque lleno. Después, se retomó transcurridas tres semanas, para evaluar el comportamiento del PNC según el mercado, la producción y el control de inventarios. Cada muestra tomada se analizó por separado.

4.3.1.3. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL PNC

Los análisis de laboratorio de las muestras de PNC recolectadas se realizaron bajo los métodos del Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 23rd edition, de American Public Health Association [APHA], American Water Works Association [AWWA] y Water Environment Federation [WEF] (APHA, AWWA y WEF, 2017). A través del LAA, se analizaron los parámetros de DBO, DQO, DQO soluble, sólidos suspendidos volátiles y totales, sólidos sedimentables, nitrógeno y fósforo. La alcalinidad se analizó con bioanalítica y el análisis de pH se realizó con medidores de pH de los laboratorios internos de FIFCO.

CUADRO 5. DESCRIPCIÓN DE LOS MÉTODOS EMPLEADOS PARA LA CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA

Parámetro	Referencia del Método	LD-LC ²	Consideraciones ³
pH	PG-IN-003-08	4,01 ⁴	N.A.
DBO	SM 5210 D	(NA – 1) mg L ⁻¹	Modificado
DQO	SM 5220 D	(0,5 – 19) mg L ⁻¹	Modificado

² LD: Límite de detección; LC: Límite de cuantificación

³ De acuerdo con el nivel de acreditación del laboratorio, se debe reportar como método modificado cualquier análisis que presente una modificación, de cualquier naturaleza, con respecto al método original de APHA et al. (2017).

⁴ Se incluye únicamente valor de LC debido a que, al ser un equipo portátil, es la única información que posee el fabricante.

Parámetro	Referencia del Método	LD-LC ²	Consideraciones ³
Ssed	SM 2540 D	(NA – 0,1) mg L ⁻¹	NA
SST	SM 2540 D	(NA – 0,02) mg L ⁻¹	Modificado
N total	SM 4500 N C	(2 – 9) mg L ⁻¹	Modificado
P total	DM 4500 P C	(0,01 – 0,05) mg L ⁻¹	Modificado
Alcalinidad	PA 2320	4,01 mg L ⁻¹	

Los parámetros seleccionados son los elementales para el diseño de un sistema de tratamiento anaerobio capaz de tratar altas cargas orgánicas, según lo mencionado en el apartado 3.2 (Tchobanoglous et al., 2014). Por ello se incluyeron los nutrientes, los cuales no están indicados en los parámetros solicitados por la legislación para el tipo de actividad, aunque sí constituyen parámetros de diseño elementales para sistemas biológicos anaerobios.

4.3.2. FASE II. SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA ÓPTIMA

La selección de la tecnología óptima para la depuración del PNC se limitó a las tecnologías UASB y CSTR por las siguientes razones:

1. Se trata de dos tecnologías consolidadas a nivel de tratamiento de aguas residuales industriales.
2. Ambas tecnologías están orientadas al aprovechamiento del biogás.
3. Estas tecnologías son propicias para tratar cargas orgánicas elevadas.
4. La experiencia con la que cuenta la empresa con la operación de sistemas anaerobios.

Para la selección, se realizó mediante la metodología de Noyola, Morgan-Sagastume y Guereca (2013). Esta metodología consiste en una guía para la selección de tecnologías de tratamiento de aguas residuales de tipo municipal; por lo tanto, se realizaron modificaciones para su aplicación a aguas residuales de tipo industrial. Estas modificaciones radican en la exclusión de la mayoría de los criterios relacionados con el ámbito social, debido a que el enfoque de la metodología original es la aplicación de STAR en comunidades. Sin embargo, la aplicación del presente trabajo es en

la industria alimentaria; los criterios determinantes son los criterios técnicos, ambientales y económicos, los cuales se priorizaron a la hora de hacer la adaptación.

El método empleado por Noyola et al. (2013) para la selección de sistemas de tratamiento de aguas residuales, basada en la evaluación de criterios ambientales, técnicos y económicos, se utiliza frecuentemente para escoger la tecnología más apropiada de entre dos o más alternativas que, en principio, pueden ser viables para una aplicación determinada. Así lo confirman distintos estudios al respecto (Arroyo y Molinos-Senante, 2018; Bontrager y Wallis-Lage, 2005). En el presente estudio, también se tomaron algunos aspectos de la metodología realizada por Bontrager y Wallis-Lage (2005) para sistemas MBR, los cuales, si bien difieren sustancialmente de los UASB, emplean algunos criterios de evaluación similares.

La guía se basa en tres fases: la primera describe detalladamente conceptos básicos de los STAR. La segunda fase consiste en un cuestionario de tipo dicotómico, con los criterios básicos por considerar para la selección de la tecnología. De esta manera, se realiza un primer descarte de las tecnologías. La tercera fase aplica la evaluación cuantitativa, mediante la asignación de pesos relativos por cada criterio, como se detalla más adelante. Los criterios establecidos en el cuestionario de Noyola, Morgan-Sagastume y Guereca (2013) se muestran, a continuación:

CUADRO 6. CRITERIOS BÁSICOS PARA LA SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA ÓPTIMA.

Categorización del criterio	Criterio	Descripción del criterio	Consideraciones
Ambiental	Fluctuaciones de temperatura	Opera dentro de fluctuaciones de temperatura del medioambientes.	Condiciones climáticas Heredia y Alajuela, Costa Rica.
	Dirección del viento	Dirección del viento favorable para la ubicación del STAR en cuanto al transporte de aerosoles, gases y malos olores.	Condiciones climáticas Heredia y Alajuela, Costa Rica.
	Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI)	Estimación de la generación de GEI por parte del STAR.	Diseño preliminar del UASB y CSTR. Para este caso de estudio la generación de metano es beneficioso para su aprovechamiento.
Técnico	Desarrollo de tecnologías en la región	Identificación de alguna tecnología aplicable y que haya sido desarrollada o adaptada en la región o país.	
	Tratamiento biológico	Favorece el tratamiento biológico sobre los tratamientos fisicoquímicos.	Según teoría.
	Dependencia económica de productos	Dependencia de productos que deban agregarse a la planta frecuentemente, y que generen dependencia económica.	
	Generación de lodos	Reconocimiento de la generación de lodos, su cantidad y calidad. Consideraciones para su manejo.	

Categorización del criterio	Criterio	Descripción del criterio	Consideraciones
	Tratamiento biológico de lodos	Integración del tratamiento de lodos vía biológica.	
	Disposición de lodos	Disposición adecuada de lodos.	
	Valorización de lodos	Generación de lodos susceptibles a ser empleados como mejoradores del suelo o en la agricultura.	
	Control de olores	Integración de control de olores.	
	Tecnologías para control de olores	Control de olores hace uso de biotecnología o sistemas biológicos como biofiltros de composta.	
	Mitigación del ruido	El sistema contempla mitigación de ruido.	Se evalúan la cantidad de bombas, aireadores y entre otros equipos que contribuyan a la generación del ruido.
	Tratamiento de aguas residuales durante la iniciación o falla	Se contempla qué hacer con el agua residual o agua parcialmente tratada durante el arranque o falla.	La empresa cuenta con dos PTAR para sus plantas de producción. Se propone utilizar estos sistemas para tratar estas aguas de manera dosificada.
	Reparación de equipos	Utilización de equipo de fácil compostura y reposición.	
	Operación y mantenimiento de equipos	Tecnología de fácil operación y mantenimiento	

Categorización del criterio	Criterio	Descripción del criterio	Consideraciones
Económico	Nivel técnico del personal	No requiere personal altamente capacitado, puede ser operada por un profesional de nivel técnico medio.	
	Contribución económica	La tecnología contribuye con las actividades económicas.	Se contempla el aprovechamiento de los subproductos.
	Reparación y mantenimiento de equipos	Apoyo con prestadores de servicios de la región para la reparación o mantenimiento de los equipos.	Se contempla la experiencia de la empresa con sus sistemas actuales.
	Costo de operación	Desglose del costo de operación y mantenimiento de la PTAR.	Se analiza a partir de los diseños preliminares y los componentes de los sistemas.
	Costo de mantenimiento y operación	Costo de mantenimiento y operación de la PTAR sostenible considerando las finanzas del ente operador.	
Social	Capacitación	Plan de capacitación para empleados.	Se considera la experiencia de los operadores de las PTAR actuales de la empresa con sistemas anaerobios.
	Atención de emergencias	Plan de respuesta ante emergencia y brigadas de atención de emergencias.	Se consideraron en el diseño criterios de seguridad industrial para fluidos inflamables. La empresa cuenta con procedimientos de seguridad industrial que se revisan constantemente y contemplan la operación de STAR similares.

Fuente: Noyola et al. (2013).

Una vez obtenidos los resultados del cuestionario de la fase II, las tecnologías aprobadas se evalúan cuantitativamente mediante una matriz de decisión en la fase III. Sin embargo, previo a aplicar la matriz, se elaboró un cuadro comparativo de los criterios técnicos y de diseño de cada tecnología. Los criterios contemplados fueron los siguientes:

- a. Eficiencia de remoción
- b. Diseño y construcción
- c. Costos de inversión y operación
- d. Relación C/N
- e. Tiempo de retención hidráulica
- f. Tiempo de retención de sólidos
- g. Tiempos de iniciación
- h. Producción de lodo
- i. Producción de biogás
- j. Generación de energía a partir del biogás
- k. Postratamiento requerido

4.3.2.1. DIMENSIONAMIENTO PRELIMINAR DE LAS TECNOLOGÍAS

Para la selección de la tecnología óptima, se realizó un diseño rápido de las tecnologías anaerobias de UASB y CSTR, a fin de justificar técnicamente algunas de las calificaciones asignadas a los criterios de evaluación; por ejemplo, espacio requerido, cantidad de biogás producido y energía aprovechable del biogás. Las ecuaciones de dimensionamiento de los STAR escogidos se tomaron de Tchobanoglous et al. (2014) y Chernicharo (2007). En el caso del CSTR, se tomaron las ecuaciones de los reactores anaerobios de contacto, pues el CSTR entra en esta categoría de sistemas anaerobios. El reactor anaerobio de contacto no es otro que un CSTR con un sedimentador secundario incorporado. Así, las ecuaciones son perfectamente válidas para el dimensionamiento, e incluso el diseño completo, de un CSTR (Khanal et al., 2017). Las ecuaciones

empleadas para el dimensionamiento preliminar de cada sistema se pueden consultar en el cuadro 12.

4.3.2.2. MATRIZ DE DECISIÓN

Finalmente, se aplicó la matriz de decisión para seleccionar la tecnología óptima. Dicha matriz contempló factores de tipo económicos, técnicos, sociales y ambientales de manera ponderada, permitiendo obtener un resultado cuantitativo de la evaluación de cada una de las tecnologías. A continuación, se describen los factores y criterios considerados en la matriz de decisión de Noyola, Morgan-Sagastume y Guereca (2013) para la evaluación de cada tecnología:

CUADRO 7. CRITERIOS PARA LA APLICACIÓN DE LA MATRIZ DE DECISIÓN.

Criterio	Subcriterio	Descripción del criterio	Consideraciones
Aplicabilidad del proceso	Intervalo de flujo aplicable para el sistema	Diseño y aplicación del sistema para ciertos intervalos de caudal. Procesos adaptados para caudales pequeños y grandes.	
	Tolerancia a variaciones de flujo	Tolerancia del sistema para asimilar las variaciones de caudal.	
	Características del agua residual	Caracterización del influente, disponibilidad de nutrientes, compuestos inhibidores y condiciones bajo las cuales afectan el proceso.	Según los resultados obtenidos de la caracterización del PNC.
	Eficiencia de producción de biogás	Generación de biogás, incremento de rendimiento de producción de metano.	Según los resultados obtenidos de la caracterización del PNC.
Generación de residuos y subproductos con valor económico de uso		Tipos y cantidades de residuos sólidos, líquidos y gaseosos generados durante el proceso. Considerando su disposición final, costo de tratamiento y disposición.	Según los resultados obtenidos de la caracterización del PNC.
		Incrementar la generación de residuos gaseosos. Valorización del residuo líquido y sólido.	
		Subproductos con valor económico que representan ventajas adicionales. Significan entradas de dinero y aprovechamiento de los recursos. Enfoque de sostenibilidad.	

Criterio	Subcriterio	Descripción del criterio	Consideraciones
Vida útil		Tiempo de duración de la PTAR, considerando el tiempo de vida útil de la infraestructura y de los equipos electromecánicos.	Se evalúa a partir de los diseños preliminares de los sistema se tiene claridad de la cantidad y la capacidad de los equipos que requiere el STAR y a partir de esto se evalúa el impacto por vida útil de los equipos. Además se considera la experiencia de operación de la empresa en sistemas anaerobios.
Requerimientos de área		Disponibilidad de terreno.	
Costo	Inversión	El costo de inversión total considera la suma del capital fijo más el capital de trabajo, así como los costos directos e indirectos.	Se evalúa a partir de los diseños preliminares de los sistemas. Y la experiencia de la empresa con sus sistemas anaerobios actuales.
		Costo directo: materiales, equipos y mano de obra de etapa constructiva. Representa entre un 70 a 85 % del capital fijo.	
		Costos indirectos: ingeniería y supervisión.	
Diseño y construcción	Costo de operación y mantenimiento	El capital de trabajo es el capital necesario para arrancar la PTAR, representa aproximadamente del 10% del capital total.	
		Considera los costos por insumos, energía, gastos administrativos y de personal y refacciones y material de mantenimiento.	
	Criterios de diseño	Criterios teóricos de la literatura para el diseño de STAR.	

Criterio	Subcriterio	Descripción del criterio	Consideraciones
Operación	Tecnología ampliamente probada.	Aplicación del sistema propuesto en la región o país. Brindando información de diseño y operación.	
	Complejidad en la construcción y equipamiento	Tiempo de construcción, instalación e iniciación. Importación y adquisición de materiales y equipos.	
	Flexibilidad de la operación	Conocer si la operación del proceso es sencilla y las condiciones bajo las que opera. Sistema versátil acepta variaciones hidráulicas y considera la posibilidad de retirar temporalmente de operación algún equipo o hasta una operación unitaria completa sin afectar significativamente el funcionamiento del sistema o la calidad y cantidad del agua tratada.	
	Confiablez del proceso	Seguridad de una operación continúa proporcionando un efluente de calidad requerida	
	Complejidad de operación del proceso	Grado de complejidad de los procesos de operación bajo condiciones normales y adversas. Esto permite crear un perfil y número del personal requerido.	
	Requerimiento de personal	Relacionado directamente con el tamaño de la PTAR, así como con la complejidad de la operación. Procesos sencillos son mejores, principalmente, en plantas pequeñas y medianas, no es necesario contar con personal calificado.	

Criterio	Subcriterio	Descripción del criterio	Consideraciones
Entorno e impacto al medio ambiente	Disponibilidad de repuestos y centros de servicio	Mantenimiento preventivo y correctivo de equipo utilizado. Disponibilidad de repuestos y centros de servicio para agilizar el mantenimiento y abaratar el costo.	
	Influencia de la temperatura	La variación en la temperatura afecta la rapidez de degradación de algunos procesos biológicos.	
	Producción de ruido	Equipo ruidoso y su afectación en zonas donde existen casas aledañas.	
	Contaminación visual	Evalúa el diseño arquitectónico de la planta y su integración con la arquitectura de la región y del paisaje del sitio.	
	Producción de malos olores	La dirección de los vientos contribuye a la dispersión de olores y aerosoles. Importante cuando existan asentamientos humanos cercanos. Incorporación de equipos para el control de olores y aerosoles.	
	Generación de GEI (huella de carbono)	Liberación de gases que contribuyen al calentamiento global y al fenómeno del cambio climático. Según el tipo de proceso biológico involucrado y el consumo de energía eléctrica proveniente de combustibles fósiles.	
	Condiciones para la reproducción de	Condiciones que presenta la tecnología para la reproducción de animales dañinos o molestos como las ratas e insectos.	

Criterio	Subcriterio	Descripción del criterio	Consideraciones
	insectos y animales dañinos		

Fuente: adaptado de Noyola et al. (2013).

Cada uno de estos criterios permitió evaluar las tecnologías seleccionadas para determinar la mejor según la caracterización del PNC y las condiciones de la empresa. La tecnología que obtiene un mayor valor es la que cumple con la mayoría de los criterios de decisión y, por tanto, es la tecnología que debe ser seleccionada para el tratamiento de aguas residuales.

4.3.2.3. EVALUACIÓN DE LOS CRITERIOS TÉCNICOS DE CADA TECNOLOGÍA

Los criterios establecidos en el **Cuadro 7**, adaptados de la metodología de Noyola et al. (2013), se evalúan en la matriz de decisión de la siguiente manera: en el cuadro hay conceptos agrupados bajo un criterio y conceptos independientes. La matriz contiene cinco columnas.

- **Columna A:** en la columna A se ubican los valores de ponderación de los criterios por evaluar. La suma de los valores ponderados debe ser igual a 100. Dichos valores de ponderación fueron definidos por la investigadora en conjunto con la tutora. Para esto, se estableció la siguiente escala de calificación, la cual se adaptó con la metodología de Noyola et al. (2013):
 - 8: Muy importante
 - 6: Importante
 - 4: Normal
 - 2: Poco importante
- **Columna B:** en la columna B se detalla cada uno de los criterios.
- **Columna C:** en la columna C se ubica la calificación de cada criterio evaluado. Los valores para calificar son de 0 cuando el aspecto evaluado no aplique, 1 cuando el proceso cumpla con el aspecto en forma deficiente, 3 cuando cumpla con el aspecto en forma adecuada y 5 cuando el proceso cumpla con el aspecto evaluado excelente.
- **Columna D:** en la columna D, la calificación obtenida en la columna C es dividida entre la calificación máxima por obtener; es decir, 5.

- Columna E: en la columna E, se multiplica el valor obtenido en la columna D con la ponderación establecida para el criterio específico que se evalúa en la columna A.

Finalmente, la suma de los valores obtenidos en la columna E determina la calificación final de cada tecnología. La tecnología que obtuvo la mayor calificación es la seleccionada como la óptima para el tratamiento del PNC.

4.3.3. FASE III. DISEÑO DEL STAR

4.3.3.1. PRETRATAMIENTO

Se estableció, a partir de la caracterización del PNC, el cribado como pretratamiento para separar sólidos gruesos que se pueden generar durante su manipulación. Las ecuaciones del proceso de pretratamiento se obtuvieron de Romero (2010), y se detallan en el **Cuadro 13**.

4.3.3.2. TRATAMIENTO PRIMARIO

Debido a la composición de las aguas residuales crudas, se seleccionó como tratamiento primario la homogenización y neutralización, en un solo paso, para igualar las cargas hidráulicas y orgánicas, así como la neutralización del pH del agua por tratar. Este componente incluye la adición de alcalinidad.

Las ecuaciones, las cuales se basan en el parámetro de diseño de alcalinidad, se muestran en el **Cuadro 13**. Estas dictan la demanda del compuesto químico básico para llevar a cabo el proceso de homogenización y neutralización simultáneamente. Las ecuaciones de diseño se tomaron de Goel et al. (2005).

4.3.3.3. TRATAMIENTO SECUNDARIO

A partir de la evaluación de las tecnologías UASB y CSTR, se determinó que el sistema más factible para FIFCO sería el UASB, con lo cual se diseñó el sistema completo, basado en dos reactores en serie para los procesos de hidrólisis y acidogénesis en el primer reactor, y acetogénesis y metanogénesis en el segundo. Este sistema se basa en el contacto en forma ascendente de las aguas residuales pretratadas con la biomasa asentada en el reactor, bajo condiciones anaerobias. Los parámetros del diseño, así como las suposiciones y constantes cinéticas del proceso de tratamiento biológico, se muestran adelante en el **Cuadro 9, 10 y 11**. Las ecuaciones se tomaron de Tchobanoglous et al. (2014).

