



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA
SEDE QUITO
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DEL BIORREACTOR DE LA PTAR
QUITUMBE, EN FUNCIÓN DEL FRACCIONAMIENTO DE DQO Y MATERIAL
NITROGENADO, CONSIDERANDO COMO VARIABLE CONTROLADA LA EDAD
DEL LODO**

Trabajo de titulación previo a la obtención del
Título de Ingenieros Ambientales

AUTORES: JORGE EDUARDO GUERRERO AGUIRRE
JUMARA DEL CARMEN MALES ÁLVAREZ

TUTORA: XIMENA DEL ROCÍO BORJA VELA

Quito - Ecuador

2023

CERTIFICADO DE RESPONSABILIDAD Y AUTORÍA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Nosotros, Jorge Eduardo Guerrero Aguirre con documento de identificación N° 1718295718 y Jumara del Carmen Males Álvarez con documento de identificación N° 1726220567; manifestamos que:

Somos los autores y responsables del presente trabajo; y, autorizamos a que sin fines de lucro la Universidad Politécnica Salesiana pueda usar, difundir, reproducir o publicar de manera total o parcial el presente trabajo de titulación.

Quito, 17 de agosto del año 2023

Atentamente,



Jorge Eduardo Guerrero Aguirre

1718295718



Jumara del Carmen Males Álvarez

1726220567

**CERTIFICADO DE CESIÓN DE DERECHOS DE AUTOR DEL TRABAJO DE
TITULACIÓN A LA UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA**

Nosotros, Jorge Eduardo Guerrero Aguirre con documento de identificación N° 1718295718 y Jumara del Carmen Males Álvarez con documento de identificación N° 1726220567, expresamos nuestra voluntad y por medio del presente documento cedemos a la Universidad Politécnica Salesiana la titularidad sobre los derechos patrimoniales en virtud de que somos autores del Trabajo Experimental: “Evaluación del Comportamiento del Biorreactor de la Ptar Quitumbe, en Función del Fraccionamiento de Dqo y Material Nitrogenado, Considerando como Variable Controlada la Edad del Lodo”, el cual ha sido desarrollado para optar por el título de: Ingenieros Ambientales, en la Universidad Politécnica Salesiana, quedando la Universidad facultada para ejercer plenamente los derechos cedidos anteriormente.

En concordancia con lo manifestado, suscribimos este documento en el momento que hacemos la entrega del trabajo final en formato digital a la Biblioteca de la Universidad Politécnica Salesiana.

Quito, 17 de agosto del año 2023

Atentamente,

Jorge Eduardo Guerrero Aguirre

1718295718

Jumara del Carmen Males Álvarez

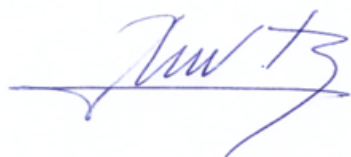
1726220567

CERTIFICADO DE DIRECCIÓN DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Yo, Ximena del Rocío Borja Vela con documento de identificación N° 1711223584, docente de la Universidad Politécnica Salesiana, declaro que bajo mi tutoría fue desarrollado el trabajo de titulación: **EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DEL BIORREACTOR DE LA PTAR QUITUMBE, EN FUNCIÓN DEL FRACCIONAMIENTO DE DQO Y MATERIAL NITROGENADO, CONSIDERANDO COMO VARIABLE CONTROLADA LA EDAD DEL LODO**, realizado por Jorge Eduardo Guerrero Aguirre con documento de identificación N° 1718295718 y Jumara del Carmen Males Álvarez con documento de identificación N° 1726220567, obteniendo como resultado final el trabajo de titulación bajo la opción Trabajos Experimentales que cumple con todos los requisitos determinados por la Universidad Politécnica Salesiana.

Quito, 17 de agosto del año 2023

Atentamente,



Ing. Ximena del Rocío Borja Vela, MSc
1711223584

DEDICATORIA

Con profundo agradecimiento, dedico el presente trabajo de titulación a mi apreciada familia, quienes han sido mi guía constante y fuente inagotable de amor y disciplina en momentos desafiantes. De igual manera, a mis estimados profesores, cuya invaluable labor y compromiso con la excelencia académica han moldeado mi formación a lo largo de mi carrera universitaria.

Jorge Guerrero

Con amor y gratitud, dedico el presente trabajo de titulación a mi amada familia y a Dios, quienes han sido la luz que ha iluminado mi camino hacia este logro significativo. En especial, quiero expresar mi profunda gratitud a mis queridos padres, quienes han sido mis guías inquebrantables y mis mayores motivadores. Su enseñanza de no rendirse ante las adversidades de la vida ha sido un legado invaluable. Agradezco de corazón su incansable sacrificio y el constante apoyo que me han brindado a lo largo de mi trayectoria académica.

Esta dedicación también es un reconocimiento a Dios en mi vida. A él le agradezco sinceramente por las bendiciones y oportunidades que ha puesto en mi camino. En los momentos de duda, él ha infundido fe en mi corazón, y en los momentos de debilidad, me ha dado la fortaleza necesaria para seguir adelante.

Jumara Males

AGRADECIMIENTO

Deseo expresar mi profunda gratitud a mi compañera Jumara Males, cuya sabiduría y apoyo moral han sido invaluable a lo largo de nuestra carrera. También deseo extender mis agradecimientos a la Universidad Politécnica Salesiana y a todos los involucrados en la carrera de Ingeniería Ambiental, especialmente a mi tutora, la Ing. Ximena Borja. Su valioso conocimiento y apoyo académico han sido fundamentales para el desarrollo exitoso de este trabajo de titulación.

Jorge Guerrero

A la Universidad Politécnica Salesiana y a la carrera de Ingeniería Ambiental, por la formación profesional brindada. De igual manera agradezco a mi compañero Jorge Guerrero por su dedicación, compromiso y disposición para trabajar en equipo.

Agradezco enormemente a la Empresa Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento EPMAPS Quito, por la información brindada para que esta investigación se desarrolle con éxito. A los ingenieros, Jaime Cahuasqui, Henry Vaca y Freddy Muñoz por todo el apoyo y ayuda proporcionada. Al personal de laboratorio Freddy Sarabia y Juan Andrés Guadamud por la cooperación, cortesía y asistencia otorgada.

Por último, un agradecimiento a mi tutora Ing. Ximena Borja, su experiencia y conocimientos han sido fundamentales para mi crecimiento académico y el éxito de este trabajo.

Jumara Males

ÍNDICE DE CONTENIDO

RESUMEN.....	xiii
ABSTRACT.....	xiv
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Problema.....	1
1.2 Delimitación	2
1.2.1 Delimitación Geográfica.....	2
1.2.2 Delimitación temporal	2
1.2.3 Delimitación sectorial e institucional.....	3
1.3 Pregunta de Investigación.....	3
1.4 Objetivos General y Específicos	3
1.5 Hipótesis.....	4
2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA	5
2.1 Contaminación del agua	5
2.2 Agua Residual	5
2.3 Agua Residual Tratada en la PTAR Quitumbe	5
2.4 Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Quitumbe	6
2.4.1 Descripción general de los procesos	7
2.4.2 Línea de agua.....	8
2.4.3 Línea de Lodos	8
2.4.4 Características particulares técnicas y operativas de las unidades de procesos	9
2.4.4.1 Bombeo Inicial	9
2.4.4.2 Cribado Mecánico.....	9
2.4.4.3 Desarenador – Desengrasador.....	9
2.4.4.4 Tratamiento Biológico.	9
2.4.4.5 Sedimentación	11

2.4.4.6 Filtración Mecánica	11
2.5 Índice Volumétrico del lodo (IVL)	12
2.6 Carga de materia orgánica (F/M)	12
2.7 Fracciones de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)	12
2.7.1 DQO fácilmente biodegradable S_s	13
2.7.2 DQO lentamente biodegradable X_s	14
2.7.3 Fracción soluble no biodegradable (inerte) - S_I	14
2.7.4 Fracción particulada no biodegradable(inerte) - X_I	14
2.8 Fracciones del Nitrógeno	15
3. MATERIALES Y MÉTODOS	16
3.1 Diseño	16
3.2 Muestreo en Campo	16
3.3 Análisis de laboratorio	20
3.4 Protocolos	22
3.5 Fraccionamiento de DQO	22
3.6 Fraccionamiento de material nitrogenado	25
3.7 Tiempo medio de retención celular	26
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
4.1 Frecuencia para la toma de muestras	28
4.2 Número de muestreos	31
4.3 Resultados del fraccionamiento de DQO	32
4.4 Fraccionamiento de nitrógeno	39
4.5 Porcentaje de remoción de DQO y material nitrogenado	43
4.6 Relación entre las especies de nitrógeno en función del pH, conductividad y OD	46
4.7 Edad del lodo	55
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	59

5.1 CONCLUSIONES.....	59
5.2 RECOMENDACIONES.....	61
6. BIBLIOGRAFÍA.....	62
7. ANEXOS.....	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 <i>Características de las Aguas Residuales Domésticas</i>	6
Tabla 2 <i>Comparación de la clasificación de las fracciones de DQO</i>	15
Tabla 3 <i>Materiales para el proceso de muestreo en campo</i>	18
Tabla 4 <i>Reactivos, equipos y materiales de los análisis físicos y químicos</i>	21
Tabla 5 <i>Metodología para el monitoreo de parámetros in-situ</i>	22
Tabla 6 <i>Fórmulas sugeridas para el cálculo de las fracciones de DQO</i>	25
Tabla 7 <i>Parámetros tomados para determinar la frecuencia de muestreo</i>	30
Tabla 8 <i>Resultados del DQO total, DBO₅ total y la relación DBO₅/ DQO de las muestras del afluente (entrada) y efluente (salida) de las unidades A y B que conforman el biorreactor</i>	32
Tabla 9 <i>Resultados del fraccionamiento de DQO encontrados en las muestras recolectadas del afluente (entrada) y efluente (salida) de las unidades A y B que conforma el biorreactor</i>	35
Tabla 10 <i>Contraste de los resultados obtenidos con otros estudios</i>	36
Tabla 11 <i>Resultados del fraccionamiento de nitrógeno encontrados en la muestra de entrada y salida de las unidades A y B</i>	39
Tabla 12 <i>Porcentaje de remoción de DQO y nitrógeno amoniacal, en el efluente de la unidad A y B del tratamiento biológico</i>	43
Tabla 13 <i>Relación entre los valores promedio de las especies de nitrógeno y oxígeno disuelto en el afluente y efluente A</i>	46
Tabla 14 <i>Correlación entre la conductividad y el nitrógeno total</i>	49
Tabla 15 <i>Correlación entre el Nitrógeno amoniacal y pH</i>	51
Tabla 16 <i>Parámetros obtenidos en el sistema de lodos activados</i>	55

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 <i>Ubicación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Quitumbe</i>	2
Figura 2 <i>Diagrama de procesos de tratamiento de la Línea de Agua</i>	8
Figura 3 <i>Diagrama de procesos de tratamiento de la Línea de Lodos</i>	8
Figura 4 <i>Fracciones de DQO presente en las aguas residuales</i>	13
Figura 5 <i>Obtención de valores de los multiparamétricos SC1000</i>	16
Figura 6 <i>Esquemmatización del tratamiento biológico</i>	17
Figura 7 <i>Proceso de muestreo en el tratamiento biológico</i>	19
Figura 8 <i>Toma de parámetros in-situ en el tratamiento biológico</i>	19
Figura 9 <i>Acondicionamiento y análisis de las muestras tomadas</i>	23
Figura 10 <i>Caudal de 24 horas de una ciudad grande</i>	28
Figura 11 <i>Porcentaje existente de DQO biodegradable y no biodegradable en el efluente de las unidades operacionales A y B</i>	33
Figura 12 <i>Porcentaje de las fracciones de DQO en los efluentes del biorreactor</i>	36
Figura 13 <i>Comportamiento de las especies de nitrógeno y el oxígeno disuelto</i>	46
Figura 14 <i>Correlación entre la conductividad y el nitrógeno total</i>	49
Figura 15 <i>Contraste entre el nitrógeno amoniacal y el pH</i>	51
Figura 16 <i>Presencia de hongos en el agua residual</i>	53
Figura 17 <i>Cultivo de Hongos de Muestra de Agua Residual</i>	53
Figura 18 <i>Presencia de Espuma Sobrenadante en el Biorreactor</i>	54
Figura 19 <i>Sedimentabilidad del lodo en función de F/M</i>	55

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1 <i>Monitoreo de parámetros in-situ</i>	68
Anexo 2 <i>Toma de muestras en la entrada y salida del biorreactor</i>	68
Anexo 3 <i>Material utilizado para el transporte y conservación de muestras</i>	69
Anexo 4 <i>Análisis químicos utilizados en el fraccionamiento de DQO</i>	69
Anexo 5 <i>Análisis químicos utilizados en el fraccionamiento del material nitrogenado</i>	70

RESUMEN

La acelerada expansión demográfica en el sur de Quito impulsada por la búsqueda de la prosperidad material, ha generado una mayor producción de aguas servidas que a menudo se descargan en cuerpos hídricos, lo que deriva un impacto significativo en la calidad del agua. Actualmente Quito solo cuenta con una planta de tratamiento de aguas servidas ubicada en el sector Quitumbe. Desde esta óptica, la caracterización de las aguas residuales es ampliamente reconocida como un paso fundamental que proporciona los datos necesarios para obtener información confiable y tomar decisiones operativas adecuadas. Frente a esta problemática surge la presente investigación que tiene como fin evaluar el comportamiento del biorreactor de la PTAR Quitumbe en relación al fraccionamiento de DQO y material nitrogenado, tomando en cuenta la edad del lodo como variable controlada. Para llevar a cabo esta investigación, se recolectaron muestras de agua residual durante el mes de marzo, los días viernes a las 12:00 p.m., tanto en el punto de entrada (afluente) como en los dos puntos de salida (efluente) del biorreactor. Los resultados revelaron que la fracción dominante fue la DQO lentamente biodegradable (XS) y se lograron rendimientos de eliminación de DQO biodegradable y nitrógeno amoniacal del 95% y 93% respectivamente, demostrando la capacidad de biodegradación de las aguas servidas. Además, se confirmó que el proceso de nitrificación fue incompleto y se encontró un tiempo de retención celular de 20 días. Este estudio proporciona una base sólida para mejorar la gestión operativa de la PTAR Quitumbe.

Palabras claves: fraccionamiento de DQO, nitrógeno, tratamiento biológico, edad de lodo, PTAR, agua residual.

ABSTRACT

The rapid demographic expansion in the southern region of Quito, driven by the pursuit of material prosperity, has resulted in increased production of wastewater, which is often discharged into water bodies, leading to a significant deterioration in water quality. Currently, Quito has only one wastewater treatment plant located in Quitumbe. In this context, the characterization of wastewater is widely accepted as a crucial step that provides the necessary data for obtaining reliable information and making appropriate operational decisions. In light of this problem, the current study seeks to examine the performance of the bioreactor in the Quitumbe WWTP in relation to the fractionation of COD (Chemical Oxygen Demand) and nitrogenous material, taking into account the sludge age as a controlled variable. To carry out this research, wastewater Samples were gathered throughout the month of March, on Fridays at 12:00 p.m., both at the influent and effluent points of the bioreactor. The results revealed that the dominant fraction was the slowly biodegradable COD (X_S), and removal efficiencies of biodegradable COD and ammonia nitrogen of 95% and 93% were achieved, respectively, demonstrating the wastewater's biodegradation capacity. Furthermore, it was confirmed that the nitrification process was incomplete, and a sludge retention time of 20 days was observed. This study provides a solid foundation for improving the operational management of the Quitumbe WWTP.

Key words: COD fractioning, nitrogen, biological treatment, sludge age, WWTP, waste water.