4.3.3.4. CRITERIOS CONSTRUCTIVOS Y DE DISEÑO

Con base en los resultados obtenidos en las fases anteriores, se procedió a diseñar el sistema de tratamiento enfocado al aprovechamiento de los subproductos originados durante el proceso con el fin de aplicar el concepto de economía circular y biofactorías. Para esto, se creó una memoria de cálculo en Excel. En el Cuadro 9, se muestran las consideraciones constructivas, muchas de las cuales dictan algunos parámetros de diseño. Estas consideraciones se basan en la experiencia sobre configuración interna, ángulos de inclinación, velocidades, relaciones dimensionales, entre otras.

CUADRO 8. CRITERIOS CONSTRUCTIVOS PARA EL DISEÑO DEL UASB

Criterio constructivo	Definiciones	Especificaciones	Criterios
Distribución del influente	<p>El sustrato debe estar bien distribuido en la parte inferior del reactor para asegurar su eficiencia. Se asegura el contacto entre la biomasa y el sustrato; y se eliminan las zonas muertas en la cama de lodo.</p>	<p>Compartimientos de distribución: tubos que distribuyen el influente, se ubican en la parte superior del reactor. El diámetro de los tubos debe ser lo suficientemente grande para que el agua residual viaje a su velocidad descendente y para que las burbujas de aire y los sólidos salgan del tubo. Las burbujas de aire generan aireación, lo cual afecta la metanogénesis, además, pueden generar una mezcla explosiva con el biogás. Al final del tubo, el diámetro debe ser menor, para aumentar la velocidad del agua, aumentando la mezcla y contribuyendo con el contacto de agua residual y la cama de lodos. Cantidad de tubos de distribución: se determina según el área de la sección trasversal del reactor y el área de influencia de cada tubo.</p>	<p>Diámetro de tubos (75 – 100) mm Velocidad descendente del agua residual > 20 m s⁻¹ Diámetro de tubos al fondo del reactor (40 – 50) mm Velocidad de salida del agua residual 0,40 m s⁻¹</p>
Separador de tres fases	<p>Separa las fases gaseosas, líquidas y sólidas que se originan en el reactor. Su objetivo es mantener el lodo</p>	<p>1. Separación del gas: la tasa de liberación de gas debe ser lo suficientemente alta para separar la capa de espuma, pero lo suficientemente baja para liberar</p>	<p>Tasa mínima de liberación del gas 1,0 m³ m⁻² h⁻¹</p>

Criterio constructivo	Definiciones	Especificaciones	Criterios
	<p>anaerobio dentro del reactor, permitiendo que el sistema opere con altos tiempos de retención de sólidos. Primero, se remueve el gas y, posteriormente, el lodo es removido del líquido en la cámara de sedimentación. Este lodo es recirculado a la cámara de digestión.</p>	<p>rápido el gas del lodo sin arrastrar el lodo a la tubería de salida del gas. 2. Evaluación del biogás producido: corresponde a la conversión de DQO a CH₄. 3. Separación de sólidos: es la sedimentación de las partículas sólidas gracias a las bajas velocidades ascendentes que se presentan en la cámara de sedimentación y la ausencia de burbujas de aire. En este punto se genera el lodo, el cual es recirculado a la cámara de digestión. 4. Aperturas de la cámara de sedimentación: deben permitir la separación del gas antes de que el agua residual llegue a la cámara de sedimentación.</p>	<p>Tasa máxima de liberación del gas $(3,0 - 5,0) \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ Coeficiente de producción de sólidos $Y_{obs} = (0,11 - 0,23) \text{ kg DQO}_{\text{lodo}} / \text{kg DQO}_{\text{aplicado}}^{-1}$ Ángulo de inclinación de las paredes de la cámara de sedimentación $(45 - 60)^\circ$ Tiempo de retención hidráulica en la cámara de sedimentación $(1,0 - 2,0) \text{ h}$</p>

Criterio constructivo	Definiciones	Especificaciones	Criterios
Recolección del efluente	<p>Recolecta el líquido de la parte superior del reactor, dentro de la cámara de sedimentación mediante dispositivos como placas con vertederos en V y tubos perforados sumergidos.</p> <p>Los tubos perforados sumergidos mantienen el flujo uniforme en el reactor, disminuyendo el riesgo de turbulencia, lo que libera gases y malos olores. La desventaja que presentan es la acumulación de sólidos en los agujeros, para esto se recomienda que tengan un pendiente de un 1% y, de esta manera, se limpian automáticamente con la velocidad del agua.</p>		
Sistema de gas	<p>Es una interfase líquido-gas que consiste en una tubería de recolección, una cámara con sello</p>		<p>Velocidad del biogás < 3,5 m s⁻¹</p>

Criterio constructivo	Definiciones	Especificaciones	Criterios
Sistema de muestreo y descarga de lodos	<p>hidráulico y purga de biogás, un medidor de biogás y un reservorio de biogás. Se debe monitorear la cantidad de biogás generado y la eficiencia del sistema.</p>	<p>1. Sistema de muestreo: son válvulas instaladas a la altura de la cámara de digestión, las cuales permiten el monitoreo, el crecimiento y la calidad de la biomasa, mediante un perfil de sólidos y la masa de los microorganismos presentes en el sistema. Permite la evaluación de la actividad metanogénica. De esta manera, se toman acciones de control operativo sobre los sólidos del sistema como la identificación de la altura y concentración de la cama de lodos y la determinación de puntos ideales de descarga, según la actividad metanogénica y las características del lodo.</p> <p>2. Sistema de extracción de lodos: remueve el exceso de lodo y la materia inerte que se acumula en la parte superior del reactor. Se debe contar con al</p>	<p>Criterios de la instalación de válvulas para el muestreo Separación 50 cm Diámetro (1 ½ – 2) pulgadas Tipo válvula de bola Diámetro mínimo del sistema de extracción 100 mm</p>

Criterio constructivo	Definiciones	Especificaciones	Criterios
		menos 2 puntos de extracción: cerca del fondo del reactor y otro a (1,0 – 1,5) m del fondo.	

Fuente: Akunna (2018); Tchobanoglous et al. (2014).

El caudal es el parámetro de diseño con mayor importancia, ya que este define las dimensiones del reactor y los tiempos de retención requeridos para el sistema. En este caso, se seleccionó un caudal de **30 m³ d⁻¹**, el cual está en función de los volúmenes diarios extraídos en promedio del patio de acumulación de PNC. Este corresponde a un factor de 2,5 veces el caudal promedio, *i.e.*, **12 m³ d⁻¹**, en caso de que la producción de PNC fuese a incrementar sustancialmente, debido a alguna eventualidad o a un incremento en el volumen de producción de las fábricas. Este porcentaje adicional se obtuvo a partir de la revisión de los datos históricos de comportamiento de ventas y generación de PNC de la empresa, como se muestra en el apartado **5.1.1.2.**

A continuación, se enumeran las constantes para modelar el crecimiento de la biomasa dentro del reactor:

CUADRO 9. DESCRIPCIÓN DE LAS CONSTANTES PARA EL DISEÑO.

Coefficiente	Unidad	Magnitud
Y_H	g SSV (g DQO) ⁻¹	0,08
b_H	g SSV (g SSV) ⁻¹ d ⁻¹	0,03
fd	g SSV residuos celulares (g SSV biomasa decaída) ⁻¹	0,10

Fuente: Tchobanoglous et al. (2014).

Por último, se definen consideraciones para el dimensionamiento de los reactores basados en la experiencia de construcción de reactores UASB. Adicionalmente, se describen las suposiciones de la producción de biogás, sus características y los aspectos de rendimiento del sistema.

CUADRO 10. DESCRIPCIÓN DE CONSIDERACIONES DE DISEÑO PARA EL REACTOR UASB.

Parámetro	Unidades	Valores
Altura del reactor	m	4,0
Altura de la zona despejada sobre la capa de lodo	m	1,0
Altura del separador gas-sólido	m	1,5
Relación ancho: largo		2,0
Producción de CH ₄ a 0°C	m ³ CH ₄ (kg DQO) ⁻¹	0,35
Contenido energético de CH ₄ a 0°C	kJ m ⁻³	38 846
% CH ₄ en fase gaseosa	%	65%
Velocidad máxima de flujo ascendente	m h ⁻¹	1,0
Concentración promedio de sólidos en el reactor	kg VSS m ⁻³	30
Sólidos suspendidos volátiles en el efluente	g VSS m ⁻³	120
% de eficiencia de conversión de electricidad	%	80%

Fuente: Tchobanoglous et al. (2014).

4.3.3.5. DISEÑO DEL TREN DE TRATAMIENTO

Para la elaboración del diseño del STAR, se realizó una búsqueda bibliográfica con el fin de determinar las tecnologías óptimas para la depuración de aguas residuales con las características que presentó el PNC, a partir de la caracterización fisicoquímica realizada. A continuación, se muestran las ecuaciones utilizadas para diseñar el tren de tratamiento del sistema propuesto.

CUADRO 11. ECUACIONES PARA EL DISEÑO DEL TREN DE TRATAMIENTO.

Proceso	Parámetro	Símbolo	Unidades	Ecuaciones ⁵	Nro. Ecuación
Criba ⁶	Altura del flujo de aproximación	hv	m	$hv = \frac{v^2}{2g}$	Ec. 1
Criba ⁷	Pérdida de energía	H	m	$H = \beta \cdot \left(\frac{w}{s}\right)^{\frac{4}{3}} \cdot hv \cdot \text{sen } \theta$	Ec. 2
Criba	Área efectiva	A	m ²	$A_s = \frac{Q}{86\,400v}$	Ec. 3
Criba	Altura de lámina de agua	HL	m	$H_L = \frac{A_s}{w}$	Ec. 4
Criba	Longitud de la rejilla	L	m	$L = \frac{H_L}{\text{sen } \theta}$	Ec. 5
Criba	Número de barras	n	Barras	$A_c = s \cdot n + w(n - 1)$	Ec. 6

⁵ Las ecuaciones se tomaron de Goel et al. (2005); Tchobanoglous et al. (2014).

⁶ 'v' es la velocidad del agua dentro del canal de desbaste, se asume 0,7 m s⁻¹.

⁷ 'w' es el ancho de barras, se asume 1,5 cm; 's' corresponde al espaciamiento entre barras, se asume 0,9 cm; α es el ángulo de inclinación de la rejilla, se asume 45 °.

Proceso	Parámetro	Símbolo	Unidades	Ecuaciones ⁵	Nro. Ecuación
Neutralización	Volumen	V	m ³	$V = \frac{Q}{1\,440} \cdot TRH$	Ec. 7
Neutralización	Altura	H	m	$H = 5 \cdot 0,304$	Ec. 8
Neutralización	Área Superficial	A	m ²	$A = \frac{V}{H}$	Ec. 9
Neutralización	Consumo teórico de cal	ConT _{cal}	g m ⁻³	$ConT_{cal} = \frac{Acd \cdot RM_{cal}}{E_{cal}}$	Ec. 10
Neutralización	Consumo de cal	Con _{cal}	kg d ⁻¹	$Con_{cal} = \frac{ConT_{cal} \cdot Q}{1\,000}$	Ec. 11
Neutralización	Consumo real de cal	ConR _{cal}	kg d ⁻¹	$ConR_{cal} = Con_{cal} \cdot FS$	Ec. 12
Neutralización	Relación Molar de la cal	RM _{cal}		$RM_{cal} = g\ CaO_{seco} \cdot (g\ CaO_{hdr})^{-1}$	Ec. 13
Neutralización	Consumo real de cal viva	ConR _{calV}	kg d ⁻¹	$ConR_{calV} = RM_{cal} \cdot ConR_{cal}$	Ec. 14

Proceso	Parámetro	Símbolo	Unidades	Ecuaciones ⁵	Nro. Ecuación
Neutralización	Consumo real de cal viva	$ConRR_{calV}$	$kg\ d^{-1}$	$ConRR_{calV} = ConR_{calV} \cdot FE$	Ec. 15
Neutralización	Almacenamiento total de cal viva	ST_{calV}	kg	$ST_{calV} = ConRR_{calV} \cdot 30$	Ec. 16
Neutralización	Volumen del silo	V	m^3	$V = \frac{ST_{calV}}{\rho_{calV}}$	Ec. 17
Neutralización	Dimensiones de las paredes	W	m	$W = \sqrt[3]{V}$	Ec. 18
Adición de nutrientes	Demanda total de nutrientes ⁸	D_N	$g\ m^{-3}$	$D_N = \frac{DQO}{Relación\ C/Nutriente}$	Ec. 19
Adición de nutrientes	Demanda real de nutrientes	D_{NR}	$g\ m^{-3}$	$D_{NR} = D_N - Conc_{nutriente}$	Ec. 20
Adición de nutrientes	Demanda real de nutrientes	D_{NRP}	$kg\ d^{-1}$	$D_{NRP} = \frac{D_{NR} \cdot Q}{1\ 000}$	Ec. 21

⁸ En el denominador de la ecuación, se coloca la relación carbono nitrógeno o fósforo, según se esté calculando la demanda de uno u otro nutriente.

Proceso	Parámetro	Símbolo	Unidades	Ecuaciones ⁵	Nro. Ecuación
UASB	Volumen de cada reactor por tasa de carga orgánica	V	m ³	$V = Q \cdot \left[\frac{DQO}{TCO} \right] / 2$	Ec. 22
UASB	Tiempo de retención hidráulica	θ	d	$TRH = \frac{V_{TCO}}{Q}$	Ec. 23
UASB	Área del reactor	A	m ²	$A = \frac{V_{TCO}}{H}$	Ec. 24
UASB	Altura del reactor	W	m	$W = \sqrt{\frac{A}{2}}$	Ec. 25
UASB	Ancho del reactor	L	m	$L = W \cdot 2$	Ec. 26
UASB	Altura total del reactor	H	m	$H_T = H_{reactor} + H_{sobre\ lodo} + H_{separador}$	Ec. 27
UASB	DQO aprovechable	So – S	g DQO m ⁻³	$So - S = 0,9 \cdot DQO$	Ec. 28

Proceso	Parámetro	Símbolo	Unidades	Ecuaciones ⁵	Nro. Ecuación
UASB	Tiempo de retención de sólidos ⁹	θ_c	d	$X_{SSV} \cdot V$ $= \frac{Q \cdot Y_H \cdot (S_o - S) \cdot \theta_c \cdot [1 + f_d \cdot b_H \cdot \theta_c]}{1 + b_H \cdot \theta_c}$ $+ SSV_{nb} \cdot Q \cdot \theta_c$	Ec. 29
UASB	Tasa de producción diaria de lodo	$P_{x,vss}$	kg SSVd ⁻¹	$P_{x,vss} = \frac{(X_{SSV}) \cdot V_{TCO}}{\theta_c}$	Ec. 30
UASB	Exceso diario de lodo residual	Q_w	m ³ d ⁻¹	$Q_w = \frac{P_{x,vss} \cdot 1000 - Q \cdot SSV_e}{(X_{SSV} \cdot 1000)}$	Ec. 31
UASB	Producción de biomasa	$P_{x,bio}$	g SSV d ⁻¹	$P_{x,bio} = P_{x,vss} \cdot 1000 - (SSV_{nb} \cdot Q)$	Ec. 32
UASB	Tasa de producción de CH ₄	P_{CH_4DQO}	g CH ₄ DQO d ⁻¹	$P_{CH_4DQO} = (Q \cdot S_o - S) - (1,42 \cdot P_{x,bio})$	Ec. 33
UASB	Tasa de producción de CH ₄ a 0°C	P_{CH_4}	m ³ d ⁻¹	$P_{CH_4DQO} = \frac{(P_{CH_4DQO} \cdot mFP_{CH_4@0^\circ C})}{1000}$	Ec. 34

⁹ La ecuación se resuelve para θ_c .

Proceso	Parámetro	Símbolo	Unidades	Ecuaciones ⁵	Nro. Ecuación
UASB	Tasa de producción de CH ₄ a 25°C	P _{CH4}	m ³ d ⁻¹	$P_{CH4} = \frac{(P_{CH4@0^{\circ}C} \cdot (273,15 + T))}{273,15}$	Ec. 35
UASB	Tasa de producción de biogás	P _{CH4}	m ³ d ⁻¹	$P_{CH4} = \frac{P_{CH4@25^{\circ}C}}{\% CH_{4\ gas}}$	Ec. 36
UASB	Producción de energía	E _{contenida}	kJ d ⁻¹	$P_{CH4\ gas} = P_{CH4@0^{\circ}C} \cdot CE_{CH4@0^{\circ}C}$	Ec. 37
UASB	Energía transformada en electricidad	E _{conversión}	kWh d ⁻¹	$E_{cont} = \left(\frac{E_{cont}}{3600}\right) \cdot \%E_{conv}$	Ec. 38
UASB	Requerimientos de alcalinidad	Alk _R	g CaCO ₃ m ⁻³		Ec. 39
UASB	Balance de requerimientos de alcalinidad	Alk _{Rbal}	g CaCO ₃ m ⁻³	$Alk_{Rbal} = Alk - Alkali$	Ec. 40
UASB	Consumo de alcalinidad	C _{Alk}	kg d ⁻¹	$C_{Alk} = \frac{Alk\ balanced \cdot Q}{1000}$	Ec. 41

Fuente: Goel et al. (2005); Romero (2010); Tchobanoglous et al. (2014).

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. CARACTERIZACIÓN DEL PRODUCTO NO CONFORME

5.1.1. GENERACIÓN, TRATAMIENTO Y ACUMULACIÓN DEL PRODUCTO NO CONFORME

5.1.1.1. GENERACIÓN

A continuación, se muestran los resultados de generación mensual de PNC a partir de enero 2018 a diciembre 2020. Para esto, se consideró que cada tarima posee aproximadamente 88 cajas equivalentes (CE) de producto y se utilizó un factor de conversión brindado por la empresa, de 0,084 hL CE⁻¹ para convertir de CE a hectolitros. Por lo tanto, se obtiene que, en promedio, la empresa generó mensualmente 406 m³ del residuo en condiciones normales durante el 2018 y 2019. Este periodo se considera “normal”, debido a que refleja las condiciones de generación del residuo sin considerar los efectos que tuvo la pandemia, los cuales se abordan en los datos recolectados durante 2020. Al considerar estos datos, se determinó que el promedio de generación de PNC fue de 632 m³ variando un 36% respecto a condiciones normales.

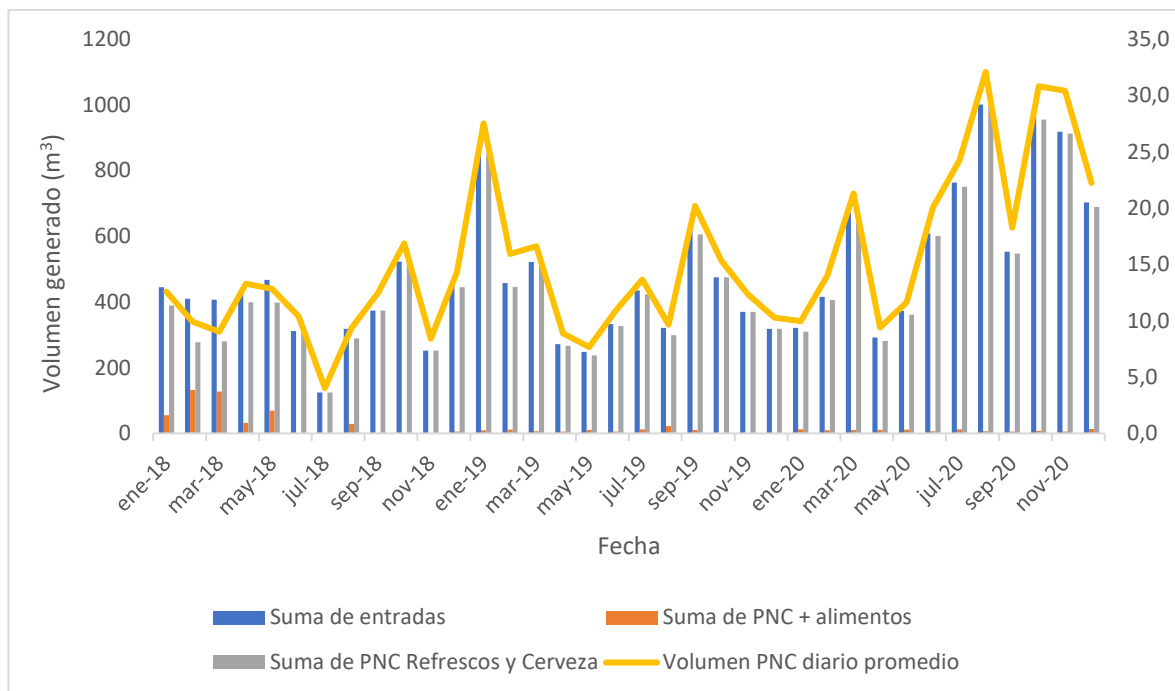


GRÁFICO 1. GENERACIÓN DE PNC DE PRODUCTOS DE CERVEZA Y REFRESCOS MENSUAL DEL 2018 AL 2020, FIFCO (2021).