SIGLAS Y ABREVIATURAS

AF: Afluente

C_T: DQO Total

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno

DQO: Demanda Química de Oxígeno

EA: Efluente A

EB: Efluente B

EPMAPS: Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento

IVL: Índice Volumétrico de Lodos

MLSS: Mixed Liquor Suspended Solids (Sólidos suspendidos del licor mezcla)

MLVSS: Mixed Liquor Volatile Suspended Solids (Sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla)

TKN: Nitrógeno Kjeldahl Total

NT: Nitrógeno Total

OD: Oxígeno Disuelto

POR: Potencial Oxido Reducción

PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

S_i: DQO soluble no biodegradable (inerte)

SRT: Solid Retention Time (Tiempo de retención celular)

S_s: DQO soluble fácilmente biodegradable

SST: Sólidos Suspendidos Totales

SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles

X_I: DQO particulada no biodegradable (inerte)

X_S: DQO lentamente biodegradable

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Problema

El crecimiento poblacional de Quito, con una tasa anual del 1.17%, ha generado una clara necesidad de promover investigaciones y tecnologías que aborden de manera efectiva los crecientes problemas de contaminación causados por el aumento de las aguas servidas urbanas.

Actualmente, la ciudad de Quito dispone únicamente de una planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en el sector de Quitumbe. “Esta planta tiene la capacidad de recibir un aporte medio per cápita de aguas residuales de 125.3 L/(Hab*día), lo cual representa la cantidad de aguas residuales generadas por alrededor de 55.047 personas” (LOTTI, 2017, p. 4).

En consecuencia, es innegable que el agua residual que actualmente ingresa a la planta de tratamiento no posee la misma composición que el agua que se tuvo en cuenta durante la fase de diseño.

Ante esta problemática, se plantea la necesidad de examinar el fraccionamiento de DQO y material nitrogenado del agua residual que se somete al tratamiento biológico. Estos aspectos son fundamentales para fortalecer la toma de decisiones operativas y aportar a la planta por primera vez con datos de esta naturaleza.

1.2 Delimitación

1.2.1 Delimitación Geográfica

La presente investigación fue realizada en la "Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Quitumbe" que está situada la zona de Quitumbe, al sur de la ciudad de Quito, en la provincia de Pichincha.

Figura 1

Ubicación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Quitumbe



Nota. La figura evidencia la ubicación geográfica y espacial de la PTAR Quitumbe. Tomado de QGIS 3.30.3.

1.2.2 Delimitación temporal

El objetivo del estudio fue analizar el comportamiento del biorreactor de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Quitumbe dentro del periodo de febrero-junio de 2023,

mediante el monitoreo de parámetros in situ y la toma de muestras, para su posterior análisis en el laboratorio de la PTAR Quitumbe.

1.2.3 Delimitación sectorial e institucional

El estudio propuesto cumplirá con todos los requisitos establecidos por la Universidad Politécnica Salesiana en términos de investigación académica y la estructura para la presentación del trabajo de titulación. Tanto el trabajo de campo como el trabajo de laboratorio se respaldó con una sólida base bibliográfica, artículos académicos y el conocimiento operativo que fue proporcionado por el personal de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Quitumbe. Esto permitió establecer fundamentos científicos sólidos sobre la dinámica físico-química del agua residual sometida a tratamiento biológico. Además, se complementó con análisis estadísticos de los resultados y el procesamiento de gráficos mediante el software Excel.

1.3 Pregunta de Investigación

¿Cuál es la dinámica del fraccionamiento de DQO y material nitrogenado del agua residual que ingresa al biorreactor de la PTAR Quitumbe?

1.4 Objetivos General y Específicos

Objetivo General

- Evaluar el comportamiento del biorreactor PTAR Quitumbe, en función del fraccionamiento del DQO y material nitrogenado, mediante ensayos de laboratorio y monitoreos in-situ, considerando como variable controlada la edad del lodo.

Objetivos Específicos

- Definir la frecuencia para la toma de muestras de agua residual en el biorreactor, mediante la medición de un parámetro operativo.
- Evaluar la remoción de DQO y material nitrogenado del tratamiento biológico, a través de ensayos de laboratorio.
- Medir la relación existente entre las especies de nitrógeno en función del pH, oxígeno disuelto, y conductividad con el fin de asignar rangos de operación óptimos de los parámetros in-situ.
- Determinar la edad del lodo mediante la medición de la variabilidad de DQO y compuestos de nitrógeno acorde a su fraccionamiento.

1.5 Hipótesis

Hipótesis Nula

En las condiciones operativas actuales, el biorreactor de la PTAR Quitumbe no presenta diferencias significativas en el fraccionamiento de DQO y material nitrogenado con respecto al comportamiento al inicio de su operación.

Hipótesis Alternativa

En las condiciones operativas actuales, el biorreactor de la PTAR Quitumbe presenta diferencias significativas en el fraccionamiento de DQO y material nitrogenado, con respecto al comportamiento al inicio de su operación.

2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

2.1 Contaminación del agua

El agua desempeña un papel crucial en la salvaguarda de la salud de las personas y en la preservación de los ecosistemas. El crecimiento de las grandes urbes, acompañado de la industrialización y las modificaciones en las pautas de consumo, han provocado un aumento creciente en el consumo de recursos hídricos en todo el Planeta. Esto ha ocasionado un deterioro considerable en las fuentes de agua dulce (Sun et al., 2016).

2.2 Agua Residual

El agua residual es el agua que queda después de su uso en diversas aplicaciones dentro de una comunidad. Es una composición compleja que incluye cantidades significativas de sólidos, materia disuelta y en partículas, microorganismos, nutrientes, metales pesados y micro contaminantes (Metcalf & Eddy, 1995).

2.3 Agua Residual Tratada en la PTAR Quitumbe

El agua residual que trata la planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Quitumbe es de tipo urbano-doméstico. Para Mara (2013) esta clasificación corresponde a “Se refiere a la totalidad del agua que ha sido empleada por una comunidad y que está compuesta por todos los elementos añadidos durante su uso. Compuesta de desechos del cuerpo humano, aseo personal, lavandería, preparación de alimentos y limpieza” (p. 1).

En la siguiente tabla se encuentran desglosadas las propiedades de las aguas residuales domésticas.

Tabla 1*Características de las Aguas Residuales Domésticas*

Parámetros (mg/L)	Contaminación alta	Contaminación media	Contaminación ligera
Sólidos totales	1000	500	200
Sólidos Volátiles	700	350	120
Sólidos Fijos	300	150	80
Sólidos en suspensión totales	500	300	100
Sólidos en suspensión Volátiles	400	250	70
Sólidos en suspensión Fijos	100	50	30
Sólidos disueltos totales	500	200	100
Sólidos disueltos Volátiles	300	100	50
Sólidos disueltos fijos	200	100	50
DBO a 20°C	300	200	100
Oxígeno consumido	150	75	30
Oxígeno disuelto	0	50	0
Nitrógeno total	86	50	25
Nitrógeno orgánico	35	20	10
Amoniaco libre	50	30	15
Nitritos	0,10	0,05	0
Nitratos	0,40	0,20	0,10
Cloruros	175	100	15
Alcalinidad	200	100	50
Grasas	40	20	0
pH	6-9	6-9	6-9

Nota. Adaptado de *Sewerage and sewage treatment*, por Babbitt & Baumann, 1967.

2.4 Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Quitumbe

A continuación, se detalla el funcionamiento de la PTAR Quitumbe. Se deja expresa constancia que, la información recopilada para esta sección se basa en el “Manual de Operación y Mantenimiento de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Quitumbe” desarrollados por el consorcio consultor LOTTI-ACS-BEGLAR, para la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento de Quito (EPMAPS).

La planta de tratamiento de aguas residuales Quitumbe está específicamente diseñada para procesar aguas servidas de origen urbano-doméstico. Estas aguas servidas son generadas por los hogares de la población que reside en el área de servicio, así como por actividades comerciales e industriales de bajo impacto que contribuyen con cargas orgánicas moderadas y no contienen sustancias que inhiban el metabolismo bacteriano.

2.4.1 Descripción general de los procesos

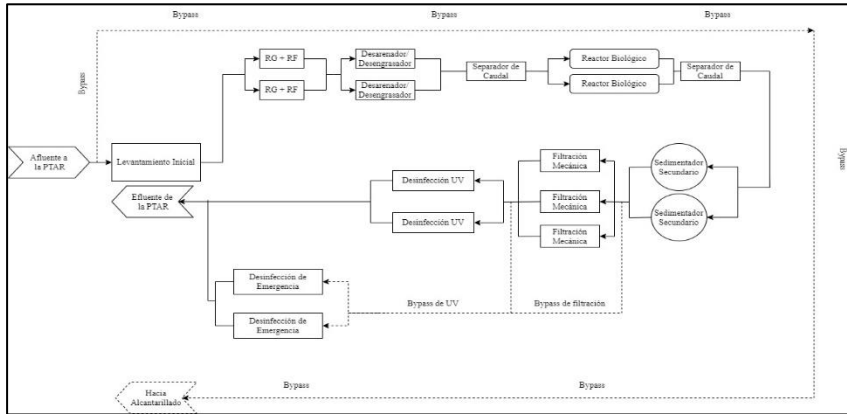
El ciclo de tratamiento adoptado (lodos activados con aeración extendida), tiene las siguientes líneas de proceso fundamentales y complementarias:

- Línea de agua: para la reducción de los contaminantes de la fase líquida, la cual genera como subproducto lodos con alto contenido de humedad.
- Línea de lodos: para el tratamiento de los sedimentos producidos en la línea de agua, de manera que sean compatibles con la disposición final.
- Líneas complementarias para el funcionamiento, la operación y mantenimiento de la planta que son: línea de sobrenadantes, línea de aire, línea de control de olores, línea de bypass, línea de agua industrial.
- Instalaciones y equipamiento para el suministro de energía eléctrica a los diferentes equipos electromecánicos e hidromecánicos, así como a los instrumentos que requieren energización.
- Instalaciones y equipamiento del sistema de control y automatización operativa de los principales equipos con los que cuenta las unidades de proceso de la PTAR.

2.4.2 Línea de agua

Figura 2

Diagrama de procesos de tratamiento de la Línea de Agua

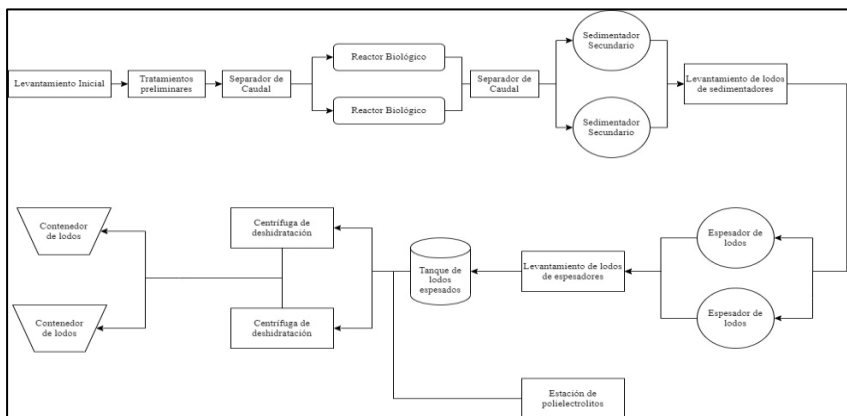


Nota. El diagrama esquematiza el recorrido que hace el agua residual desde que entra a la PTAR Quitumbe, por los diferentes procesos.

2.4.3 Línea de Lodos

Figura 3

Diagrama de procesos de tratamiento de la Línea de Lodos



Nota. El diagrama representa de manera simplificada el trayecto que sigue el lodo desde su inicio en el proceso de extracción.

2.4.4 Características particulares técnicas y operativas de las unidades de procesos

2.4.4.1 Bombeo Inicial

Permite efectuar el levantamiento del agua residual desde el interceptor afluente hasta las unidades de cribado.

2.4.4.2 Cribado Mecánico

El tratamiento físico de cribado mecánico tiene el objetivo de eliminar o reducir sólidos grandes como madera, tela, papel y plástico. Esto no solo permite que los siguientes procesos sean más eficientes, sino que se protejan los equipos de futuros daños. Los sólidos quedan atrapados por rejillas inclinadas o bastidores de barras.

2.4.4.3 Desarenador – Desengrasador

La PTAR cuenta con dos unidades paralelas de este tipo, las cuales cumplen las funciones de remover sólidos sedimentables inertes (gravilla, arena), así como el material flotante (grasas y aceites), contenidos en el agua residual. La separación de los sólidos sedimentables y flotantes, se efectúa fundamentalmente por fuerzas de gravedad, complementadas por fuerzas centrífugas generadas por un flujo rotacional inducido mediante la inyección de aire en los costados de las cámaras principales.

2.4.4.4 Tratamiento Biológico.

Este proceso tiene como objetivo la estabilización de compuestos orgánicos de carbono (DBO), así como compuestos de nitrógeno (orgánico y amoníaco, categorizados como nitrógeno Kjeldahl) y de fósforo.

Para este efecto, la PTAR incluye dos unidades en paralelo, en cuyas características, equipamiento y condiciones se describen a continuación:

Infraestructura base

- Cámara de mezcla y distribución a la cual confluyen tanto el agua residual cruda procedente de los desarenadores, como el flujo de lodos recirculados desde los sedimentadores. En esta cámara se consigue la mezcla y homogeneización de los citados flujos y su distribución hacia las cámaras de ingreso de cada reactor biológico a través de los vertederos superiores.
- Cámaras de ingreso a los reactores biológicos. Con el apoyo de mezcladores mecánicos, en estas cámaras se complementa el proceso de homogeneización del agua residual afluyente y lodos de la recirculación, y se propician condiciones de baja concentración de oxígeno disuelto durante un tiempo adecuado (condiciones anóxicas y/o aerobias), lo cual acondiciona el flujo y conlleva los siguientes beneficios
 - Propicia la mortalidad de microorganismos filamentosas (la mayoría de los cuales son aerobios), de esta manera se evita su proliferación en la cámara principal del reactor biológico y sus efectos negativos sobre la sedimentabilidad de los sólidos (flóculos de biomasa)
 - Promueve la conversión de compuestos orgánicos de fósforo a ortofosfatos solubles, de esta forma se logra acondicionar este nutriente para el consumo bacteriano de las cámaras principales.
- Cámaras principales de estabilización biológica. El diseño contempla cámaras tipo carrusel de flujo rotacional inducido por impulsores mecánicos tipo hélice.

En parte de los tramos rectos centrales de los reactores se dispone de sistemas de difusión de aire mediante discos de membranas de burbuja fina; mientras que, en las zonas

extremas de flujo circular, no se alimenta aire. De esta manera, cada unidad cuenta con dos zonas centrales aireadas que se alternan con las dos zonas extremas no aireadas.

En las zonas aireadas, en las que se mantienen concentraciones residuales de oxígeno disuelto adecuadas (alrededor de 2mg/L), se promueve la oxidación (estabilización) de los compuestos orgánicos de carbono (DBO), así como la oxidación del amoníaco (NH_3) y amonio (NH_4^+), para formar nitritos (NO_2^-) y seguidamente nitratos (NO_3^-).

En las zonas no aireadas (extremos de flujo circular), se pretende que la actividad bacteriana consuma el oxígeno disuelto hasta agotarlo y alcanzar condiciones anóxicas que promuevan la desnitrificación, es decir la reducción de los nitratos a nitritos y por último a nitrógeno gas (N_2) con el fin que se desprenda hacia la atmósfera.

2.4.4.5 Sedimentación

En esa unidad de proceso, se separan los sólidos en suspensión (flóculos de lodos activados). La separación tiene lugar en la modalidad de la sedimentación de masa. La función del sedimentador no es únicamente la clarificación del efluente, sino también la recuperación de la biomasa, para permitir la recirculación, con características de espesamiento compatibles con el mantenimiento de las concentraciones de diseño previstas en el reactor.