En promedio, se generaron $(10 - 30) \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de PNC de cerveza y refrescos durante el periodo evaluado. El rango de promedios durante 2018 y 2019, *i.e.*, años prepandemia, fue de $(10 - 20) \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ con un pico en enero de 2019. Sin embargo, este rango incrementó a $(10 - 30) \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ a partir de marzo de 2020, cuando inició la pandemia. Se observa claramente el incremento en los promedios durante el último año, coincidiendo de esta forma con el inicio de la pandemia por COVID-19.

A modo general, la producción de PNC de refrescos y cerveza no presenta ninguna tendencia específica. En la figura 1, se evidencia el crecimiento en periodos específicos de tiempo; sin embargo, no necesariamente coinciden con la temporada alta de ventas del sector, las cuales ocurren en los meses de marzo, abril y diciembre de cada año. En este caso, intervienen otros factores, tales como el comportamiento de los consumidores, el cual es difícil de predecir. El mayor crecimiento que presentó el PNC se dio en agosto del 2020, probablemente a causa de la consolidación de las restricciones sanitarias por la pandemia de COVID-19. Así se mantuvo también en los últimos meses del año.

Esto se debe al hecho de que muchos puntos de venta de los productos fabricados por FIFCO permanecieron cerrados durante largos periodos, principalmente, bares y restaurantes, a causa de la restricción sanitaria. Según la investigación realizada en campo, la tasa de generación del PNC depende de diversos factores, tales como la temporada, lanzamientos de nuevos productos y el manejo de inventarios a nivel de los almacenes internos de la empresa.

Los residuos de alimentos, por su parte, se descartaron, no solo porque ya existe un método consolidado de valorización, sino también por la dificultad que presentan los residuos de composición sólida en la digestión anaerobia, especialmente en las primeras etapas; es decir, durante la hidrólisis y acidogénesis (Chernicharo, 2007). Por lo tanto, debe separarse del volumen total de PNC para así obtener la cantidad total de PNC que debe tratarse como residuo líquido en las PTAR de la empresa. Asimismo, se observa que su generación es insignificante, en comparación con la tasa de generación de PNC de cerveza y refrescos.

En cuanto a generación de cada tipo de residuo, el PNC de refresco y cerveza corresponde a un 96,2 % del total de residuos. Este comportamiento se verificó al comparar la cantidad de ventas de refrescos y cerveza contra las ventas de alimentos, de las cuales un 0,01% del total de ventas de la empresa corresponden a alimentos. Por lo cual, se priorizó el aprovechamiento de los residuos de cerveza y refresco, además de que poseen características físicas que los hacen más aptos para los procesos de digestión anaerobia, como se discutirá más adelante. Según los datos obtenidos, mensualmente, se generan en promedio 18 m³ de PNC de alimentos. Esto corresponde a un 3,8% del total de PNC, siendo considerablemente menor en comparación con la cantidad de residuo de PNC de cerveza y refresco.

Por otro lado, se comparó la tasa de generación total de PNC del 2018 y 2019 con los hectolitros vendidos de producto de cerveza y refrescos.

CUADRO 12. COMPORTAMIENTO DEL PNC EN FUNCIÓN DE LAS VENTAS DE FIFCO EN EL PERIODO 2018 – 2020 (FIFCO, 2020).

Año	Volumen vendido (m³)	Volumen de PNC (m³)	Proporción de PNC (%)
2018	436 698	4 065	0,9 %
2019	425 654	5 138	1,2 %
2020	361 592	7 471	2,1 %
Promedio	407 981	5 558	1,4

Se observa la tendencia al alza en los años siguientes a 2018. En 2019, la diferencia no fue tan marcada; fue de apenas 0,3 % adicionales. Sin embargo, en 2020 creció aproximadamente al doble de la proporción de PNC generado en 2018 y 2019, los cuales fueron años prepandemia. Se determinó que, en términos de ventas, el PNC anual generado correspondió aproximadamente al ~1,0 % del producto total que se coloca en el mercado. Como ya se explicó, 2020 fue un año atípico, por lo que se consideró por aparte y se obtuvo que el PNC correspondió a cerca del doble de PNC generado con respecto al promedio de los años anteriores, *i.e.*, ~ **2,0 %**.

5.1.1.2. TRATAMIENTO Y ACUMULACIÓN

El PNC líquido es tratado a través de las PTAR de las plantas de producción de FIFCO, Planta Cerveza y Planta Refrescos, como una solución inmediata a esta problemática. Sin embargo, estas PTAR no fueron diseñadas específicamente para tratar este tipo de aguas, las cuales presentan cargas orgánicas sumamente elevadas para ser tratadas en sistemas aerobios. A partir de valores de DQO en torno a 3 000 g m⁻³, es preferible tratar las aguas por medio de sistemas anaerobios (Tchobanoglous et al., 2014). Por lo tanto, anualmente tratan una fracción del PNC, siempre y cuando los sistemas no se vean afectados por alguna avería o por la producción como tal. Por esta razón, tratar la totalidad del PNC en estos sistemas no es una opción viable para la empresa, además de que afecta la eficiencia de los sistemas y aumenta los costos operativos de los sistemas actuales. Asimismo, pone en riesgo el

cumplimiento de los parámetros de vertido, cuyo monitoreo es altamente riguroso como parte del Sistema de Gestión Ambiental Empresarial.

Para determinar el volumen de PNC tratado en cada PTAR, se utilizaron los datos de la cantidad de viajes que realiza la cisterna de PNC a cada instalación. Dicha cisterna tiene una capacidad de 6,0 m³, por lo que se multiplicó la cantidad de viajes recibidos por la capacidad para determinar los litros del residuo tratado.

Según los datos recopilados de la recepción del PNC de las PTAR de Planta Cerveza y Refrescos, durante el periodo de enero del 2018 a diciembre del 2020, se trató un total de **7 817 m³** de PNC. Lo que significa un 47% del total de PNC generado, debido a que el volumen generado para ese periodo fue de **16 674 m³**. Por lo tanto, no se trató el 53% del PNC, acumulándose en el patio del centro de distribución de FIFCO. Esto evidencia los problemas asociados a la falta de un sistema de tratamiento apto para la depuración de estos residuos en el sitio de estudio.

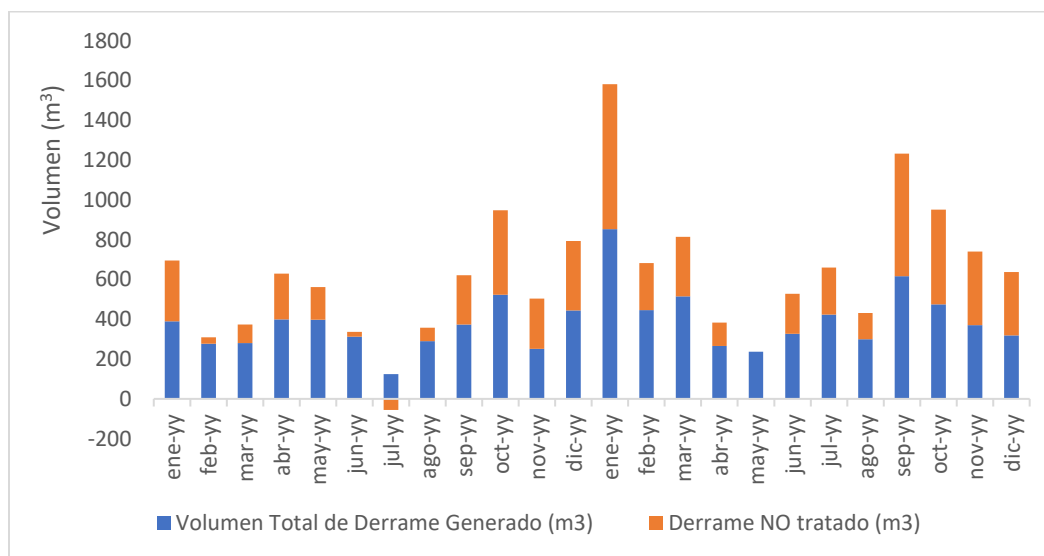


GRÁFICO 2. VOLÚMENES Y PORCENTAJES DE TRATAMIENTO DEL PNC GENERADO EN FIFCO DE ENERO DE 2018 A DICIEMBRE DE 2020.

Se observa así la cantidad de PNC que se genera y la cantidad de PNC que se trata, evidenciando la problemática de acumulación de PNC con que cuenta la empresa. Entre un

30 a 50 % del PNC en promedio no se trata en los sistemas de tratamiento de FIFCO. Esto impacta negativamente el proceso, al generar problemas de malos olores y plagas. Se observa que, en los últimos dos años, es considerablemente mayor la cantidad de PNC generado que el tratado. Durante el 2018 y 2019, se generó un total de $\sim 7\,200\text{ m}^3$ de PNC, de los cuales únicamente se trataron $\sim 3\,860\text{ m}^3$, lo que significa que la empresa acumuló, sin poder tratar en sus PTAR, el 54% del total de PNC generado durante ese periodo.

Al analizar los datos del volumen mensual recibido de la PTAR de la Planta Cerveza, se determinó que el volumen máximo recibido fue de 204 m^3 , lo que corresponde a un total de 34 viajes de la cisterna; esto se presentó durante junio del 2018. Considerando este como su capacidad de recepción mensual máxima, se proyectó que, en un año, es posible tratar $2\,448\text{ m}^3$ de PNC únicamente en el sistema de Planta Cerveza. Mientras que el valor máximo de recepción obtenido de Planta Cristal se registró en mayo del 2019 y correspondió a 216 m^3 , los cuales representan 36 viajes mensuales de la cisterna. Tomando este valor como su máxima capacidad de recepción mensual, se obtuvo que este sistema podría llegar a recibir al año $2\,592\text{ m}^3$ de PNC.

Sumando ambas capacidades máximas, se obtiene que la empresa es capaz de tratar $5\,040\text{ m}^3$ de PNC al año. Siendo su tasa anual de generación de PNC de $3\,766\text{ m}^3$. Sin embargo, mensualmente, las PTAR no son capaces de recibir 34 o 36 viajes de PNC, debido a que su capacidad de recepción depende también de las aguas residuales provenientes de la producción. Por otro lado, se depende de la capacidad de la operación del área de PNC, ya que mensualmente se realizaría un total de 70 viajes, y según la información recolectada, su capacidad mensual promedio es de 28 viajes. Esto se evidencia en el periodo de octubre 2019 a diciembre 2020, en el caso de Planta Refrescos que por temas operativos no recibió derrame.

5.1.2. CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL PNC

A continuación, se muestran los resultados de los análisis del PNC realizados entre el 30 de junio del 2021 y el 19 de agosto del 2021, por el Laboratorio de Análisis Ambiental (LAA) de la Universidad Nacional, BioAnalítica y los laboratorios internos de FIFCO.

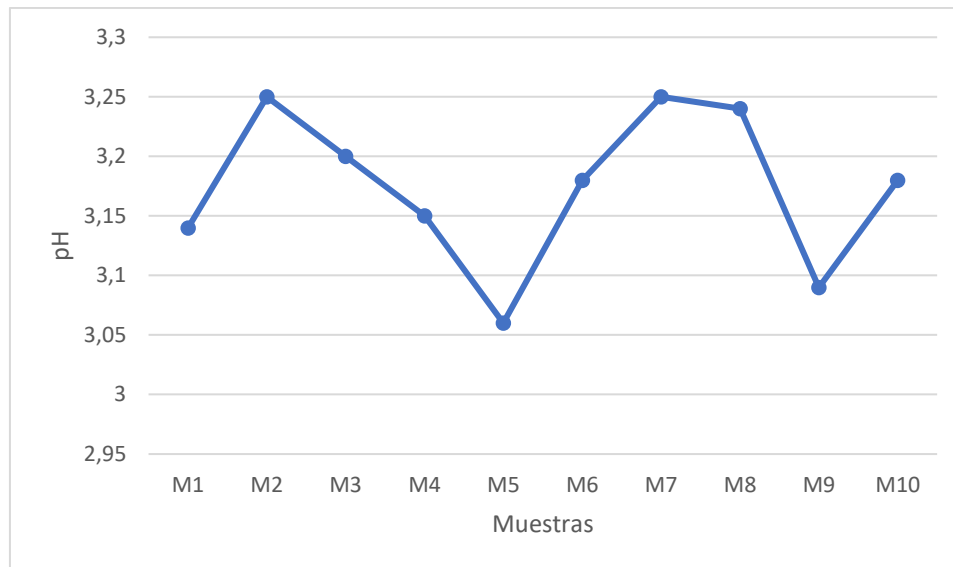


GRÁFICO 3. RESULTADOS DE PH DE LA CARACTERIZACIÓN DEL PNC
(FUENTE PROPIA, 2021).

Según los resultados evidenciados en el gráfico 3, el pH promedio del PNC es de 3,17 presentándose un pH constantemente ácido. El valor máximo obtenido fue de 3,25, mientras que el valor más bajo registrado fue de 3,06. Partiendo de estos valores, se determina que las aguas residuales son ácidas y se requerirá un sistema de neutralización que eleve el pH y acondicione el residuo para los procesos óptimos para la digestión anaerobia. La variabilidad es sumamente baja, con lo cual es posible utilizar el pH promedio como un valor de diseño.

Los pH ácidos se presentan cuando el agua residual tiene altos niveles de materia orgánica y esta se descompone por medios anaerobios, los cuales propician la formación y acumulación de ácidos grasos volátiles (Akunna, 2015). Estos ácidos grasos son los que acidifican el pH de la solución. Se debe recordar que el PNC se encuentra en un medio anaerobio, debido a que se acumula en envases de refrescos y cerveza totalmente herméticos, en algunos casos, expuestos a la radiación solar; lo cual podría incrementar la actividad microbiana debido a las altas temperaturas de exposición, así como la abundante materia orgánica y nutrientes que sirven de alimento (Chernicharo, 2007; Wickham et al., 2018).

El PNC, al estar constituido en gran parte por refrescos naturales a base de pulpa y azúcares por característica propia del producto, presenta pH ácidos aproximadamente de 4,5. Lo anterior propicia la generación de ácido acético durante su descomposición y fermentación. Este proviene de la descomposición anaerobia de la materia orgánica carbonácea contenida en las pulpas y CO₂ proveniente de las bebidas de frutas, carbonatadas y la cerveza. En este sentido, se debe recordar que, durante el almacenamiento, se dan procesos de digestión anaerobia dentro de los envases que contienen PNC, pues estos se encuentran cerrados y expuestos al aire libre durante largos periodos de tiempo. El CO₂, contenido en la cerveza y otras bebidas carbonatadas, se hidroliza, convirtiéndose en ácido carbónico que, posteriormente, se descompone en iones carbonato e hidronio; estos últimos, al incrementar su concentración, tornan el pH ácido (Romero, 2010).

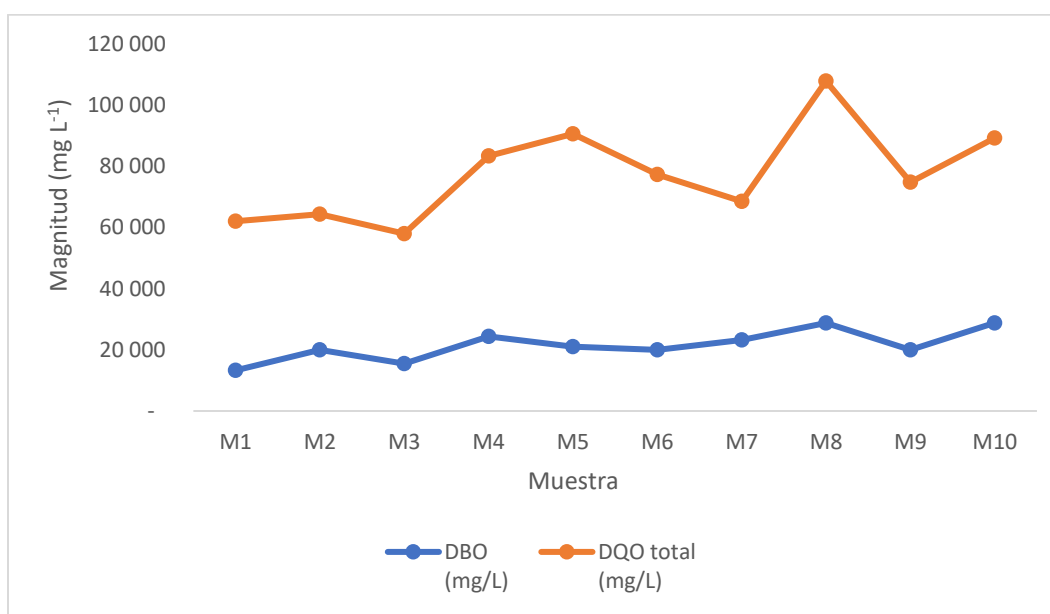


GRÁFICO 4. RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DEL PNC, PARÁMETROS DQO Y DBO (FUENTE PROPIA, 2021).

Según los resultados del gráfico 4, el DQO promedio del PNC es de $\sim 52\,100\text{ mg L}^{-1}$, mientras que el DBO presenta un valor promedio de $\sim 21\,400\text{ mg L}^{-1}$. El valor máximo obtenido de DQO y DBO fue de $\sim 79\,100\text{ mg L}^{-1}$ y $\sim 28\,800\text{ mg L}^{-1}$ respectivamente; ambas

en la muestra M8. El valor más bajo registrado fue de $\sim 42\,400\text{ mg L}^{-1}$ y $\sim 13\,200\text{ mg L}^{-1}$ para DQO y DBO, respectivamente. Se observa una tendencia lineal para algunas muestras, sobre todo 1 – 3 y 7 – 10. En el resto, se observa que la DQO incrementa considerablemente, independiente del comportamiento de la DBO. Esto puede deberse a la composición de los residuos que conforman las muestras, especialmente las muestras 4, 5 y 6. Es probable que estas muestras contuvieran una fracción mayor de materia orgánica no biodegradable, lo cual puede deberse a la composición de los productos o a un estado avanzado de degradación en el cual los microorganismos hayan consumido toda la materia biodegradable. En general, se observa un comportamiento más variable en la DQO que en la DBO.

Según Abdel-Fatah et al. (2017) y Manyuchi et al. (2018), las aguas residuales de la industria de refrescos y cerveza tienen valores de DQO de $(25 - 145\,000)\text{ mg L}^{-1}$ y de DBO de $(130 - 350)\text{ mg L}^{-1}$. Los sistemas anaerobios son más apropiados para aguas residuales que presentan valores de DQO a partir de $2\,000\text{ mg/L}$ (Akunna, 2018). Además, los resultados del PNC se encuentran dentro de estos rangos, sin embargo, es importante mencionar que los valores anteriormente mencionados para la industria de bebidas corresponden a aguas residuales de proceso; mientras que el PNC, al ser propiamente el refresco o la cerveza, presenta altas cargas orgánicas, debido a que los refrescos naturales, gaseosos y la cerveza están compuestos en su mayor parte por pulpas, azúcares, maltas y levaduras. Todos estos productos están conformados por materia orgánica carbonácea, en forma de carbohidratos y proteínas, principalmente (Akunna, 2015).