2.4.4.6 Filtración Mecánica

Este proceso tiene como objetivo asegurar que el agua a alimentarse al proceso de desinfección ultravioleta no sobrepase el límite de turbiedad (contenido de SST) especificado, para asegurar una adecuada transmisividad de dicha radiación en el medio acuoso y con ello la inactivación de los microorganismos.

2.5 Índice Volumétrico del lodo (IVL)

Conocido también como índice de Mohalman o SVI (Sludge Volumen Index), es la proporción entre el volumen ocupado por el lodo luego de la sedimentación en un recipiente de 1 litro durante un período de 30 minutos y su peso seco; se expresa en mililitros/gramo.

2.6 Carga de materia orgánica (F/M)

Es uno de los principales parámetros operativos de los reactores biológicos y corresponden a la relación entre alimento y biomasa. Se determina como la relación entre la cantidad de DBO alimentada diariamente al reactor biológico, sobre la cantidad total de masa activada presente en el sistema, se expresa como:

$$\frac{F}{M} = \frac{S_o}{\theta * X} \quad (1)$$

Donde:

S_o : concentración de DBO a la entrada (kg/m^3)

θ : tiempo de retención hidráulica del tanque de aireación (día)

X : concentración de sólidos suspendidos volátiles en el reactor (kg/m^3)

2.7 Fracciones de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

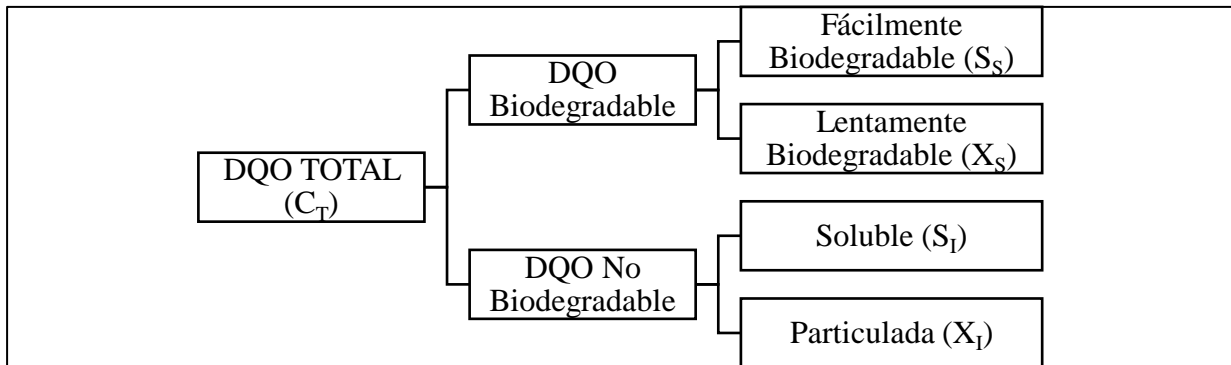
Para Myszograj et al., (2017), “La determinación de las fracciones de DQO permiten evaluar la cantidad de contaminantes no biodegradables que disminuyen la eficacia del tratamiento biológico” (p. 2).

El parámetro DQO incluye diversas formas de carbono orgánico que necesitan ser distinguidas en relación a sus propiedades de biodegradación. En este contexto, la DQO total

del afluente C_{T1} , cuentan dos elementos fundamentales: la DQO inerte o total no biodegradable DQO C_{I1} , y la DQO total biodegradable, C_{S1} (Orhon & Çokgör, 1997).

Figura 4

Fracciones de DQO presente en las aguas residuales



Nota. Tomado de Industrial Wastewater Treatment by Active Sludge (p. 48), por Orhon & Çokgör, 1997, IWA Publishing.

2.7.1 DQO fácilmente biodegradable S_S

La DQO fácilmente biodegradable S_{S1} es mineralizada y captada por bacterias heterótrofas.

Esta fracción se evalúa con el fin de precisar:

- Procedencia del carbono orgánico fácilmente aprovechable en las aguas residuales, tanto durante el diseño como durante la fase operativa de la planta
- La proporción de cada fracción de DQO presente en las aguas residuales con el objetivo de modelar matemáticamente los procesos
- Parámetros cinéticos necesarios para el funcionamiento del reactor biológico (Myszograj et al., 2017).

La fracción fácilmente biodegradable del DQO consiste en compuestos carbonados orgánicos que suministran energía a los microorganismos. Sin embargo, deben hidrolizarse antes de que puedan difundirse y ser absorbidos por los microorganismos. Disminuye la cantidad de oxígeno disponible del lodo activado recirculado, que es absorbido rápidamente en las primeras etapas del proceso por los organismos heterótrofos en crecimiento (Orhon & Çokgör, 1997).

2.7.2 DQO lentamente biodegradable X_S

Similar a la fracción fácilmente biodegradable, la fracción X_S tiene un impacto considerable en la dinámica del proceso de lodos activados. La fracción X_S consta de compuestos que requieren ser hidrolizados a compuestos simples por enzimas extracelulares para ser asimilado por los microorganismos. La fracción lentamente biodegradable tiene una gran influencia sobre la dinámica del proceso de lodos activados, incluida la demanda de oxígeno, y también constituye uno de los principales parámetros a estudiar para el diseño de los sistemas biológicos de eliminación de nitrógeno y fósforo (Myszograj et al., 2017).

2.7.3 Fracción soluble no biodegradable (inerte) - S_I

Esta fracción consiste en compuestos orgánicos que no participan en los procesos de tratamientos de aguas residuales, debido a que no sufren cambio alguno. Normalmente se suelen descargar junto al efluente tratado. En los casos en que una alta proporción de la fracción S_I se presente en las aguas residuales, no se recomienda usar tratamientos biológicos convencionales (Myszograj et al., 2017).

2.7.4 Fracción particulada no biodegradable(inerte) - X_I

La fracción X_I consiste en contaminantes no disueltos. Al tener valores superiores al 0,15 del DQO total, se ocasionan fallas operativas, una de ellas es la acumulación de la masa

del lodo, lo que influye significativamente en el curso del tratamiento de aguas residuales y posteriormente en la calidad del efluente (Myszograj et al., 2017).

Tabla 2

Comparación de la clasificación de las fracciones de DQO

International Association on Water Quality (IAWQ)	Rodríguez, Mañunga, & Cárdenas	Otros Autores
DQO fácilmente biodegradable (DQO _{fb})	Biodegradable soluble (BS)	DQO soluble fácilmente biodegradable (S _S)
DQO lentamente biodegradable (DQO _{lb})	Biodegradable particulada (BP)	DQO particulada lentamente biodegradable (X _S)
DQO soluble no biodegradable (DQO _{snb})	No biodegradable soluble (nBS)	DQO soluble inerte (S _I)
DQO particulada no biodegradable (DQO _{pnb})	No biodegradable particulada (nBP)	DQO particulada inerte (X _I)

Nota. La tabla indica una comparativa entre distintos autores referente a las fracciones de DQO.

2.8 Fracciones del Nitrógeno

La fracción del nitrógeno total incluye los nitratos y nitritos (NO_x⁻) junto con el nitrógeno total de Kjeldahl (TKN). El TKN se descompone en nitrógeno amoniacal (NHX, que engloba NH₄⁺ y NH₃), nitrógeno orgánico y nitrógeno presente en la biomasa. Asimismo, el nitrógeno orgánico se divide en una fracción soluble y otra particulada (Ramírez et al., 2017).

$$N_{TOTAL} = N_{SOLUBLE}(S) + N_{PARTICULADO}(X) \quad (2)$$

$$N_{SOLUBLE} = S_{NO_3^-} + S_{NH_4^+} + S_{ORGÁNICO} \quad (3)$$

$$N_{PARTICULADO} = N_{TOTAL} - N_{SOLUBLE} \quad (4)$$

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Diseño

Frecuencia y número de muestreos

Se estableció un número de muestreos y frecuencia adecuada, basadas en las condiciones operativas y experiencia de trabajo que posee el personal encargado de la planta.