Debido a la composición del PNC, este nunca va a ser constante, ya que depende de la cantidad del producto no apto, del tipo si es cerveza, refresco natural o carbonatado y del tiempo de descomposición de este. La generación por tipo y cantidad también depende de muchos factores, como el mercado, el manejo de inventarios de los puntos de venta, así como de los centros de distribución de FIFCO, del lanzamiento y aceptación de nuevos productos, incluso depende hasta del contexto nacional y mundial. Un claro ejemplo de esto es el impacto que tuvo la pandemia por COVID-19 durante el 2020 en la generación de PNC. El consumo de productos disminuyó considerablemente en los meses de marzo a junio, y se perdieron grandes cantidades de producto.

Por lo tanto, las aguas residuales evaluadas en este proyecto son más propicias a ser tratadas por medio de proceso de digestión anaerobia. Esto es aún más notable en el caso de FIFCO, en cuyo contexto no interesa tanto cumplir con los límites de vertido como aprovechar al máximo los subproductos generados del proceso de descomposición. Los valores elevados de DQO encontrados en las aguas residuales por tratar sugieren que la cantidad de biogás por producir puede ser potencialmente alta (Tchobanoglous et al., 2014), máxime considerando que la fracción soluble es elevada. Un parámetro de gran relevancia para confirmar esto es la DQO biodegradable; sin embargo, no se analizó en la presente investigación. La elevada DQO soluble podría tener una influencia positiva en este sentido (Akunna, 2018), pese a no tratarse propiamente de DQO biodegradable.

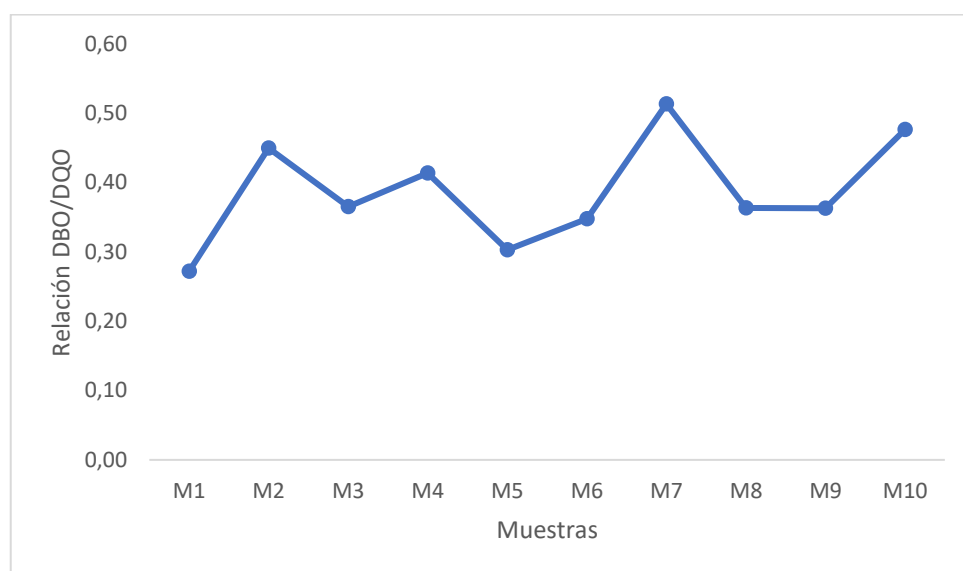


GRÁFICO 5. RELACIÓN DBO/DQO (FUENTE PROPIA, 2021).

En la gráfica 5, se muestra la relación entre los resultados de DBO y DQO del PNC con el fin de determinar la biodegradabilidad del agua residual. El promedio de la relación es de 0,39 siendo así categorizado según Tchobanoglous et al. (2014) como aguas moderadamente biodegradables. Pese a ser de naturaleza orgánica, algunos productos de la industria alimentaria son escasamente biodegradables. Además, al ser productos que permanecen en descomposición durante periodos variables, es probable que la actividad microbiana durante la descomposición reduzca la carga orgánica biodegradable, en tanto que

altera en menor medida la carga orgánica no biodegradable (Romero, 2010; Xu et al., 2018). Tal como se mencionó anteriormente, la composición del PNC es incierta, al igual que su tiempo de descomposición, por lo que estos valores pueden variar considerablemente entre diferentes muestras. Es esperable que, pese a ser moderadamente biodegradables, la actividad bacteriana de los microorganismos anaerobios es suficiente para degradar la materia orgánica presente en las aguas residuales.

Por su parte, la carga orgánica es predominantemente soluble, debido a que la DQO soluble en todas las muestras presenta valores sumamente cercanos a la DQO total. En el siguiente gráfico, se demuestra que es esperable que la tendencia de la DQO continúe siendo principalmente soluble para la composición del PNC:

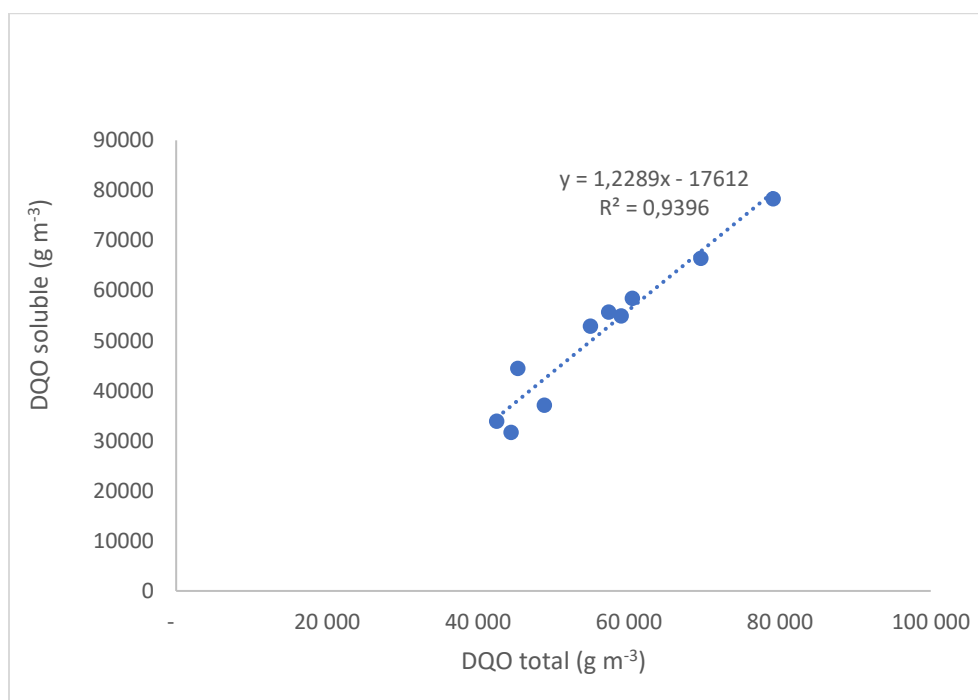


GRÁFICO 6. DISPERSIÓN DE LA DQO SOLUBLE EN FUNCIÓN DE LA DQO TOTAL (FUENTE PROPIA, 2021).

El gráfico anterior no solo muestra los valores de DQO soluble y DQO total, sino que refleja una correlación elevada entre ambos parámetros, lo cual sugiere que la tendencia del comportamiento de la DQO soluble es y será similar a la DQO total, a pesar del número limitado de muestras mediante las cuales se realizó el análisis. La tendencia es clara: la carga

orgánica es predominantemente soluble. Esto es de suma relevancia en los procesos de tratamiento anaerobio, debido a que implica que la mayor fracción de la carga orgánica que sirve de alimento para los microorganismos se encuentra disuelta en el agua residual, con lo cual las bacterias deben emplear menor cantidad de energía y recursos en hidrolizar la carga orgánica previo a los siguientes procesos de digestión anaerobia (Romero, 2010 Tchobanoglous et al., 2014).

Con respecto a la fracción particulada, se tiene lo siguiente:

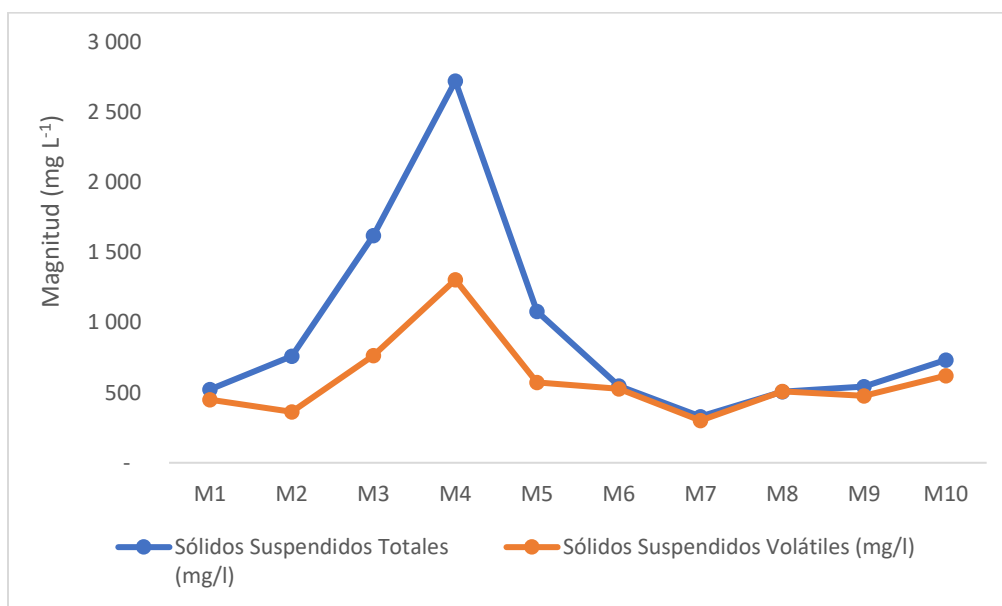


GRÁFICO 7. RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DEL PNC, PARÁMETRO SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES.

Según los resultados evidenciados en el gráfico 7, el valor promedio de SST es de ~ 936 mg L^{-1} . El valor máximo obtenido fue de ~ 2700 mg L^{-1} , mientras que el valor más bajo registrado fue de ~ 506 mg L^{-1} . Los valores obtenidos son relativamente bajos, debido a que la cerveza, carbonatadas y tés y otros refrescos prácticamente no poseen material particulado. Los refrescos que sí presentan una pequeña porción de material particulado son a base de pulpa, sin embargo, estos se producen en menor cantidad. Estos podrían ser los que expliquen el incremento abrupto de la concentración en las muestras 3 y 4. Es posible que hubieran

conformado la mayor parte del PNC recolectado en el momento en que se tomaron estas muestras.

Por otra parte, las cervezas y refrescos carbonatados no presentan prácticamente material particulado, lo que contribuye a obtener bajas concentraciones de sólidos en el PNC. Los sistemas de digestión anaerobia requieren tener concentraciones bajas de SST, del orden de $< 10\,000\text{ mg L}^{-1}$, a fin de potenciar la generación de biogás (Ometto et al., 2019). Se observa que esto se cumple con creces para las aguas residuales por tratar en el sistema.

Adicionalmente en el gráfico 7, se muestran los resultados obtenidos de la caracterización del PNC de la concentración de sólidos volátiles, obteniéndose una concentración promedio de 590 mg/L. Al analizar la información obtenida y compararla contra la concentración de sólidos suspendidos totales, se obtiene que, aproximadamente, el 63% de los SST son volátiles. Por lo tanto, permite determinar que la mayor parte de los SST son de carácter orgánico. Probablemente, se debe a la actividad microbiana que se ve favorecida por los azúcares y levaduras presentes en el PNC. De esta forma, el PNC presenta una gran ventaja para los sistemas anaerobios, debido a que se considera un residuo con alto potencial de alimento para los microorganismos. Los SSV son un parámetro clave de diseño de los procesos de tratamiento biológico, tanto aerobios como anaerobios (Akunna, 2015).

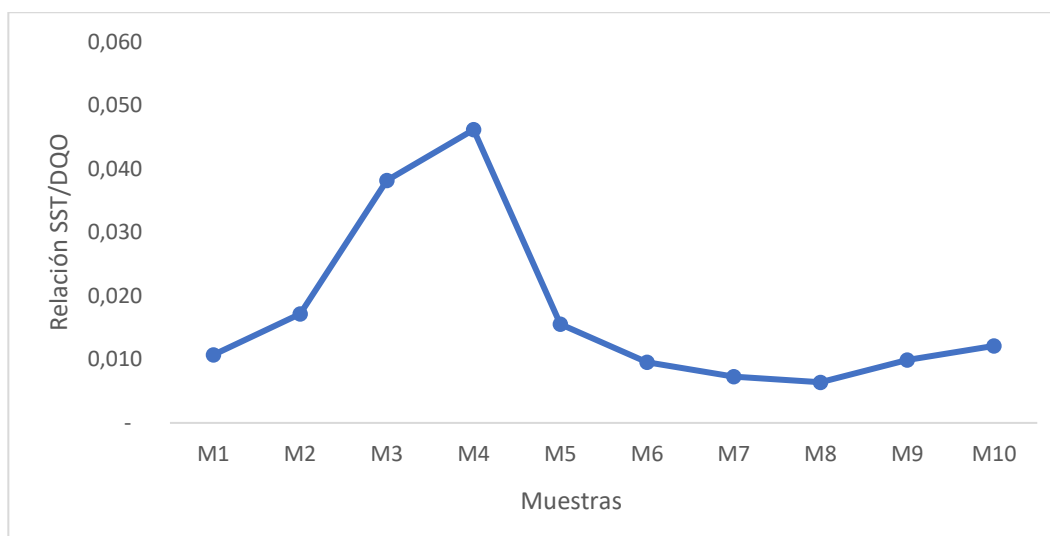


GRÁFICO 8. RELACIÓN SST/DQO

En el gráfico 8, se muestran los valores de SST/DQO obtenidos para cada muestra. El promedio obtenido para la relación SST/DQO es de 0,017, mientras que los máximos y mínimos se sitúan en 0,048 y 0,006, respectivamente. Se evidencia que la DQO total es considerablemente mayor a la fracción particulada contenida en el residuo de PNC. Esto implica, igual que se discutió en la Gráfica 6, que la mayor parte de la carga orgánica es soluble, lo cual es favorable para los procesos de digestión anaerobia (Tchobanoglous et al., 2014). Esto se debe a que las bacterias deben emplear menos energía en el proceso de hidrólisis para convertir la fracción de SST presente en un material soluble, más fácilmente digerible, lo cual redundaría en una digestión más eficiente.

La hidrólisis es el primer proceso de la digestión anaerobia, y puede verse parcial o totalmente inhibida debido a la presencia de altas cargas de material particulado con relación a la carga orgánica total disponible para los microorganismos (Chernicharo, 2007). Al tener una carga orgánica predominantemente soluble, los tiempos de retención se reducen y la producción de biogás aumenta, optimizando el proceso (Akunna, 2015).

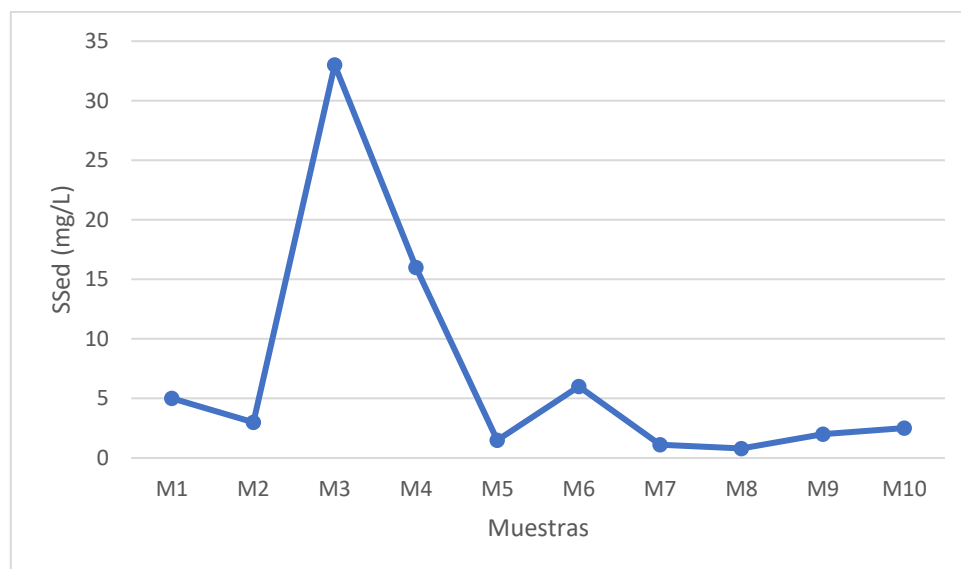


GRÁFICO 9. RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE SÓLIDOS SEDIMENTABLES

En el gráfico anterior se muestran los resultados obtenidos de sólidos sedimentables, según lo evidenciado la fracción sedimentable es insignificante para el PNC. Evidenciando que la mayor fracción de sólidos es soluble. El pico que se muestra probablemente es del azúcar que tiende a solidificarse. Por esta razón no se considera un parámetro crítico para el PNC.

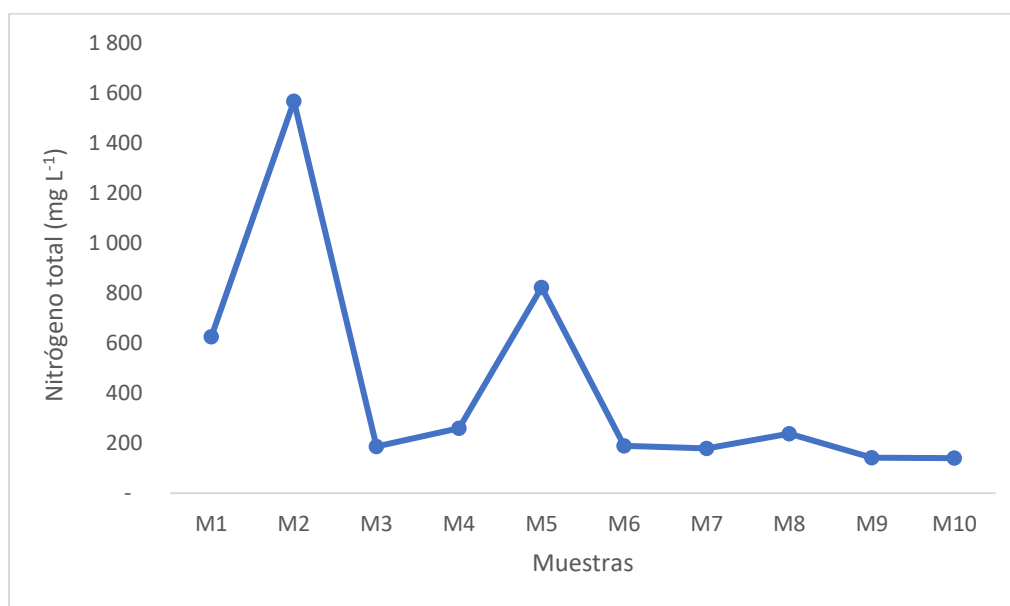


GRÁFICO 10. RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DEL NITRÓGENO

La concentración promedio del nitrógeno es de 484 mg L⁻¹ y se presentan tres picos en la muestra 1, 2 y 5, donde llega a alcanzar concentraciones de hasta 1 500 mg L⁻¹. Las concentraciones tan elevadas de nitrógeno probablemente se deben al contenido proteínico en forma de aminoácidos de algunos jugos y refrescos carbonatados, siendo común encontrar esta tendencia en productos alimenticios (Xu et al., 2018). Se desconoce la forma en que se encuentra el nitrógeno, pues se analizó como total, pero es probable que se encuentre como nitrógeno amoniacal o parcialmente oxidado como nitrito o nitrato.