Los equipos utilizados para obtener dichos parámetros fueron los multiparamétricos SC1000 de marca HACH, ubicados en cada unidad del tratamiento biológico.

Figura 5

Obtención de valores de los multiparamétricos SC1000



Nota. La figura indica la toma de muestras de los multiparamétricos instalados en puntos estratégicos del biorreactor.

3.2 Muestreo en Campo

A fin de realizar un proceso de muestreo adecuado, se consideró como base lo establecido en la norma NTE INEN 2169 (2013) "AGUA. CALIDAD DEL AGUA. MUESTREO. MANEJO Y CONSERVACIÓN DE MUESTRAS". A través de esta

normativa, se estableció el protocolo requerido para la toma de muestras en las unidades operativas A y B que conforman el tratamiento biológico de la PTAR Quitumbe.

Específicamente, en esta sección se tomó 3 puntos de muestreo. El primer punto fue el afluente llamado selector, esto debido a que solo existe una entrada para las dos unidades. El segundo punto fue el efluente de la unidad operativa A y el tercer punto fue el efluente de la unidad B. En total, se realizó 5 repeticiones cada viernes del mes de marzo, en horas del mediodía. Las muestras se tomaron los viernes del mes de marzo de 2023 en las siguientes fechas: 03, 10, 17, 24 y 31.

Para lograr una mayor comprensión del área de estudio, se llevó a cabo la representación gráfica del reactor biológico mediante el uso del software de diseño AUTOCAD. Esta herramienta ayudó a la distribución de puntos en el esquema, lo que permitió una representación más precisa y detallada del reactor biológico.

Figura 6

Esquematización del tratamiento biológico



Nota. Se puntualizó los puntos donde se tomó las muestras en el biorreactor de la PTAR Quitumbe y el recorrido que siguen los lodos. Tomado de AUTOCAD 2022.

En el procedimiento de toma de muestras en cada unidad del tratamiento biológico de la PTAR Quitumbe se utilizó los siguientes materiales:

Tabla 3

Materiales para el proceso de muestreo en campo

Material	Característica	Equipos	Equipos de Seguridad
Botellas plásticas	Capacidad 1,5 L	Multiparamétrico con sondas de: pH, OD, conductividad	Mascarilla KN95
Marcador	Permanente		Guantes de nitrilo
Balde	Capacidad 5L		Casco
Soga	3 m de largo		Mandil
Caja de poliuretano			

Nota. Se enlistan los materiales empleados para la recolección de muestras de aguas servidas que se someten al tratamiento biológico de la PTAR Quitumbe.

La recolección de lodo en los puntos establecidos de las unidades operativas del tratamiento biológico de la PTAR Quitumbe se llevó a cabo a una profundidad de dos metros. Esta elección se basó en la consideración de la turbulencia presente en la zona del afluente y efluente, así mismo, se tuvo en cuenta que el biorreactor es de mezcla completa y presenta un movimiento constante. Se llevó a cabo tres enjuagues en cada muestreo con el fin de homogeneizar adecuadamente los lodos y evitar la presencia de cualquier vector que pudiera interferir en los resultados de los análisis químicos. Además, se verificó minuciosamente el cierre correcto de las botellas utilizadas para prevenir posibles fugas. Se asignó un tiempo máximo de entre 4 a 5 minutos para cada toma de muestra.

Figura 7

Proceso de muestreo en el tratamiento biológico



Nota. La figura muestra el protocolo para la recolección de muestras de las unidades operativas con el fin de transportarlas y analizarlas posteriormente.

En cada uno de los puntos, se llevó a cabo mediciones de pH, OD (oxígeno disuelto) y conductividad con el uso de un equipo multiparamétrico modelo HQ40d de la marca HACH. Este equipo fue proporcionado por la Planta de Tratamiento Quitumbe, en coordinación con la EPMAPS (Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento).

Figura 8

Toma de parámetros in-situ en el tratamiento biológico



Nota. Procedimiento de la toma de parámetros in-situ en el biorreactor.

Transporte de muestras

La PTAR Quitumbe, al disponer de un laboratorio propio, permitió llevar a cabo tanto la investigación como los análisis químicos en el mismo lugar. Por lo tanto, el transporte de las muestras se limitó únicamente desde el biorreactor hasta las instalaciones de la planta. De esta forma se cumplió con los lineamientos establecidos por la norma INEN 2176 de "AGUA. CALIDAD DEL AGUA. MUESTREO. TÉCNICAS DE MUESTREO".

Para la preservación y el tiempo de almacenamiento en el análisis de los parámetros como: DQO, DBO₅, N. Total, nitratos, amonio, SST, se siguió las directrices establecidas por la norma INEN 2169 "AGUA. CALIDAD DEL AGUA. MUESTREO. MANEJO Y CONSERVACIÓN DE MUESTRAS".

3.3 Análisis de laboratorio

En el laboratorio de la PTAR Quitumbe se realizaron los análisis fisicoquímicos de las muestras de lodo, bajo los procedimientos establecidos en la norma "Métodos Estandarizados para el Análisis de Agua y Agua Residual" (WPCF, 1992).

El objetivo de estudio fue analizar los parámetros de nitrógeno total, nitratos, nitrógeno amoniacal, así como las fracciones de DQO y DBO₅. Además, se llevaron a cabo caracterizaciones de los sólidos suspendidos totales y los sólidos disueltos totales, con el fin de evaluar el comportamiento en la unidad operativa y determinar la edad de lodo óptima para lograr un porcentaje de remoción de contaminantes adecuado en el tratamiento biológico.

A continuación, se detallan los métodos, equipos y materiales empleados en los análisis de laboratorio para determinar los parámetros de las muestras de lodo obtenidas tanto en el afluente como en los efluentes de cada unidad operativa que compone el biorreactor.

Tabla 4*Reactivos, equipos y materiales de los análisis físicos y químicos*

Parámetros	Método	Equipos	Materiales
DQO total	MAM-28/APHA 2710 D MODIFICADO	Micropipeta 2 mL Digestor Espectrofotómetro	Vaso de precipitación Viales de COD Vario Tube Test HR 0-15,000 mg/L
DQO soluble	Fisicoquímico	Bomba al vacío Micropipeta 2 mL Digestor Espectrofotómetro	Vaso de precipitación Filtro fibra de vidrio, poro de 0.45µm Viales de COD Vario Tube Test HR 0-15,000 mg/L
DBO ₅ total	MAM-28/APHA 2710 D MODIFICADO	Medidor OxiTop ® Incubadores Agitador magnético	Probeta Nitrification inhibitor Hidróxido de sodio
DBO ₅ soluble	Fisicoquímico	Bomba al vacío Medidor OxiTop ® Incubadores Agitador magnético	Probeta Filtro fibra de vidrio, poro de 0.45µm Nitrification inhibitor Hidróxido de sodio
Nitratos	Colorimétrico	Micropipeta 5 mL Espectrofotómetro	Vaso de precipitación Filtro Discs (QUAL.) Diámetro 90mm Embudo Matraz Erlenmeyer Reactivo de nitrato
Amoniac	Nessler	Micropipeta 10 mL Espectrofotómetro	Vaso de precipitación Filtro Discs (QUAL.) Diámetro 90 mm Embudo Probeta 25 mL Matraz Erlenmeyer Reactivo de amoniac
Nitrógeno total	MAM-28/APHA 2710 D MODIFICADO	Micropipeta 10 mL Digestor Espectrofotómetro	Vaso de precipitación Viales TNT TN HR TT, 5-150 mg/L

Nota. Esta tabla enlista los métodos, equipos y materiales de los análisis físicos y químicos que se realizaron en el laboratorio de la PTAR Quitumbe.

3.4 Protocolos

En esta sección se describe detalladamente el procedimiento llevado a cabo para obtener los valores de cada parámetro establecido.

Tabla 5

Metodología para el monitoreo de parámetros in-situ

Parámetro	Método	Equipo	Descripción
Oxígeno disuelto (OD)			El electrodo fue purgado con agua destilada y se secó con papel toalla para asegurar precisión en las mediciones. A continuación, se sumergió el electrodo en la muestra de lodo obtenida del biorreactor, asegurándose de que no tuviera contacto con los sedimentos en el interior del recipiente. Se esperó de 1 a 2 minutos para que el equipo reflejara el valor de cada parámetro. Al finalizar, el electrodo se enjuagó nuevamente con agua destilada para su posterior utilización.
pH			
Temperatura	Electrométrico	Multiparamétrico HACH modelo HQ40d	
Conductividad			

Nota. La tabla refleja los protocolos a seguir para la respectiva medición de parámetros in-situ en el biorreactor.

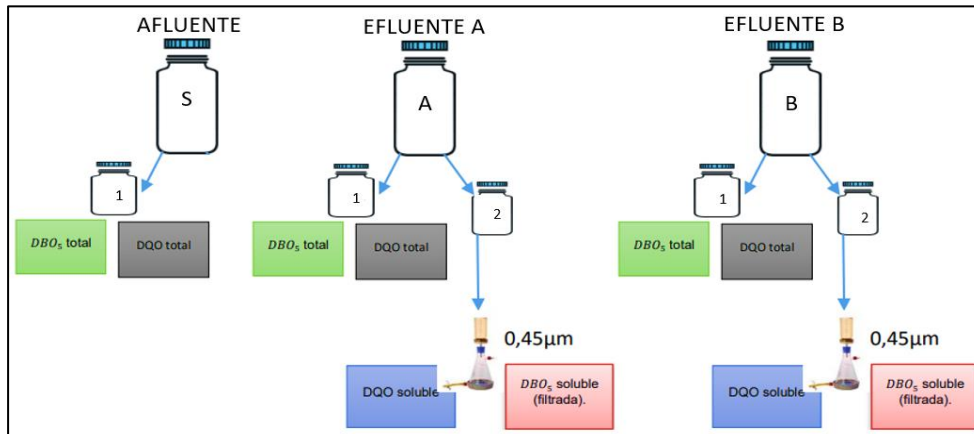
3.5 Fraccionamiento de DQO

Método Físicoquímico

Dado que no existe una metodología estandarizada específica, se optó por emplear un enfoque físicoquímico para el análisis de DQO y DBO₅. Este enfoque implica la combinación de la técnica de filtración al vacío como método de separación física, seguido de análisis de laboratorio en la que se utilizó procedimientos estandarizados. Para la determinación de DQO, se utilizó viales. Por otro lado, la determinación de DBO₅ se realizó por el método OxiTop®.

Figura 9

Acondicionamiento y análisis de las muestras tomadas



Nota. El gráfico representa el procedimiento utilizado para el método físico químico. Tomado de ANÁLISIS DE LAS FRACCIONES DE DQO EN LAS AGUAS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (PTAR) (p.16), por Carmona, 2017

Procedimiento para calcular las fracciones de DQO

Como primer paso se partió de los análisis de laboratorio respecto a las concentraciones de DQO y DBO₅ de las muestras del efluente A y B de las unidades respectivas. La clasificación de estas es de la siguiente manera:

DQO Total

Es la materia orgánica total de cada muestra de lodo.

DBO₅ Total

Es la materia orgánica biodegradable total.

DQO Soluble

Es la DQO que se obtiene al filtrar previamente la muestra de lodo.

DBO₅ Soluble (filtrada)

Corresponde a la DQO fácilmente biodegradable (DQO_{fb})

DQO lentamente biodegradable (DQO_{lb})

La DQO lentamente biodegradable se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$DQO_{lb} = DBO_5 \text{ Total} - DBO_5 \text{ Soluble (filtrada)} \quad (9)$$

DQO inerte

Es la materia orgánica no biodegradable o inerte y se calcula con la siguiente ecuación:

$$DQO_{inerte} = DQO \text{ Total} - DBO_5 \text{ Total} \quad (10)$$

DQO soluble no biodegradable (DQO_{snb})

DQO soluble no biodegradable se calcula a través de la siguiente expresión:

$$DQO_{snb} = DQO \text{ Soluble} - DBO_5 \text{ Soluble} \quad (11)$$

DQO particulada no biodegradable (DQO_{pnb})

DQO particulada no biodegradable (DQO_{pnb}) se calcula con ayuda de la siguiente ecuación:

$$DQO_{pnb} = DQO_{inerte} - DQO_{snb} \quad (12)$$

Después de calcular según las ecuaciones mencionadas, se fracciona el resultado obtenido para más facilidad de entendimiento y análisis. El fraccionamiento consiste en dividir el valor resultante para el valor de la DQO Total obtenida, de igual forma siempre se debe tener en cuenta que la sumatoria de la fracción debe ser igual a uno (Carmona, s. f.).

Tabla 6

Fórmulas sugeridas para el cálculo de las fracciones de DQO

Fracción de DQO	Fórmula
DQO fácilmente biodegradable	DBO ₅ soluble
DQO lentamente biodegradable	DBO ₅ total - DBO ₅ soluble
DQO soluble no biodegradable	DQO soluble - DBO ₅ soluble
DQO particulada no biodegradable	(DQO total - DBO ₅ total) – (DQO soluble - DBO ₅ soluble)

Nota. La tabla expone las fórmulas y equivalencias a utilizar para el cálculo posterior de las fracciones de DQO.

3.6 Fraccionamiento de material nitrogenado

Nitrógeno de nitratos

Una vez obtenida la concentración de nitratos mediante los ensayos de laboratorio previamente detallados en la Tabla 4, se llevó a cabo la determinación de la concentración exclusivamente de nitrógeno presente en dicho compuesto nitrogenado, en donde se utilizó principios estequiométricos, mediante la siguiente ecuación:

$$X \frac{mgNO_3^-}{L} \times \frac{14mg N}{62 mgNO_3^-} \quad (5)$$

Nitrógeno de amoniac

Al obtener la concentración de nitrógeno amoniacal a través de ensayos de laboratorio ya descritos (Tabla 3), se calculó mediante estequiometria la concentración solo de nitrógeno existente en dicho componente nitrogenado, por medio de la siguiente ecuación:

$$X \frac{mgNH_3}{L} \times \frac{14mg N}{17 mgNH_3} \quad (6)$$

Nitrógeno total

El nitrógeno total se determinó mediante los ensayos de laboratorio previamente mencionados en la Tabla 4, y dado que engloba la suma de todas las especies nitrogenadas presentes en el lodo. Su expresión se obtiene mediante la siguiente ecuación:

$$N. total = N. de amoniaco + N. de nitratos + N. orgánico \quad (7)$$

Nitrógeno orgánico

Con el fin de determinar el nitrógeno orgánico, se procedió a despejar el nitrógeno orgánico de la Ecuación 7, de la siguiente manera:

$$N. orgánico = N. total - N. de amoniaco - N. de nitratos \quad (8)$$

Según Metcalf & Eddy (1995), “El nitrógeno de nitritos, es relativamente inestable, de fácil oxidación a la forma de nitratos y su presencia suele darse en concentraciones extremadamente pequeñas” (p. 98). Por esta razón, no se consideró en la fórmula.