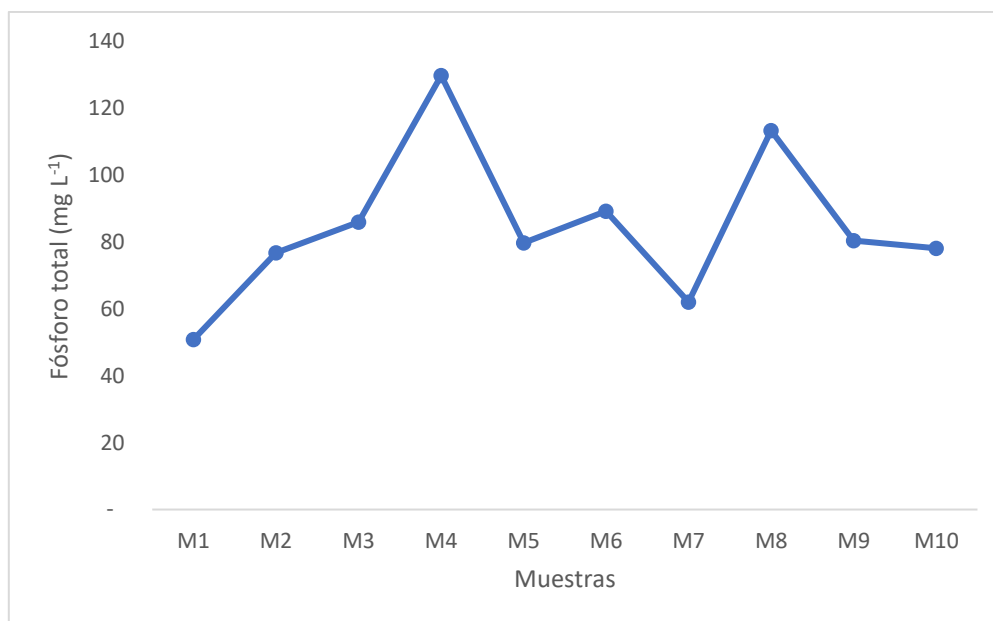


GRÁFICO 11. RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DEL FÓSFORO.

El fósforo, por su parte, se mantiene más constante según lo que se puede apreciar en el gráfico anterior, presentando una concentración promedio de 84 mg L⁻¹. Igual que el nitrógeno, es común que los productos alimenticios contengan cantidades moderadas de fósforo en su composición. Las aguas residuales de los procesos de producción de cerveza contienen nitrógeno en concentraciones de (20 – 500) mg L⁻¹, lo cual concuerda con los valores encontrados, si bien se trata de productos ligeramente distintos (Akunna, 2015; Arantes et al., 2017; Rodrigues et al., 2001).

El nitrógeno es considerado como una limitante para los procesos anaerobios, debido a que, cuanto mayor sea la relación C/N, menor es el crecimiento de las bacterias, pues existe una deficiencia de nitrógeno con respecto a la materia orgánica empleada en el proceso de digestión; mientras que, si existe una relación C/N demasiado baja, podría haber inhibición del crecimiento bacteriano, debido a que el nitrógeno amoniacal se vuelve tóxico en proporciones tan altas (Akunna, 2015). La relación óptima de nutrientes en procesos anaerobios es DQO:N:P ~ 350:5:1 (Tchobanoglous et al., 2014), aunque otros autores lo sitúan en 500/600:15:5 (Akunna, 2015). A continuación, se muestran los resultados obtenidos para cada una de las muestras a partir del análisis de la relación DQO/N/P.

CUADRO 13. RESULTADOS DE RELACIÓN DQO/N/P

Muestra	DQO/P	DQO/N	N/P
M1	960	78	12,3
M2	578	28	20,4
M3	494	227	2,18
M4	455	228	2,0
M5	873	84	10,3
M6	643	303	2,12
M7	730	253	2,89
M8	698	332	2,10
M9	683	388	1,76
M10	774	432	1,79
Promedio	689	235	5,14
Desviación estándar	159	136	20,1
Coefficiente de variación	23%	58%	4%

En el cuadro anterior, se visualizan los resultados de la relación DQO/P, DQO/N y N/P. Los resultados promedio de la relación DQO/P se mantienen 689, mientras que, para la relación DQO/N, se encuentran en 235 y 5,14 para N/P. El coeficiente de variación mayor es para los datos de DQO/N con un valor de 58% obteniendo datos en un amplio rango de 78-432.

Tal como se visualiza en el cuadro anterior, los valores de la relación N/P se encuentran cercanos a la relación N/5 teórica de 5, siendo el promedio de esta relación de 5,14. Por lo tanto, no es necesario adicionar a partir de su relación con la concentración de nitrógeno presente en el PNC. El nitrógeno se encuentra a una concentración del orden de dos a tres veces mayor que el fósforo para la mayoría de las muestras.

Por otro lado, se evidencia que los niveles de nitrógeno se encuentran en escasez con respecto a su relación contra el DQO, ya que presenta valores superiores a 7, siendo esta la ratio recomendada por Akunna (2015) para la relación C/N, *i.e.* 350 mg L⁻¹ DQO y 50 mg L⁻¹

¹ N, la más baja reportada en la literatura consultada. Incluso si se utiliza la relación 600:15, *i.e.*, 40, la cual fue utilizada en el diseño del proceso de adición de nutrientes, se observa que las relaciones obtenidas son mucho mayores, por lo que sigue habiendo una deficiencia de nutrientes. Esto se debe a los valores tan elevados de carga orgánica y a la relativa baja abundancia de nutrientes, lo cual es típico en efluentes industriales (Tchobanoglous et al., 2014).

Esta misma tendencia se observa en las PTAR de FIFCO, en las cuales es necesario añadir nutrientes, a fin de cumplir con la relación óptima para el tratamiento biológico. Por lo que estos niveles no son funcionales para los sistemas anaerobios y se deberá adicionar urea para alcanzar niveles óptimos previo al tratamiento anaerobio. Este proceso debe incluirse en el tren de tratamiento previo a la homogenización. Normalmente, se añade urea, un compuesto orgánico nitrogenado de uso común en plantas de tratamiento de aguas residuales, así como amoníaco anhidro (Romero, 2010).

Al analizar la relación DQO/P, se aprecia que hay escasez de fósforo con respecto a la concentración de DQO, y se obtiene un resultado promedio de 688. Un valor muy alejado de la relación teórica óptima de 350:1. En este caso, es necesaria la adición de fósforo también previo a la homogenización, de forma que el agua residual ingrese al sistema anaerobio bajo las mejores condiciones para asegurar su máximo rendimiento. Normalmente, cuando existe deficiencia de fósforo, se añaden sales de fosfato o ácido fosfórico. Esta información es de suma relevancia para esta investigación, debido a que se tiene como objetivo la recuperación de nutrientes del PNC para reincorporarlos a la cadena y optimizar el ciclo de vida.

Durante el proceso de caracterización del PNC, se analizó la alcalinidad en cinco muestras del agua residual. Dicho análisis fue contratado por el laboratorio BioAnalítica durante el mes de setiembre del 2021. Sin embargo, los resultados de las cinco muestras analizadas indican alcalinidad no detectable, lo que indica que el método de análisis corrió, pero la concentración, al ser tan pequeña, no es detectada, por lo tanto, se determina que el PNC no cuenta con alcalinidad, lo cual podría poner en peligro el correcto funcionamiento del sistema (Akunna, 2018). Es probable que el tratamiento de las aguas de proceso remueva una fracción de la alcalinidad que contienen las aguas naturales.

Asimismo, durante la descomposición del PNC, también podría haber un consumo de alcalinidad por parte de los microorganismos. Los procesos de nitrificación, por ejemplo, en los cuales se oxida el nitrógeno amoniacal a nitrógeno nitrato es un proceso demandante de alcalinidad (Tchobanoglous et al., 2014).

La alcalinidad en los procesos anaerobios es de suma importancia, debido a que funciona como un *buffer* que permite que el proceso continúe sin que el pH se vuelva ácido. Como se explicó anteriormente, en los procesos anaerobios se generan ácidos grasos volátiles, los cuales propician la generación de iones de hidronio que, al aumentar su concentración, disminuyen el pH de la solución (Akunna, 2015; Chernicharo, 2007).

Por lo tanto, al no contar con suficiente alcalinidad en el PNC, se debe añadir externamente para mitigar la producción excesiva de ácidos durante el proceso de digestión anaerobia, ya que existe el riesgo de que los microorganismos se vean inhibidos o mueran, y la eficiencia del proceso se reduzca considerablemente.

5.2. SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA ÓPTIMA

5.2.1. CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA ÓPTIMA

La selección de la tecnología óptima para el tratamiento del residuo del PNC es la clave del presente trabajo de investigación, debido a que su definición permite realizar el diseño del sistema de tratamiento, lo cual es el producto final. Para esto, se aplicó la metodología de Noyola et al. (2013), tal como se describió con anterioridad en el apartado 4. La metodología de Noyola et al. (2013) consta de dos fases: la aplicación del cuestionario para la definición de criterios ambientales, económicos, sociales y técnicos, siendo esta primera fase un proceso que obliga a recabar la información fundamental de cada tecnología con un enfoque más subjetivo para, posteriormente, aplicar la segunda; la cual consiste en la matriz de decisión, esta brinda un resultado a través de una calificación numérica de cada tecnología, siendo este proceso completamente objetivo.

Según la caracterización de las aguas residuales por tratar obtenida y la investigación bibliográfica realizada, se determinó que las tecnologías UASB y CSTR son las más factibles para el tratamiento de estas aguas. Por lo tanto, se aplicó la metodología de Noyola et al. (2013) para determinar cuál de estas dos tecnologías es la óptima para el tratamiento del PNC.

En primera instancia, se aplicó el cuestionario de criterios ambientales, económicos, sociales y técnicos. Para esto, se realizó una investigación del funcionamiento, parámetros y criterios de ambas tecnologías; a los criterios de la metodología adaptada de Noyola et al. (2013), se le adicionaron criterios técnicos y de diseño específicos de los sistemas de tratamiento de aguas residuales industriales, aplicables para el proceso productivo de FIFCO, con el fin de obtener una evaluación más detallada de cada tecnológica. Con el fin de mostrar la información de manera sencilla y clara, se transformó el cuestionario en un cuadro comparativo. Dicho cuadro incluye cada uno de los criterios de las tecnologías preseleccionadas. Los resultados se muestran a continuación:

CUADRO 14. CRITERIOS AMBIENTALES, ECONÓMICOS, SOCIALES Y TÉCNICOS PARA LA SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA ÓPTIMA PARA EL TRATAMIENTO DEL PNC.

Clasificación	Parámetro	UASB	CSTR
Técnico	Control de olores	Genera malos olores cuando no se opera correctamente (Dutta et al., 2018).	El proceso de homogenización contribuye a la estabilización química; por lo tanto, la generación de malos olores disminuye (Nadai, et al. 2010).
Técnico	Desarrollo de tecnologías en la región	de Planta Cerveza cuenta con UASB desde el 2018, las características de las aguas	No se conocen casos de sistemas CSTR en el país

Clasificación	Parámetro	UASB	CSTR
		residuales son diferentes, pero la operación y el diseño es el mismo.	
Técnico	Diseño y construcción	Simple diseño y construcción, no requiere equipos sofisticados. Espacio requerido reducido (Akunna, 2018).	Similar al UASB con la excepción de los agitadores.
Técnico	Producción de lodos	Según estimaciones de diseño preliminar, la producción de lodos es 145 kg VSS/d.	Según estimaciones de diseño preliminar, la producción de lodos es 139 kg VSS/d.
Técnico	Mitigación de ruido	Consultar Planta Cerveza.	Genera más ruido por el proceso de agitación.
Técnico	Nivel técnico del personal	Nivel técnico requerido para operación eficiente del sistema y sus posibles cambios durante el proceso.	Simple y fácil de operar (Herrmann et al., 2018).
Técnico	Producción de biogás	1 450 000 g CH ₄ DQO/d	1 600 000 g CH ₄ DQO/d
Técnico	Tiempo de iniciación	Largos tiempos de iniciación, entre (4 – 16) semanas (Dutta et al., 2018; Nadais et al., 2010).	Tiempo de iniciación entre (2 – 4) semanas (Nadais et al., 2010).

Clasificación	Parámetro	UASB	CSTR
Técnico	Tiempo de retención de sólidos	de 96 días de	TRS = TRH ¹⁰ = (15 – 30) días (Nadais et al., 2010).
Técnico	Tiempo de retención hidráulico	de TRH = 1 día (Dutta et al., 2018)	TRS = TRH = (15 – 30) días (Nadais et al., 2010). No recircula TRH = (30 – 60) días (Herrmann et al., 2018)
Ambiental	Eficiencia de transformación de la materia orgánica	de Tratan altas cargas orgánicas, eficiencia de remoción de 65 a 75 % (Akunna, 2018; Dutta et al., 2018) (5 – 20) kg DQO m ⁻³ d ⁻¹	Trata tasas de carga orgánica menores, <i>i.e.</i> , (2 – 5) kg DQO m ⁻³ d ⁻¹ . Las eficiencias de remoción promedio son del 66 % (Dutta et al., 2018)
Ambiental	Generación de emisiones de GEI del STAR	de Emisiones por generación de biogás, <i>i.e.</i> , CH ₄ ; sin embargo, al ser aprovechado, se convierte en fuente de energía limpia.	Emisiones por consumo de energía. La emisión de metano contribuye a producción de energía limpia. N ₂ O si se puede generar y presentar un impacto, pues el N ₂ O es un GEI con potencial de calentamiento global de hasta 300 veces el de CO ₂
Ambiental	Producción de energía eléctrica	de 4 400 kWh d ⁻¹	4 800 kWh d ⁻¹
Económico	Generación de subproductos con aprovechables	de Genera subproductos con aprovechables biogás y digestato	Genera subproductos aprovechables como lodo, biogás y digestato

¹⁰ En los CSTR no hay recirculación interna, con lo cual el tiempo de retención de sólidos es idéntico al tiempo de retención hidráulica.

Clasificación	Parámetro	UASB	CSTR
	valor económico de uso.	aprovechable como fertilizante (Nursanto, 2017).	aprovechable como fertilizante (Nursanto, 2017).
Económico	Costo inversión	de Debido a que el diseño es similar al del CSTR, también presenta un bajo costo de inversión.	Bajo costo de inversión (Herrmann et al., 2018).
Económico	Costos operación	de Bajos costos de operación, no consume energía. El agua residual se introduce a presión (Akunna, 2018).	Alto consumo de energía por agitación (Herrmann et al., 2018).
Económico	Costos mantenimiento	de Bajos costos de mantenimiento, se atiende únicamente bomba de recirculación. Sin embargo, dependiendo del material del tanque, el costo de mantenimiento por pintura y otros tratamientos para evitar la corrosión puede ser elevado.	Similar
Social	Atención emergencias	de Requerido por generación de biogás, riesgo de ignición (Akunna, 2018).	Requerido por generación de biogás, riesgo de ignición (Akunna, 2018).

Según los resultados obtenidos del cuadro comparativo, los sistemas tienen un rendimiento y una serie de características similares en muchos puntos, tales como el diseño y operación, electricidad y biogás producido, olores y generación de GEI. Existen otros

puntos en los que sí difieren considerablemente, los cuales tienen un mayor peso a la hora de seleccionar la tecnología más factible. Estos son el desarrollo de tecnologías en la región, en cuyo caso el UASB resulta más favorecedor, pues ya la empresa cuenta con un sistema de este tipo, a mayor escala, para el cual tiene ya algunos años de experiencia en su operación y mantenimiento.

A su vez, el sistema UASB es capaz de tratar aguas residuales con cargas orgánicas mayores en comparación con el CSTR. Y el PNC presenta una DQO promedio de **~60 000 mg/L**, considerándose como una tasa medianamente alta. Esta concentración promedio representa una carga orgánica de **10 kg DQOm⁻³ d⁻¹**. Además, el UASB no requiere grandes áreas para su instalación y consume poca energía; sus tiempos de retención promedio son de un día, presenta una baja producción de lodos y alta producción de biogás; siendo este un factor determinante para el proyecto, ya que se pretende aprovechar los subproductos generados durante el tratamiento. Sin embargo, los tiempos de iniciación del sistema son cuatro veces mayores que los del CSTR, aunque es posible reducirlos por medio de una inoculación correcta de la biomasa (Chernicharo, 2007).

La producción de energía eléctrica a partir del biogás es una de las características más relevantes para garantizar la factibilidad del sistema. Como se observa en la tabla anterior, la producción es similar entre ambos sistemas, pues la producción de biogás también lo es. Esto se debe a que muchas de las ecuaciones se basan en procesos de digestión anaerobia, no exactamente para un sistema u otro. Así, las suposiciones, constantes y otros parámetros del diseño son casi idénticos para ambos sistemas. Toda esta información es determinante para para asignar la calificación en la matriz de decisión.

5.2.2. DISEÑO PRELIMINAR UASB/ CSTR

Con el fin de justificar técnicamente algunos de los valores asignados en la matriz de decisión, se realizó un diseño rápido de los parámetros de cada una de las tecnologías evaluadas, *i.e.*, UASB y CSTR. Se utilizaron las concentraciones determinadas de la caracterización fisicoquímica para fijar los valores de diseño, mismos que servirán para el diseño final. También se definió el caudal de diseño, uno de los parámetros más importantes

para el diseño de cualquier STAR. Con base en el volumen histórico de generación de PNC de los últimos tres años, se determinó que el factor de seguridad del caudal debe ser de **2,5** sobre la generación promedio diaria, *i.e.*, **12 m³ d⁻¹**. Este factor es suficiente para tolerar incrementos esperables en la generación de PNC. A continuación, se muestra el histórico de generación de los últimos tres años:

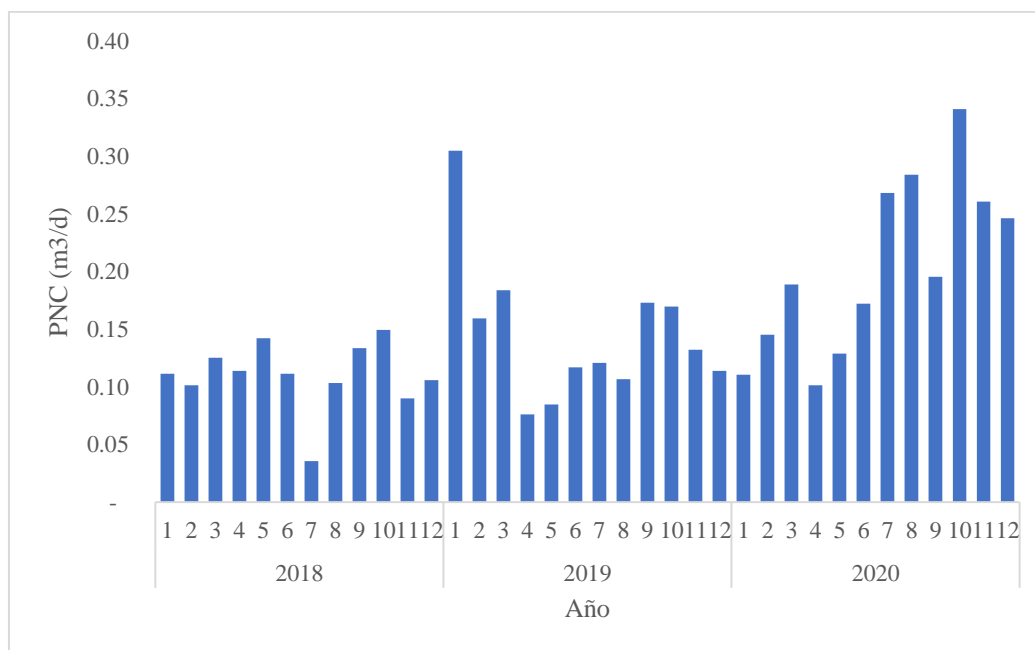


GRÁFICO 12. GENERACIÓN PROMEDIO DIARIA DE PNC DESDE ENERO 2018 HASTA DICIEMBRE 2020.

Así, se determinó que el caudal de **30 m³ d⁻¹** es un caudal óptimo. A partir de junio de 2020, debido a la pandemia por COVID-19, hubo un incremento considerable en los caudales diarios generados, como se muestra en el **Gráfico 9**. A pesar de ello, el proceso operativo normal de la empresa descarta en promedio **12 m³ d⁻¹**, con lo cual el caudal de diseño seleccionado es suficiente para hacer frente a los incrementos puntuales y, al mismo tiempo, mantener un volumen de reactor manejable.

Los parámetros más relevantes a efectos de la comparación se muestran en el siguiente cuadro:

CUADRO 15. COMPARACIÓN DE PARÁMETROS DE DISEÑO DEL CSTR Y UASB A PARTIR DE DISEÑOS PRELIMINARES.¹¹

Parámetro	CSTR	UASB
Energía (kJ d ⁻¹)	22 000 000	21 000 000
Energía eléctrica (kWh d ⁻¹)	4 650	4 700
Producción de lodos (kg VSS d ⁻¹)	139	56
Tasa de producción de CH ₄ (m ³ d ⁻¹)	960	933
Tiempo de retención de sólidos (TRS) (días)	14,1	96
Tiempo de retención hidráulica (TRH) (días)	14,1	6,0
Volumen total de reactor (V) (m ³)	424	180
Tasa de carga orgánica (kg DQO m ⁻³ d ⁻¹)	4,5	10

Se observa que, para muchos de los parámetros evaluados en la comparación, las diferencias son insignificantes. Esto ocurre en el caso de la energía y energía eléctrica producida, producción de lodos y tasa de producción de metano, lo cual se debe a que las ecuaciones de diseño son similares entre ambos sistemas (Tchobanoglous et al., 2014). Al ser ambos procesos anaerobios, algunas de las suposiciones teóricas, así como las constantes de cinética de crecimiento y decaimiento de la biomasa, son las mismas, independientemente de si se trata de un UASB o un CSTR, lo cual explica la similitud en varios parámetros calculados.

El UASB presenta un volumen de reactor mucho menor, lo cual es beneficioso en el sentido de que tiene una menor huella y requiere una menor cantidad de material para la construcción de los reactores. Esto, además, tiene influencia sobre algunos parámetros como los tiempos de retención, tanto TRS como TRH, así como las cargas orgánicas por tratar. El UASB puede tratar cargas de hasta **15 kg DQO m⁻³ d⁻¹** (Tchobanoglous et al., 2014), lo cual

¹¹ Valores determinados a partir de ecuaciones preliminares, ver **Cuadro 12**.

es de especial relevancia en el caso del PNC; este tiene una carga sumamente elevada. Asimismo, el UASB no tiene una demanda de energía asociada al proceso operativo, a diferencia del sistema CSTR, como se discute más adelante.

El CSTR presenta un consumo de energía, a diferencia del UASB. Ese consumo está relacionado con los procesos de agitación. Además, presenta largos tiempos de retención debido a la necesidad de la homogenización total del agua para alcanzar una óptima producción de biogás (Khanal et al., 2019). A pesar de ser sistemas similares con grandes beneficios, a nivel de los objetivos del presente proyecto, el CSTR es un sistema más complejo, con mayores requerimientos para su funcionamiento que el UASB. Asimismo, de acuerdo con Tchobanoglous et al. (2014), la tasa de carga orgánica máxima que puede tratar el CSTR es de máximo **4,0 kg DQO m⁻³ d⁻¹**. En el caso del volumen calculado para el reactor de CSTR, esta tasa de carga orgánica se determinó en **~4,5 kg DQO m⁻³ d⁻¹**, ligeramente por encima del valor máximo recomendado para este tipo de sistemas. Esto podría poner en riesgo la operación, en caso de tener cargas orgánicas mayores, debido a eventos puntuales en la generación de PNC.

En el caso de los tiempos de retención y el volumen, sí se observan diferencias sustanciales entre ambos sistemas. Según Khanal et al. (2017), el TRH típico de los CSTR es de (20 – 50) días, mientras que Tchobanoglous et al. (2014) indican que varían entre (15 – 30) días, con lo cual el tiempo de retención calculado en el diseño preliminar se encuentra dentro del rango normal. Se debe recordar que los CSTR no suelen tener procesos de recirculación, con lo cual el TRH es igual al TRS.

Los UASB, por su parte, tienen tiempos de TRH y TRS de (4 – 8) horas y 30 días, respectivamente (Tchobanoglous et al., 2014). En este caso, los TRH calculados se encuentran de forma considerable por encima del rango normal. Los TRH varían de manera sustancial entre ambos reactores, debido a que los volúmenes son considerablemente menores, siendo el del CSTR mucho más elevado, aproximadamente del doble del volumen del reactor UASB. Según Tchobanoglous et al. (2014), los UASB tienen TRH de (4 – 8) horas, con lo cual se observa que los valores calculados se encuentran considerablemente por encima de este tiempo. Esto se debe a que los volúmenes de reactor son menores al CSTR,

debido a que la carga orgánica por tratar es mucho mayor en el caso del UASB. Se debe recordar que este es el parámetro que gobierna los volúmenes de reactor en el diseño de este tipo de tecnologías (Chernicharo, 2007; Tchobanoglous et al., 2014).

5.2.3. MATRIZ DE DECISIÓN

Finalmente, para la selección de la tecnología óptima para el tratamiento del PNC, se aplicó la matriz de decisión para cada tecnología. La información obtenida en los puntos anteriores fue determinante para la asignación de los valores de la matriz. A continuación, se muestran los resultados:

CUADRO 16. APLICACIÓN DE LA MATRIZ DE DECISIÓN PARA LA SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA ÓPTIMA PARA EL TRATAMIENTO DEL PNC.

Número de criterio	Tecnologías		UASB			CSTR		
	Peso asignado (%)	Criterio	Calificación	Calificación/5	Nota final	Calificación	Calificación /5	Nota final
20			Aplicabilidad del proceso					
1	4	Intervalo de flujo aplicable para el sistema	3	0,6	2,4	3	0,6	2,4
2	4	Tolerancia a variaciones de flujo	3	0,6	2,4	3	0,6	2,4
3	4	Características del agua residual	5	1	4	3	0,6	2,4
4	8	Eficiencia de producción de biogás	5	1	8	5	1	8
5	4	Generación de residuos	5	1	4	3	0,6	2,4
6	8	Generación de subproductos con valor económico de uso	5	1	8	5	1	8
7	6	Vida útil	5	1	6	5	1	6
8	4	Requerimientos de área	5	1	4	3	0,6	2,4
8			Costo					
9	4	Inversión	5	1	4	3	0,6	2,4
10	4	Costo de operación y mantenimiento	5	1	4	3	0,6	2,4
14			Diseño y construcción					
11	4	Criterios de diseño	5	1	4	5	1	4

12	4	Tecnología ampliamente aprobada	5	1	4	3	0,6	2,4
13	6	Complejidad en la construcción y equipamiento	3	0,6	3,6	3	0,6	3,6
26			Operación					
14	4	Flexibilidad de la operación	1	0,2	0,8	3	0,6	2,4
15	6	Confiabilidad del proceso	5	1	6	5	1	6
16	6	Complejidad de operación del proceso	3	0,6	3,6	5	1	6
17	6	Requerimiento del personal	3	0,6	3,6	5	1	6
18	4	Disponibilidad de repuestos y centros de servicio	5	1	4	5	1	4
10			Entorno e impacto al medio ambiente					
19	2	Influencia de la temperatura	3	0,6	1,2	3	0,6	1,2
20	1	Producción de ruido	5	1	1	3	0,6	0,6
21	1	Contaminación visual	3	0,6	0,6	3	0,6	0,6
22	1	Producción de malos olores	5	1	1	5	1	1
23	4	Generación de GEI	5	1	4	5	1	4
24	1	Condiciones para la reproducción de insectos y animales dañinos	3	0,6	0,6	4	0,8	0,8
100			Calificación final			84,8		81,4

Como se ha mencionado anteriormente, ambos sistemas obtuvieron calificaciones similares, debido a que ambos son procesos anaerobios, los cuales utilizan factores y criterios en común, a nivel de diseño y operación. Sin embargo, el UASB obtuvo una mayor calificación que el CSTR, por lo que se considera como la tecnología más apropiada para el tratamiento del PNC.

A nivel del apartado aplicabilidad del proceso de la matriz de decisión, se observa que no hay diferencia en los criterios de intervalos de flujo, tolerancia a variaciones de flujo, producción de biogás, generación de subproductos aprovechables y vida útil. Sin embargo, sí se pueden observar diferencias significativas y favorables para el UASB en los criterios de caracterización de las aguas residuales, que como se mencionó anteriormente son sistemas capaces de asimilar tasas de carga orgánicas de entre **(5 – 15) kg DQO m⁻³ d⁻¹** siendo la del PNC cercana a este valor, de acuerdo con el volumen calculado para el UASB.

Otro factor determinante en la calificación de los sistemas es la generación de residuos, debido a que el UASB genera mayor producción de lodos, lo cual presenta un impacto positivo para el proyecto. En algunas aplicaciones, como los sistemas aerobios, esto suele ser un problema, pues el tratamiento y disposición de los lodos conlleva costos adicionales. Sin embargo, para el actual proyecto es beneficioso, ya que se pretende aprovechar estos subproductos en procesos agrícolas, con un enfoque de economía circular. El requerimiento de área también es un criterio diferenciador, debido a que, según los cálculos realizados en el diseño preliminar, el CSTR requiere un reactor del doble del volumen que el UASB, por lo que se requiere una mayor área para su instalación y operación, además de costos mayores en términos de requerimiento de materiales para su construcción.

Los resultados relacionados con los costos de inversión, operación y mantenimiento de ambos sistemas muestran diferencias considerables, favorables para el UASB. A nivel de inversión, es menor el costo de la tecnología UASB, debido a que requiere un área menor de terreno, el reactor es más pequeño que el CSTR y no requiere un proceso de agitación constante, el cual requiere el costo de operación, así como de inversión y mantenimiento de los equipos.

A nivel de diseño, el UASB presenta una gran ventaja sobre el CSTR, debido a que, según los criterios de la matriz, se debe considerar si la tecnología es ampliamente aprobada. Esto puede tener un efecto importante en la adaptación de la tecnología al proceso operativo de la organización. Considerando que ambas tecnologías son comúnmente utilizadas a nivel mundial y que, además, presentan criterios de diseño y complejidades de construcción muy similares, el UASB tiene la gran ventaja de que ya FIFCO cuenta con un sistema a gran escala en una de sus plantas, por lo que ya tiene experiencia en el diseño, operación y mantenimiento con esta tecnología, la conoce y comprende.

En términos de disponibilidad de repuestos, al ser ambos sistemas muy similares a nivel de diseño y construcción, no presentan diferencias significativas. Se consultó con el personal de operación de la PTAR de UASB existente, quien confirmó que la disponibilidad de repuestos y otros insumos requeridos para el mantenimiento es suficiente a nivel local.

En términos operativos, ambos procesos son bastante estables, siempre y cuando sean operados correctamente, por lo que cuentan con una alta confiabilidad de proceso. Sin embargo, el UASB es un sistema más delicado, al cual los picos de proceso afectan sustancialmente en la actividad microbiana, representando una menor flexibilidad de operación con respecto al CSTR.

El UASB requiere de estrictos controles y seguimiento con el objetivo de evitar picos que puedan afectar el sistema. Debido a esto, demanda un requerimiento de personal mayor al CSTR, que le dé seguimiento constante al sistema. No obstante, el diseño del sistema prevé este aspecto. Además, la generación de PNC en el proceso operativo contribuye a atenuar estos impactos, debido a que el PNC se derrama en un tanque, el cual funge como una especie de homogenizador, antes de disponer el residuo. Este tanque de derrame se mantendrá en el diseño y operación del sistema, a modo de tanque homogenizador.

Finalmente, dentro de las consideraciones ambientales que incluye la matriz, los factores diferenciadores entre una tecnología y otra se centran en la generación de ruido, generación de emisiones de GEI y la reproducción de insectos y animales dañinos. Siendo el UASB la tecnología que presenta mayores beneficios para el objetivo del proyecto, ya que el CSTR por su proceso de agitación constante presenta mayores niveles de ruido y una mayor

emisión, debido a la energía requerida en el proceso para poner en funcionamiento los agitadores.

Debido a las razones analizadas y explicadas anteriormente, se obtiene como resultado que la tecnología óptima para el tratamiento del PNC es el UASB con una calificación de **84,8**, mientras que el CSTR presenta una calificación de **81,4**.

5.3. DISEÑO FINAL

5.3.1. PARÁMETROS DE DISEÑO

Según los resultados obtenidos a partir de la aplicación de la matriz de decisión, el UASB es la tecnología seleccionada para el tratamiento del PNC, por lo tanto, es la tecnología diseñada a continuación. Como punto de partida para la realización del diseño final del sistema de tratamiento, se definieron como parámetros de diseños los siguientes valores obtenidos a partir de la caracterización de las aguas residuales y su tasa de generación:

CUADRO 17. DESCRIPCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL EFLUENTE PARA EL DISEÑO.

Constituyente	Magnitud
Caudal ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	30
DBO (g m^{-3})	21 000
Alcalinidad (CaCO_3) (g m^{-3})	10
DQO (g m^{-3})	60 000
SST (g m^{-3})	1 000
SSV (g m^{-3})	500

Constituyente	Magnitud
N total (g m ⁻³)	400
P total (g m ⁻³)	85
Temperatura (°C)	30

5.3.2. PRETRATAMIENTO

Visualizando los resultados obtenidos en el cuadro 18, se determina que, debido a la alta presencia de sólidos identificados en los análisis de caracterización del PNC, se definió como sistema de pretratamiento el cribado. A continuación, se muestran los resultados del diseño del sistema:

CUADRO 18. DISEÑO PRELIMINAR DEL SISTEMA DE PRETRATAMIENTO PARA PNC.

Componente	Símbolo	Unidades	Resultado
Velocidad teórica	V	m s ⁻¹	0,7
Coefficiente barras	B	adimensional	1,67
Ancho	W	m	0,015
Espaciamiento	S	m	0,009
Ancho del canal	Ac	m	0,30
Altura o energía de velocidad del flujo de aproximación	Hv	m	0,025
Ángulo de inclinación	Θ	°	45
Pérdida de energía	H	m	0,06
Altura lámina de agua	hL	m	0,03
Longitud de la rejilla	L	m	0,05
Área efectiva	A	m ²	0,0005
Número de barras	N	barras	7

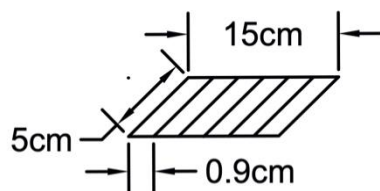


FIGURA 6. DISEÑO DEL PRETRATAMIENTO

Los resultados obtenidos del diseño del pretratamiento muestran que la pérdida de energía del sistema es insignificante, esta no debería exceder los **0,80 m** en rejillas obstruidas (Qasim y Zhu, 2018). Además, la altura de la lámina de agua es muy pequeña debido al bajo nivel del caudal de entrada de aguas residuales, *i.e.*, **30 m³ d⁻¹**, según el caudal de diseño. Esto implica tener al mismo tiempo un nivel bajo de profundidad de agua, lo cual se busca en los sistemas de pretratamiento, a fin de minimizar la pérdida de energía (Deluise et al., 2005).

Para este diseño, se tomó como coeficiente de barras (β) la constante para barras de tipo circular (Romero, 2010). Para el ancho de las barras, se asumió un diámetro de barras de 1,5 cm, mientras que, para el ancho del canal, se asumió un diámetro de tubería de 10 cm. En la determinación de la altura o energía de velocidad del flujo de aproximación, se asumió una velocidad de **(0,4 – 0,7) m s⁻¹**, la cual se recomienda como óptima para este tipo de sistemas. Una velocidad más baja causaría sedimentación de parte de los sólidos contenidos en el agua residual (Deluise et al., 2005).

Por su parte, una velocidad considerablemente más alta implicaría turbulencia excesiva y un empuje del material retenido por la fuerza excesiva de la lámina de agua (Qasim y Zhu, 2018). Se asumió como ángulo de inclinación el valor típico para rejillas de limpieza manual. Este ángulo minimiza la pérdida de energía, al tiempo que facilita las labores de limpieza manual (Romero, 2010).

Como se muestra en el **Cuadro 17**, se optó por utilizar rejillas medianamente finas, *i.e.*, **1,5 cm**, con la intención de recolectar todos los sólidos gruesos y finos presentes en el PNC que podrían generar algún problema en los componentes de los sistemas posteriores. Se debe

recordar que el PNC proviene de envases de producto descartado, con lo cual es posible que se puedan escapar algunos restos de tapas, etiquetas, pajillas, vidrios y otros sólidos indeseables que podrían afectar el tratamiento anaerobio.

5.3.3. TRATAMIENTO PRIMARIO

Adicionalmente, con la intención de que el sistema anaerobio funcione en óptimas condiciones, se determinó como parte del tren de tratamiento la homogenización como sistema primario para el saneamiento del PNC en conjunto con un proceso de neutralización. Esto debido a que el UASB es un sistema que debe mantenerse en condiciones muy controladas y estables para no afectar la actividad microbiana y, de esta forma, asegurar la eficiencia del sistema.

La homogenización contribuye a mantener la estabilidad en la biomasa y a atenuar las cargas hidráulicas u orgánicas pico que podrían ingresar al sistema secundario. Además, permite reducir el riesgo de que ingresen al UASB sustancias inhibitorias que afecten la actividad microbiana. Para la aplicación del proceso normal del PNC, no se esperaría tener cargas hidráulicas, debido a que la alimentación del sistema es manual, como ocurre actualmente; es decir, todo el PNC se vierte en un tanque de almacenamiento, el cual pasaría a fungir como el homogeneizador del tren de tratamiento, con lo cual el STAR se alimentaría con un caudal constante.

Por su parte, sí podría haber picos de carga orgánica, dependiendo de la composición del PNC en el momento. Aun así, de los resultados obtenidos en la caracterización, se observa que la variabilidad de los valores de DBO y DQO es relativamente baja, lo cual sugiere que, independientemente de la composición, no se esperaría tener valores exageradamente elevados que pudieran poner en peligro la biomasa del sistema; menos aún, considerando que la alimentación en términos de caudal sería constante. El tanque por utilizar como homogeneizador tiene un volumen aproximado de $6,0 \text{ m}^3$. Esto representa aproximadamente un 20 % del volumen total diario de diseño del sistema, *i.e.*, $30 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

De acuerdo con Romero (2010), los homogenizadores normalmente se diseñan para un volumen de 20 a 30 % con respecto al volumen diario por tratar, con lo cual se tiene que el volumen del tanque existente es apto para su uso como homogenizador (Qasim y Zhu, 2018). En este caso, debido a la forma de alimentación del STAR, no se consideró necesario diseñar el homogenizador por el método convencional (Goel et al., 2005), debido a que el flujo sería prácticamente constante durante todo el tiempo, debido al método empleado para derramar el PNC. Por el contrario, se consideró el aprovechamiento del tanque existente para mezclar y homogenizar el contenido del PNC generado, y, al mismo tiempo, utilizarlo como reactor de neutralización y adición de nutrientes, previo al tratamiento biológico.

Este tanque deberá estar equipado con un agitador, de manera que se logre evitar problemas asociados a la sedimentación de los sólidos presentes y generación de malos olores (Qasim y Zhu, 2018). Para esta aplicación en concreto, el agitador tiene dos funciones: además de evitar la sedimentación de sólidos, homogeniza la cal y nutrientes añadidos al proceso para difundirlos a lo largo del reactor. Este sistema es clave en los procesos de neutralización (Goel et al., 2005) y adición de nutrientes (Qasim y Zhu, 2018).

A continuación, se muestra el diseño del sistema de neutralización, el cual está íntimamente relacionado no solo con el pH de las aguas crudas, sino también con su alcalinidad.

CUADRO 19. DISEÑO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO PRIMARIO PARA EL PNC.

Componente	Unidades	Símbolo	Valor
pH del agua residual cruda	pH	pH	3,0
Acidez	g CaCO ₃ m ⁻³	Acd	10
Caudal	m ³ d ⁻¹	Q	30
Tiempo de retención hidráulica (TRH) requerido	min	HRT	20
Volumen requerido	m ³	V	0,42
Altura	m	H	1,52

Componente	Unidades	Símbolo	Valor
Área superficial	m ²	A	0,27
Eficiencia de la cal	%	Le	70%
Relación molar	mol Ca(OH) ₂ [mol CaCO ₃] ⁻¹	MR	0,74
Consumo teórico diario de cal requerida	g m ⁻³	TLm	11
Consumo de cal	kg d ⁻¹	Lm C	80
Factor de seguridad		SF	1,2
Consumo de cal viva	kg d ⁻¹	RLm C	96
Relación Molar	g CaO seco [g CaO hidratado] ⁻¹	MR cal viva	0,76
Consumo de cal viva	kg d ⁻¹	RQlm C	72,6
Eficiencia más baja	%	Sl n	90%
Consumo de cal viva real	kg d ⁻¹	RQlm C	80,7
Almacenamiento de cal viva	kg	Lm st	2422
Densidad de cal viva	kg m ⁻³	ρ	3 340
Volumen del silo	m ³	V	0,725
Dimensiones de las paredes	m	l	0,9

Según los resultados obtenidos en el cuadro 18, para el tratamiento primario se requiere un tanque con un volumen de **0,42 m³** con una altura de **1,52 m** y un área superficial de **0,30 m²**. Este volumen es relativamente pequeño, debido a que el caudal de entrada del sistema también lo es, siendo de 30 m³ d⁻¹. Los valores recomendados de TRH para los procesos de neutralización son de **20 min** (Goel et al., 2005). El consumo teórico de cal para lograr neutralizar el pH del PNC es de **11 g m⁻³** y el consumo real de cal viva es de **0,3 kg d⁻¹** siendo este un consumo alto de cal debido a que el pH del PNC es ácido; como se discutió en la caracterización fisicoquímica, es de 3,0, lo cual requiere su neutralización previa a la

entrada al sistema de tratamiento biológico. Así, se requiere una cantidad elevada de cal para lograr estabilizar.

A partir de esta demanda, se obtiene que el volumen del silo para el almacenamiento de la cal debe ser de 0,003 m³, de forma que logre almacenar el consumo de cal de un mes. Esto requerirá una planificación cuidadosa de la adquisición de cal con base en el consumo del sistema. En este sentido, es importante considerar que, idealmente, los sistemas de neutralización deben someterse a pruebas a escala de laboratorio o piloto, con el fin de determinar la dosis óptima de cal que se debe añadir al proceso. Si bien el pH de dos o más muestras puede ser el mismo, los constituyentes pueden ser altamente variados, lo cual requiere dosis distintas de agente neutralizador para llegar al pH objetivo (Qasim y Zhu, 2018).

En el caso de la presente investigación, se realizaron tres pruebas con cal para neutralizar una muestra de un litro de PNC, con la intención de determinar la cantidad de cal real necesaria. Para esto se tomaron tres muestras de PNC durante la primera semana de noviembre. La neutralización se llevó a cabo en el laboratorio fisicoquímico de la PTAR de Planta Refrescos y se utilizó un medidor de pH de mesa, una balanza analítica, un agitador y una pastilla magnética. Se tomó la muestra de PNC y se agitó hasta que el pH se estabilizara. Una vez estabilizado, se procedió a agregar cal poco a poco de forma que se fuese disolviendo y hasta que alcanzara un pH estable. Se agregó cal hasta que alcanzara un pH neutro. A partir de esto, se obtuvieron los siguientes resultados:

CUADRO 20. NEUTRALIZACIÓN DEL PNC

Muestra	Volumen de muestra (L)	pH inicial	pH final	Cal consumida (g)
1	1	3,4	7,23	5,36
2	1	3,42	6,4	3,08
3	1	3,4	7,07	4,9

Según los resultados mostrados en el cuadro 19, además de confirmar los parámetros de pH ácidos discutidos en el apartado 5.1.2., permiten demostrar que, al menos, el proceso para la neutralización del pH del PNC se mantiene constante. Los resultados indican que,

para neutralizar un litro de PNC, se requieren aproximadamente **5 g** de cal para alcanzar niveles de pH óptimos.

La neutralización es un proceso requerido para mantener el pH del agua residual en niveles neutros, *i.e.*, ~7,0, los cuales son óptimos para el crecimiento y desarrollo de la biomasa anaerobia en las distintas etapas de la digestión homónima. Los pH ácidos afectan a las bacterias características de cada etapa, tornando el proceso de digestión más lento; aunque las bacterias acidogénicas pueden tolerar valores de pH ligeramente menores a 6. Es frecuente, sin embargo, que durante esta etapa el pH disminuya hasta valores aún más ácidos, debido principalmente a la acumulación de ácidos grasos volátiles (Akunna, 2018). Lo anterior implica no solo mantener el pH del agua de entrada neutro, sino también un requerimiento suficiente de alcalinidad en el agua residual de entrada para soportar la disminución en el pH debido a este proceso (Tchobanoglous et al., 2014), como se discute más adelante.

Mantener el pH neutro en todas las etapas de la digestión anaerobia es especialmente crítico para las bacterias metanogénicas, pues son las más sensibles a los cambios bruscos de pH. Se debe recordar que son estas las bacterias que producen el subproducto aprovechable, *i.e.*, biogás (Akunna, 2018; Chernicharo, 2007). Así, es clave habilitar las condiciones necesarias para su crecimiento y desarrollo óptimos, a fin de optimizar la producción del gas.

Según los parámetros de diseño y operativos del UASB de Planta Cerveza, el rango óptimo de pH dentro del reactor debe ser de 6,8- 7,2, lo que significa que el pH del sistema debe ser lo más neutro posible, para así alcanzar su mayor eficiencia (Akunna, 2018). En el caso de Planta Cerveza, a diferencia del PNC, las aguas que recibe el sistema presentan pH básicos, por lo que el proceso de neutralización se realiza, al contrario que en la presente investigación, con una solución ácida; no obstante, la finalidad es la misma.

5.3.4. TRATAMIENTO SECUNDARIO

A partir de los resultados obtenidos en el apartado 5.2.3., la tecnología seleccionada para el tratamiento del PNC es el UASB. A continuación, se muestran los resultados del diseño

de dicho sistema de tratamiento para el agua residual por tratar. Es importante aclarar que el sistema fue diseñado en dos tanques en serie con la intención de aumentar la eficiencia de los procesos de digestión: hidrólisis y acidogénesis, los cuales requieren condiciones distintas a los procesos de acetogénesis y metanogénesis, que necesitan otro tipo de condiciones (Tchobanoglous et al., 2014). Si bien se puede llevar a cabo en un solo reactor, es preferible mantener las condiciones diferenciadas por medio de dos o más reactores en serie (Akunna, 2018).

CUADRO 21. DISEÑO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO SECUNDARIO PARA EL PNC.

Componente	Parámetro	Unidades	Símbolo	Valor
Tasa de carga orgánica	Tasa de carga orgánica	kg DQO m ⁻³ d ⁻¹	TCO	10
	DQO	g DQO m ⁻³	So - S	54 000
Volumen basado en tasa de carga orgánica	Volumen	m ³	V	180
Tiempo de Retención Hidráulica	TRH	D	θ	6,0
Dimensiones del reactor	Área	m ²	A	45
	Ancho	M	w	4,7
	Longitud	M	L	9,5
Tiempo de Retención de sólidos	Altura total	M	H	6,5
	TRS	d	θc	96
Tasa de producción diaria de lodos	Producción de lodos	kg SSV d ⁻¹	Px,vss	56
Exceso diario de lodo residual	Lodo residual	m ³ d ⁻¹	Qw	1,8
Tasa de producción del gas CH ₄	DQO balanceada	g SSV d ⁻¹	Px,bio	41 200
		g CH ₄ DQO d ⁻¹	P _{CH4 COD}	1 560 000

Componente	Parámetro	Unidades	Símbolo	Valor
Tasa total de producción CH ₄ (gas)	Tasa de producción CH ₄ @ 0°C	m ³ d ⁻¹	P _{CH₄}	546
	Tasa de producción CH ₄ @ 25°C	m ³ d ⁻¹	P _{CH₄}	610
	Tasa de producción CH ₄ gas	m ³ d ⁻¹	P _{CH₄ gas}	930
Contenido energético	Energía producida	kJ d ⁻¹	E _{content}	21 230 000
Potencial Energético	Energía convertida a electricidad	kWh d ⁻¹	E _{converted}	4 700
Requerimientos de alcalinidad	Requerimiento de alcalinidad	g CaCO ₃ m ⁻³	Alkr	2 678
	Requerimiento balanceado de alcalinidad	g CaCO ₃ m ⁻³	Alkr balanced	2 670
	Consumo de alcalinidad	kg d ⁻¹	Alkc	80

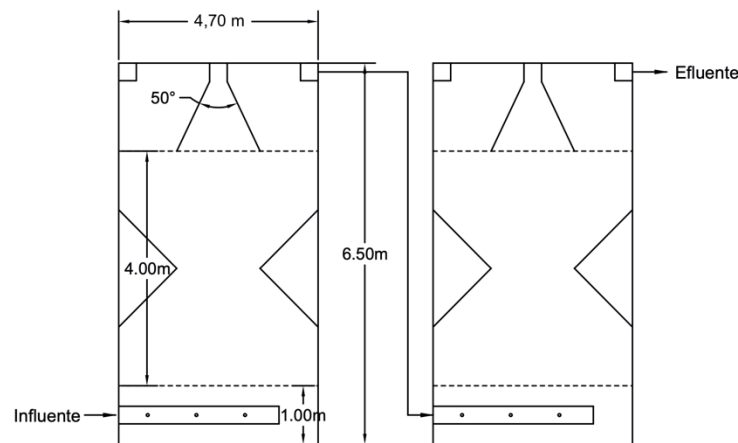


FIGURA 7. DISEÑO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO SECUNDARIO

Finalmente, el diseño del UASB obtenido para el tratamiento del PNC cuenta con una TCO de **10 kg DQO m⁻³ d⁻¹**, siendo la tasa máxima recomendada para un UASB de 15 kg

DQO $\text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$ (Tchobanoglous et al., 2014). El valor calculado para la TCO es consistente con los valores recomendados en la literatura, lo cual es positivo desde el punto de vista de diseño y operación (Chernicharo, 2007). Según el mismo autor, en la práctica los UASB son capaces de soportar una TCO hasta de $45 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. La carga orgánica máxima de diseño del sistema de Planta Cerveza es de $9\,900 \text{ kg d}^{-1}$.

El TRH calculado para el diseño del UASB es de **6,3 días**, sin embargo, según la teoría, los tiempos óptimos de TRH de este tipo de sistemas se encuentran entre (4 - 4,8) horas. Para el caso del UASB de Planta Cerveza, el TRH es de 11,3 horas. Se observa que, pese a estar por encima del valor recomendado en la literatura, el rendimiento de este sistema es óptimo, lo cual se explica en gran parte por los parámetros de operación y, especialmente, por el pretratamiento, en el cual se garantiza que el afluente del sistema UASB ingresa con las características óptimas para potenciar el crecimiento y reproducción de las bacterias anaerobias. En el caso del presente diseño, el tiempo diseñado es mucho mayor, debido a que el caudal de entrada del PNC al sistema es muy pequeño y la tasa de carga orgánica es considerablemente alta, además, el TRH es directamente proporcional a la TCO.

Para este sistema, se debe contar con dos tanques de **90 m^3** cada uno con un área de **$22,5 \text{ m}^2$** , un ancho y un largo cada uno de **3,7 m** y **6,7 m** respectivamente. El espacio previsto para la implementación del sistema dentro de las instalaciones de FIFCO es mayor a la huella prevista del sistema, con lo cual se garantiza la factibilidad en este aspecto.

Relación DQO/N/P de Planta Cerveza es 100/1,25/0,25. Este sistema no requiere adición de nutrientes según su caracterización. Esta relación contrasta con los valores óptimos reportados en la literatura (Akunna, 2018; Tchobanoglous et al., 2014). Durante la operación, se deberá monitorear cuidadosamente el rendimiento del sistema, a fin de comprobar si, en efectivo, la relación teórica empleada en el diseño, la cual determina la cantidad de nutrientes por añadir, resulta apta para los objetivos.

La relación SSV/SST óptima del lodo anaerobio en el reactor debe estar entre 0,7-0,9. La tasa de carga de lodos (SLR) no debe exceder 1 kg / kg SSV . Las SLR bajas afectan la floculación y granulación de lodo, generando que sea necesaria la eliminación excesiva de lodo (Tchobanoglous et al., 2014). Según los parámetros de diseño del UASB de Planta

Cerveza, para un funcionamiento óptimo, la relación de SST/DQO debe ser menor o igual a 0,2. SST en cantidades biodegradables son manipulables por sistemas anaerobios, sin embargo, la fracción no biodegradable se acumulará y se mezclará con el lodo anaerobio, grandes cantidades de lodo inerte afectan la eficiencia de los microorganismos generando lodo esponjoso y poco denso.

La tasa de producción diaria de lodos es de **56 kg SSV d⁻¹** siendo una tasa considerablemente alta, que permitirá el aprovechamiento de este subproducto como abono orgánico, debido a la riqueza en cuanto a porcentaje de carbono y nutrientes, y funcionará, a su vez, como una fuente de ingreso para la empresa; ya que en este momento los lodos de los sistemas de tratamiento de aguas residuales que manejan se entregan a un gestor autorizado y se debe pagar al gestor para que los reciba. Se debe considerar que la producción real durante la operación puede variar considerablemente de los valores de diseño, por lo que se deberá monitorear con cuidado, a fin de valorizar de manera correcta el residuo en caso de pretender hacerlo.

Otra gran fuente de aprovechamiento del tratamiento del PNC es la producción de metano, la cual se estima será de **957 m³ d⁻¹** con un potencial energético de **4 838 kWh d⁻¹**, lo que permitirá suplir el consumo energético del sistema por sí solo, cerrando el ciclo de vida de la parte energética de este sistema de tratamiento, haciéndolo un sistema limpio. En este caso, se empleó un factor teórico de 80 % de conversión de la energía total producida (kJ) a electricidad aprovechable (kWh), de acuerdo con los valores reportados por Tchobanoglous et al. (2014). El UASB de Planta Cerveza presenta una producción de biogás de 378 700 m³, si bien no se está aprovechando actualmente; aunque las características de las aguas residuales son considerablemente distintas a las del UASB de la presente investigación. Al graficar los valores de producción de biogás en función de la DQO para la PTAR Cerveza y el UASB actual, se obtiene lo siguiente:

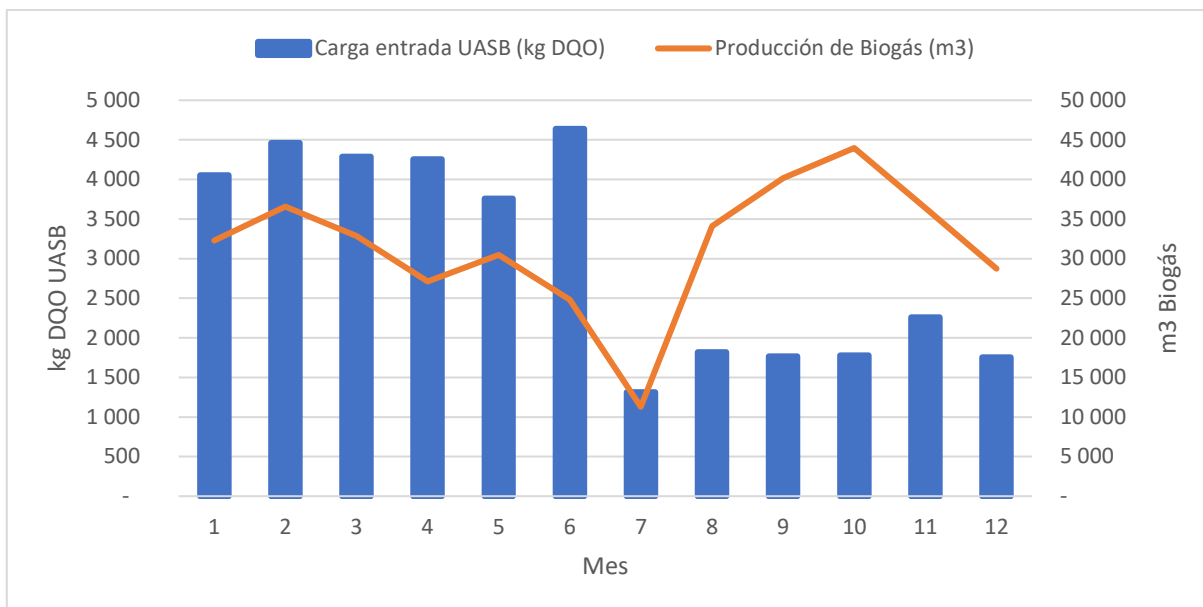


GRÁFICO 13. RELACIÓN CARGA ORGÁNICA DE ENTRADA Y PRODUCCIÓN DE BIOGÁS DEL UASB DE PLANTA CERVEZA.

Para el aprovechamiento del biogás, se propone implementar un sistema de aprovechamiento que consiste en recuperar el biogás generado durante el proceso anaerobio y transformarlo mediante generadores en energía eléctrica, debido a que el CH_4 cuenta con un poder calórico de 7 kWh m^{-3} . Esta energía eléctrica se utilizará en los mismos equipos del sistema de tratamiento propuesto con la intención de que sea un sistema autosostenible.

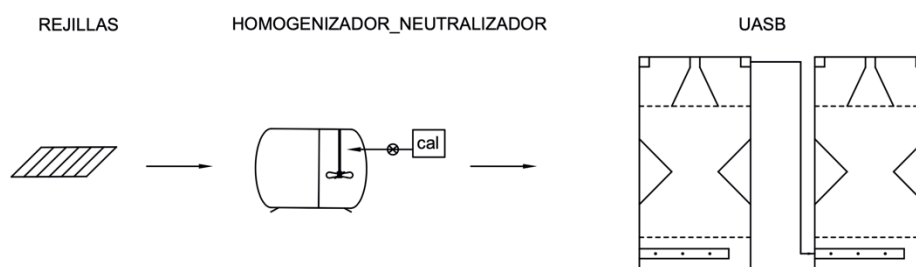


FIGURA 8. DISEÑO DEL TREN DE TRATAMIENTO

Con el fin de que este sistema se alinee con el concepto de biofactorías y economía circular, el diseño se realizó enfocado a que todos los subproductos originados durante el proceso de tratamiento fueran aprovechados incluyendo el efluente. Los parámetros de diseño y

operación se orientaron hacia la maximización de la producción de biogás, a fin de optimizar la producción de energía eléctrica a partir de la operación del sistema. Existen diversos métodos que permiten separar y aprovechar los nutrientes presentes en las aguas residuales y transformarlos en fertilizantes para el sector agrícola. De esta forma, se dejará una línea base para el futuro aprovechamiento del metano, el lodo y digestato.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1. CONCLUSIONES

Los datos históricos de generación del PNC determinaron que su caudal promedio de generación es de $(10 - 30) \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Sin embargo, el 54% del PNC generado no es tratado, este es almacenado hasta que los STAR cuenten con capacidad disponible para su disposición.

Durante la pandemia del 2020, la generación de PNC presentó un incremento, pasó de un volumen de generación diario de $(10 - 20) \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ a $(10-30) \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, probablemente debido a la disminución de la actividad comercial durante los primeros meses, lo cual redundó en una mayor cantidad de producto no consumido.

A partir de los resultados obtenidos de la caracterización de aguas residuales, se determina que el PNC es un residuo con niveles sumamente elevados de carga orgánica, lo que concuerda con la teoría, debido a las características propias de los residuos provenientes de la industria alimentaria

El pH del PNC es sumamente ácido, debido a la presencia de dióxido de carbono y altos niveles de ácidos generados en el proceso de descomposición de las pulpas, carbonatados y la cerveza. Asimismo, la caracterización permitió determinar la deficiencia de nutrientes (nitrógeno y fósforo) según la relación de DQO presente en el agua residual, por lo que el diseño del sistema debió incluir la adición de nutrientes, a fin de cumplir en la medida de lo posible con las relaciones teóricas óptimas para sistemas anaerobios.

Además, a pesar de ser un agua con altas concentraciones de carga orgánica, la concentración de SST es relativamente baja, dato que se confirma a través de la relación DQO/SST, la cual demuestra que la mayor parte de la carga orgánica es soluble.

Las cargas orgánicas solubles resultan favorables para los procesos de digestión anaerobia, debido a que las bacterias requieren menor cantidad de energía para disolver la fracción particulada. Asimismo, redundando en una optimización de la producción de biogás.

Los STAR idóneos para aguas residuales con las características del PNC son los sistemas anaerobios, debido a su capacidad para tolerar altas cargas orgánicas sin requerir prácticamente energía para el proceso. Además, presenta un alto potencial en la generación de subproductos aprovechables como energía, abono y nutrientes.

Por medio de la aplicación de la matriz de selección, se determinó que el UASB es el sistema de tratamiento más conveniente para el tratamiento del PNC. Este sistema requiere menor cantidad de energía que el CSTR; es un sistema capaz de asimilar altas cargas orgánicas, requiere un reactor de menor tamaño y, por ende, un área menor, no presenta consumo de energía como sí lo hace el CSTR.

Los criterios de evaluación de la matriz permitieron evaluar de forma parcial ambas tecnologías, este método permite evaluar la factibilidad de cualquier tipo de sistema de tratamiento. Además, los valores asignados en cada criterio de evaluación dependieron de las necesidades y requerimientos del generador.

A pesar de que las tecnologías evaluadas son muy similares, esta metodología permitió determinar el tratamiento óptimo según las necesidades y requerimiento de la empresa. Adicionalmente, el UASB toma la delantera con respecto al CSTR, debido a la experiencia con la que ya cuenta la empresa, a causa de la implementación de esta tecnología en la PTAR Cerveza desde hace algunos años.

El tren de tratamiento del STAR propuesto para el PNC consta de un sistema de cribado para la eliminación de los sólidos gruesos, seguido por un tratamiento primario compuesto por un neutralizador para regular los pH ácidos del PNC y un homogeneizador para

estabilizar el agua residual, adición de nutrientes y tratamiento secundario por medio de UASB.

Debido a los niveles de pH ácidos, se requerirá mantener un sistema de neutralización y homogenización para mantener las poblaciones bacterianas en condiciones óptimas previo al ingreso al UASB.

Al presentar niveles elevados de carga orgánica y pequeños caudales, se determinó que, para optimizar el funcionamiento del UASB, se diseñó en dos reactores en serie con la intención de facilitar el proceso de metanogénesis y acidogénesis.

Finalmente, con base en los parámetros de diseño y la caracterización del PNC, se estima que el UASB producirá $957 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ de biogás, lo que equivale a una producción de energía eléctrica de $4\,838 \text{ kWh d}^{-1}$. Además, este sistema será capaz de asumir la totalidad de la generación del PNC según su tasa de generación.

6.2. RECOMENDACIONES

Para la puesta en marcha de los sistemas UASB, procesos que se caracterizan por ser lentos, ya que al ser un proceso biológico, se debe contemplar el proceso de adaptación de los microorganismos al agua residual por tratar. Por lo tanto, se recomienda que, a la hora de poner en marcha el sistema, este se encuentre limpio y previo a la inyección del agua residual, se inyecte agua limpia con la intención de inspeccionar y detectar fugas.

Las tuberías deben ser probadas a sus presiones de trabajo normal. Adicionalmente, se recomienda realizar pruebas de estanqueidad de agua y gas previo a su iniciación y que todos los equipos e instrumentos sean revisados y calibrados frecuentemente.

Para el sistema de tratamiento del PNC y para cualquier otro sistema de aguas residuales, se recomienda asegurar que las tuberías de recolección de aguas se encuentren segregadas correctamente entre las pluviales y las residuales. Esto con el fin de no combinar aguas que puedan afectar en los parámetros de diseño del sistema.

También se recomienda realizar mediciones de parámetros básicos del sistema, como caudal, pH, DQO de entrada y salida y nutrientes, debido a que estos son parámetros claves para el funcionamiento del UASB. Siempre y cuando se mantengan dentro de los valores, no habrá afectación en el sistema.

Además, se recomienda realizar mediciones de los parámetros de vertido para asegurar la eficiencia del sistema, Es conveniente contar con un laboratorio de análisis fisicoquímicos para realizar estos análisis en el momento y monitorear el comportamiento del sistema. De esta forma, en caso de presentarse alguna desviación, se pueda atender y tomar decisiones rápidamente. O incluso, se recomienda que algunos de los actuales laboratorios fisicoquímicos de las PTAR de FIFCO asuman el seguimiento de este sistema para evitar incurrir en más inversiones.

La calidad y cantidad del inóculo también influye considerablemente en el proceso de iniciación del UASB. Para el caso de la PTAR de Planta Cerveza, se podría utilizar un inóculo de laguna anaerobia de una productora de azúcar y café, el cual resultó altamente beneficioso, por lo que se recomienda el mismo tipo de inóculo para el UASB de la presente investigación

Se recomienda complementar el sistema propuesto con el sistema de aprovechamiento del biogás para fomentar el uso de energías limpias en el mismo proceso o en otro proceso que permita contribuir al ambiente y a la sociedad con el concepto de economía circular y biofactorias. En este sentido, el diseño del sistema se orientó hacia la maximización de la producción de biogás

También es recomendable el aprovechamiento del digestato obtenido del efluente del sistema, en el cual se espera que haya una cantidad importante de N y P, así como otros micronutrientes, para maximizar la producción de nutrientes y su aplicación segura en los suelos agrícolas.

Es de suma importancia colocar medidores de gas en los sistemas UASB, con el fin de determinar la producción real de biogás y compararla con las estimaciones teóricas derivadas del diseño. Esto permitirá optimizar el proceso de generación de energía eléctrica e identificar

problemas en el sistema debido a variaciones en la producción del recurso la implementación de controles de seguridad en todo el proceso, sobre todo en aquellas fases donde hay metano presente, debido al alto riesgo de explosión que representa su producción y almacenamiento.

Se recomienda optimizar el proceso de remoción de residuos sólidos gruesos y finos generados durante el proceso de derrame del PNC, con el objetivo de asegurar la eficiencia del sistema y evitar problemas operacionales en los equipos como bombas y agitadores.

El operador de este sistema debe conocer su funcionamiento y su diseño a cabalidad, para evitar al máximo errores operacionales y que el sistema pueda alcanzar su máxima eficiencia. Además, debe ser capaz de tomar decisiones en caso de presentarse alguna falla en el sistema, por esta razón, se recomienda que el operador cuente con una capacitación previa del sistema propuesto.

7. REFERENCIAS

Abdel-Fatah, M. A., Sherif, H. O. y Hawash, S. I. (2017). Design parameters for waste effluent treatment unit from beverages production. *Ain Shams Engineering Journal*, 8(3), 305-310. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2016.04.008>

Aguas Andinas. (s.f). *Biofactorias*. Recuperado de: <https://www.biofactoria.cl>

Akunna, J. C. (2015). Anaerobic treatment of brewery wastes. En A. E. Hill (ed.), *Brewing Microbiology* (pp. 407-424). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-1-78242-331-7.00019-8>

Akunna, J. C. (2018). *Anaerobic Waste-water Treatment and Biogas Plants: A Practical Handbook*. Florida: CRC Press

American Public Health Association [APHA], American Water Works Association [AWWA] y Water Environment Federation [WEF]. (2017). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. Washington DC, USA: American Public Health Association

- Arantes, M. K., Alves, H. J., Sequinel, R. y da Silva, E. A. (2017). Treatment of brewery wastewater and its use for biological production of methane and hydrogen. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(42), 26243-26256. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.08.206>
- Arroyo, P. y Molinos-Senante, M. (2018). Selecting appropriate wastewater treatment technologies using a choosing-by- advantages approach. *Science of The Total Environment*, 625, 819-827. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.331>
- Bontrager, S. y Wallis-Lage, C. (2005). MBR Steps Up to Meet Reclamation Challenge. En K. J. Howe (Ed.), *Membrane Treatment for Drinking Water and Reuse Applications* (pp. 515-528). Colorado: American Water Works Association
- Chen, H., Chang, S., Guo, Q., Hong, Y. y Wu, P. (2016). Brewery wastewater treatment using an anaerobic membrane bioreactor. *Biochemical Engineering Journal*, 105, 321-331. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.10.006>
- Chernicharo, C. A. L. (2007). *Anaerobic Reactors*. Recuperado de <https://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/1100/wio9781780402116.pdf>
- Confederación de Industrias de Alimentos y Bebidas de la UE [CIAA]. (2007). *Managing Environmental Sustainability in the European Food & Drink Industries*. Bruselas. Recuperado de https://www.fooddrinkeurope.eu/documents/brochures/brochure_CIAA_envi.pdf
- Curt, D. y Fernández, J. (2009) *Manual de Fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación*. Anexo 1: Métodos Analíticos para aguas residuales. Madrid, España. Fundación Global Nature.
- Poder Ejecutivo de la República de Costa Rica. (2007). Decreto Ejecutivo N.º 33601-S-MINAE Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales. Diario La Gaceta N.º 155, alcance 8. San José, Costa Rica, 19 de marzo de 2007.
- Deluise, F., Wang, L. K., Chang, S.-Y. y Hung, Y.-T. (2005). Scening and Comminution. En Wang, L. K., Hung, Y.-T, y Shammas, N. K. (Eds), *Physicochemical Treatment Processes* (pp. 1-19). New Jersey: Humana Press
- Dutta, A, Davies, C. y Ikumi, D. S. (2018). Performance of Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor and Other Anaerobic Reactor Configurations for Wastewater Treatment: A

- Comparative Review and Critical Updates. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 67(8), 858-884. <https://doi.org/10.2166/aqua.2018.090>
- Ecolec Fundación. (sin fecha). *Economía Circular. Claves para entender el modelo que está revolucionando la sostenibilidad*. <https://ecolec.es/informacion-y-recursos/economia-circular/>
- Florida Ice & Farm Co. (2012). *Recepción de Derrames PTAR Cristal*. Heredia, CR.
- Florida Ice & Farm Co. (2018). *Reporte Integrado 2017-2018*. Recuperado de: https://www.fifco.com/assets/files/ambient/article/files/17394_reporteintegradofifco2018web.pdf
- García-García, G., Stone, J. y Rahimifard, S. (2019). Opportunities for waste valorisation in the food industry – A case study with four UK food manufacturers. *Journal of Cleaner Production*, 211, 1339-1356. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.269>
- Goel, R. K., Flora, J. R. V., y Chen J. P. (2005). *Flow Equalization and Neutralization*. En Wang, L. K., Hung, Y.-T, y Shammass, N. K. (Eds), *Physicochemical Treatment Processes* (pp. 21-45). New Jersey: Humana Press
- Hernández, R., Fernández, C. y Baptista, P. (2010). *Metodología de la Investigación*. México D.F.: Mc Graw-Hill
- Herrmann, C., Ramm, P. y Murphy, J. D. (2018). The Relationship Between Bioreactor Design and Feedstock for Optimal Biogas Production. En Q. Liao, J. Chang, C. Herrmann y A. Xia (Eds.), *Bioreactors for Microbial Biomass and Energy Conversion* (pp. 163-197). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7677-0_5
- Innovative Water Technology. (2018). *Modified Upflow Anaerobic Sludge Bed (UASB) Process*. <https://www.itriwater.org.tw/Eng/technology/More?id=96>
- K. Rojas, comunicación personal, 29 de marzo de 2019.
- Kehrein, P., van Loosdrecht, M., Osseweijer, P., Garfí, M., Dewulf, J. y Posada, J. (2020). A critical review of resource recovery from municipal wastewater treatment plants – market supply

- potentials, technologies and bottlenecks. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(4), 877-910. <https://doi.org/10.1039/C9EW00905A>
- Khanal, S. K., Giri, B., Nitayavardhana, S. y Gadhamshetty, V. (2017). Anaerobic Bioreactors/Digesters. En D.-J. Lee, V. Jegatheesan, H. H. Ngo, P. C. Hallenbeck y A. Pandey (Eds.), *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering* (pp. 261-279). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63665-2.00010-2>
- Lohani, S. P. y Havukainen, J. (2018). Anaerobic Digestion: Factors Affecting Anaerobic Digestion Process. En S. J. Varjani, E. Gnansounou, B. Gurunathan, D. Pant y Z. A. Zakaria (Eds.), *Waste Bioremediation* (pp. 343-359). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7413-4_18
- Madrigal, H., Fonseca, A. y Reynolds, J. (2015). Investigación del Laboratorio de Hidrología Ambiental en Aguas Subterráneas del Valle Central y Pacífico de Costa Rica. En A. Suárez, C. Morera y K. Blanco (Eds.), *Gestión de Cuencas Hidrográficas: Experiencias y Perspectivas desde la UNA 2014* (pp. 133-166). Heredia, Costa Rica: EUNA
- Manyuchi, M. M., Mbohwa, C. y Muzenda, E. (2018). Anaerobic treatment of opaque beer wastewater with enhanced biogas recovery through Acti-zyme bio augmentation. *South African Journal of Chemical Engineering*, 26, 74-79. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2018.10.002>
- Mantilla, G., Sandoval, L., Ramírez, E.M., Gasca, S., Navarro, J., Hernández, N., García, J.L., Esquivel, A. y Calderón, C.G. (2017). *Energía limpia del agua sucia: aprovechamiento de lodos residuales*. Ciudad de México, México.
- Mucha, A. P., Dragisa, S., Dror, I., Garuti, M., van Hullebusch, E., Repinc, S. K., ... Almeida, M. R. (2019). Re-use of digestate and recovery techniques. En F. G. Feroso et al. (Eds.), *Trace Elements in Anaerobic Biotechnologies* (pp. 181-213). London: IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781789060225_0181
- Nadai, M. H. C. A. G., Capela, M. I. A. P. F., Arroja, L. M. G. A. y Hung, Y.-T. (2010). Anaerobic Treatment of Milk Processing Wastewater. En L. K. Wang, J.-H. Tay, S. T. L. Tay y Y.-T. Hung (Eds.), *Environmental Bioengineering* (pp. 555-627). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-60327-031-1_17

- Noyola, Morgan-Sagastume y Guereca (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales*. Universidad Nacional Autónoma de México. México DF.
- Nursanto, A. (2017). *Design and cost evaluation of anaerobic bioreactor for industrial waste*. (Tesis de Maestría). Recuperado de: <https://uis.brage.unit.no/uis-xmlui/handle/11250/2458369>
- Ometto, F., Karlsson, A., Ejlertsson, J., Björn, A. V. y Shakeri, S. Y. (2019). Anaerobic digestion: An engineered biological process. En *Substitute Natural Gas from Waste* (pp. 63-74). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815554-7.00005-2>
- Organización Mundial de la Salud y ONU Habitat. (2018). *6 Agua Limpia y Saneamiento: Progresos en tratamiento de aguas residuales*. Recuperado de: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/core-questions-and-indicators-for-monitoring-wash/es/
- Ouadi, M., Asif, M., Galileu, L. Jahangiri, H. y Hornung, A. (2019). Food and Market Waste-A Pathway to Sustainable Fuels and Valorization. *Energy & Fuels*, 33, 9843-9850. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.9b01650>
- Pazera, A., Slezak, R., Krzystek, L., Ledakowicz, S., Bochmann, G., Gabauer, W., Helm, S., Reitmeier, S., Marley, L., Gorga, F., Farrant, L., Suchan, V. y Kara, J. (2015). Biogas in Europe: Food and Beverage (FAB) Waste Potential for Biogas Production. *Energy & Fuels*, 29(7), 4011-4021. <https://doi.org/10.1021/ef502812s>
- Qasim, S. R. y Zhu, G. (2018). *Wastewater Treatment and Reuse. Theory and Design Examples. Volume 1: Principles and Basic Treatment*. Florida: CRC Press
- Remya, N. y Swain, A. (2019). Soft drink industry wastewater treatment in microwave photocatalytic system – Exploration of removal efficiency and degradation mechanism. *Separation and Purification Technology*, 210, 600-607. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.08.05>
- Rodrigues, A. C., Brito, A. y Melo, L. F. (2001). Posttreatment of a Brewery Wastewater Using a Sequencing Batch Reactor. *Water Environment Research*, 73(1), 45-51. <http://www.jstor.com/stable/25045459>
- Rodríguez, D., Serrano, H., Delgado, A., Nolasco, D. y Saltiel, G. (2020). *From waste to resource: Shifting paradigms for smarter wastewater interventions in Latin America and the Caribbean*. NW, Washington, DC. World Bank.

- Romero, J.A. (2010). *Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño*. Bogotá, Colombia: Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Sawatdeenarunat, C., Wangnai, C., Songkasiri, W., Panichnumsin, P., Saritpongteeraka, K., Boonsawang, P., Khanal, S. K. y Chairapat, S. (2019). Biogas Production From Industrial Effluents. En *Biofuels: Alternative Feedstocks and Conversion Processes for the Production of Liquid and Gaseous Biofuels* (pp. 779-816). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816856.1.00032-4](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816856-1.00032-4)
- Show, K. Y., Tay, J. H. y Hung, Y.-T. (2010). Global Perspective of Anaerobic Treatment of Industrial Wastewater. En L. K. Wang, J.-H. Tay, S. T. L. Tay y Y.-T. Hung (eds.), *Environmental Bioengineering* (pp. 773-807). NJ: Humana Press. https://doi.org/10.1007/978-1-60327-031-1_2
- Soares, A., Czajkowska, J., Colprim, J., Gali, A., Johansson, S., Masic, A., ..., Siwec, T. (2017). Nutrients recovery from wastewater streams. En J. M. Lema y S. Suárez (eds.) *Innovative Wastewater Treatment & Resource Recovery Technologies* (pp. 369 – 398). London: IWA Publishing
- Soares, A. (2020). *Wastewater Treatment in 2050: Challenges Ahead and Future Vision in a European Context*. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2:100030. <https://doi.org/10.1016/j.es.2020.100030>
- Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., Bowden, G. y Pfrang, W. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resources Recovery*. New York, USA: Mc Graw-Hill, Inc.
- Van Hullebusch, E. D., Yekta, S. S., Calli, B y Feroso, F. G. (2019). Biogeochemistry of major elements in anaerobic digesters: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and iron. En F. G. Feroso et al. (Eds.), *Trace Elements in Anaerobic Biotechnologies* (pp. 1-22). London: IWA Publishing. https://doi.org/9781789060225_0001
- von Sperling, M. (2007). *Biological Wastewater Treatment Series. Volume 1: Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. London: IWA Publishing

- von Sperling, M., Verbyla, M. E. y Oliveira, S. M. A. C. (2020). *Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data: A Guide for Students, Researchers and Practitioners*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780409320>
- Wickham, R., Xie, S., Galway, B., Bustamante, H. y Nghiem, L. D. (2018). Anaerobic digestion of soft drink beverage waste and sewage sludge. *Bioresource Technology*, 262, 141-147. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.046>
- Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de Naciones Unidas [WWAP]. (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado. París, UNESCO. Recuperado de: <http://www.unesco.org/new/es/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2017wastewater-the-untapped-resource/>
- Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L. y Li, Y. (2018). Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, 247, 1047-1058. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.020>