3.7 Tiempo medio de retención celular

La edad del lodo o SRT (Solid retention time), representa el tiempo medio de permanencia del lodo en el reactor biológico; es definida como la relación entre la cantidad total de lodo presente en el tanque de aireación y la cantidad de lodo en exceso purgado diariamente (Espinoza, 2017). Se expresa como:

$$\theta_c = \frac{V * SST_{Reac}}{Q_p * SST_{Sed}} \quad (13)$$

Donde:

θ_c = Es el tiempo medio de retención celular basado en el volumen del biorreactor (día)

V = Volumen del biorreactor (m^3)

SST_{Reac} = Sólidos suspendidos totales en el biorreactor (mg/L)

SST_{Sed} = Sólidos suspendidos totales en el sedimentador (mg/L)

Q_p = caudal diario de purga de lodos (m^3/d)

De la Ecuación 13, se dedujo que el tiempo medio de retención celular viene dado por el total de sólidos suspendidos totales existentes en el sistema, dividido para la tasa de remoción de los mismos que es igual al producto del caudal de purga Q_p por la concentración de sólidos suspendidos totales en el sedimentador. Así, fijada la edad de lodo de acuerdo a los criterios de la planta, y conocidas las variables V , SST_{Reac} , Q_p y SST_{Sed} (Espinoza, 2017).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

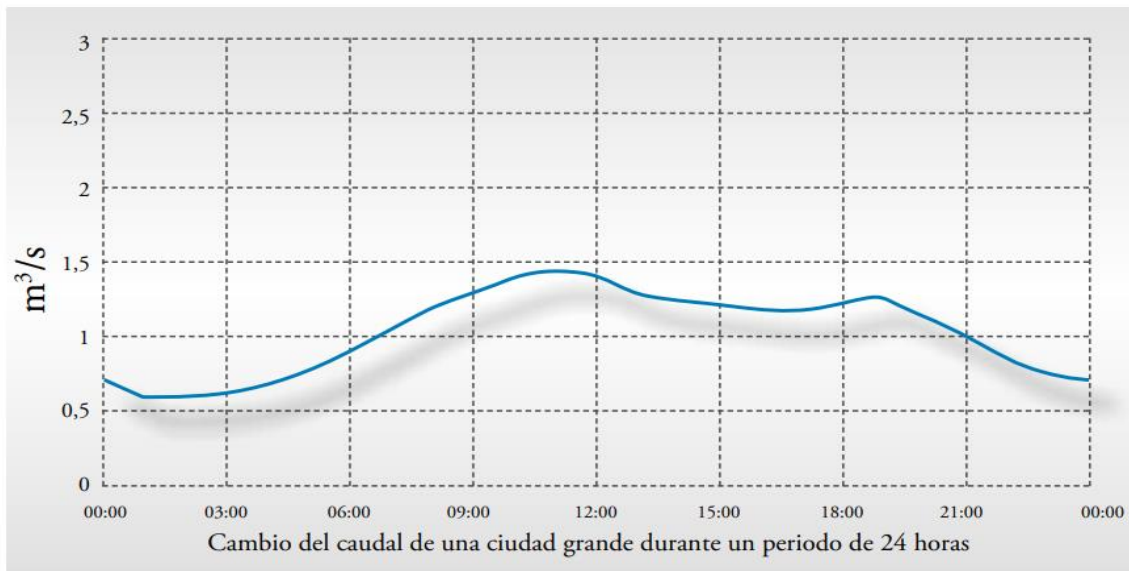
4.1 Frecuencia para la toma de muestras

En este apartado, se exponen los hallazgos referentes a la determinación de la frecuencia y el número de muestreos, a través del análisis de los parámetros in situ del agua residual que se somete al tratamiento biológico de la PTAR Quitumbe.

Con el fin de evaluar el estado del tratamiento biológico y ante la falta de estudios previos, se determinó una frecuencia óptima de muestreo en base a las condiciones en que funciona el biorreactor de la planta y la experiencia operativa del personal a cargo.

Figura 10

Caudal de 24 horas de una ciudad grande



Nota. La imagen representa la curva de agua utilizada por la población de una ciudad grande.

Tomado de *Guía para la toma de muestras de agua residual*(p.13), por Reutelshöfer & Guzmán,2015, PERIAGUA.

Para identificar los momentos del día con mayor variación en cada parámetro, se tomó de base la investigación realizada por Reutelshöfer & Guzmán (2015), mismos que señalan que, en las áreas urbanas con mayor industrialización y trabajos por turnos, el ritmo de vida de los habitantes tiende a ser más acelerado; esto evidencia un incremento en los valores desde las 6:00 a.m., y se alcanza un pico alrededor de las 12:00 p.m., y luego una ligera disminución desde las 14:00 p.m. hasta las 16:00 p.m. Por lo tanto, en base a estos lineamientos, durante la semana del lunes 6 de febrero al domingo 12 de febrero, se ejecutó un monitoreo de los parámetros in situ correspondientes a OD, POR y pH a las 8:00 a.m., 12:00 p.m. y 16:00 p.m. en donde se empleó controladores multiparamétricos SC1000 de la marca HACH, ubicados en cada una de las unidades del tratamiento biológico. Es importante destacar que el tiempo de retención hidráulico mayor a 18 horas contribuye a minimizar el impacto de las lluvias ocurridas el día anterior en los muestreos realizados al día siguiente. Esto asegura una mayor confiabilidad en los resultados obtenidos, al permitir que el sistema se estabilice y se recupere de los efectos de las precipitaciones previas (Torrescano, 2009).

A continuación, se exhiben los datos adquiridos en los monitoreos de OD, POR y pH de las unidades operativas del tratamiento biológico de la PTAR Quitumbe.

Tabla 7*Parámetros tomados para determinar la frecuencia de muestreo*

Día	Hora	Punto	OD (mg/L)	POR (mV)	pH
06-02-2023	8:00	A	3,21	369,50	6,80
	8:00	B	3,34	370,00	7,00
	12:00	A	4,47	361,00	6,91
	12:00	B	4,52	359,00	6,95
	16:00	A	4,86	359,20	7,10
	16:00	B	4,79	363,00	7,00
07-02-2023	8:00	A	2,59	374,10	6,91
	8:00	B	2,62	375,00	6,95
	12:00	A	2,19	375,80	6,71
	12:00	B	2,48	373,00	6,79
	16:00	A	2,10	366,60	6,82
	16:00	B	2,20	370,00	6,70
08-02-2023	8:00	A	2,15	402,50	6,75
	8:00	B	2,18	405,00	6,85
	12:00	A	2,19	406,40	6,41
	12:00	B	2,31	410,00	6,71
	16:00	A	2,70	409,20	6,85
	16:00	B	2,89	410,00	6,89
09-02-2023	8:00	A	3,04	468,20	6,57
	8:00	B	3,02	470,00	6,41
	12:00	A	3,10	467,50	6,73
	12:00	B	3,05	465,00	6,85
	16:00	A	3,11	470,00	6,99
	16:00	B	3,13	471,00	6,92
10-02-2023	8:00	A	3,76	423,70	6,77
	8:00	B	3,80	450,60	6,99
	12:00	A	5,94	425,60	5,89
	12:00	B	6,20	400,40	5,92
	16:00	A	3,98	444,20	6,98
	16:00	B	3,95	465,20	7,00
11-02-2023	8:00	A	3,05	479,60	6,79
	8:00	B	3,15	480,20	6,83
	12:00	A	3,68	481,20	6,43
	12:00	B	3,77	455,10	6,92
	16:00	A	3,91	445,20	6,76
	16:00	B	3,95	450,80	6,83
12-02-2023	8:00	A	2,15	326,50	6,80
	8:00	B	2,50	346,50	6,71
	12:00	A	2,91	326,40	7,01
	12:00	B	2,54	325,20	6,96
	16:00	A	2,39	379,60	7,02
	16:00	B	2,64	360,90	6,70

Nota. La tabla expone la variación de los niveles de OD, POR y pH

En la Tabla 7 se puede observar que, desde el lunes 6 de febrero de 2023 hasta el jueves 9 de febrero de 2023, no se registraron alteraciones significativas en ningún parámetro. Sin embargo, el viernes 10 de febrero de 2023 a las 12:00 p.m., se observó una variación en el nivel de oxígeno disuelto. Estos hallazgos coinciden con lo mencionado por Reutelshöfer & Guzmán (2015), quienes sostienen que en las áreas urbanas densamente pobladas, si bien el consumo de agua es alto durante todo el día, se pueden observar picos alrededor de las 12:00 p.m., especialmente los fines de semana. Después de las 13:00 p.m., el caudal disminuye ligeramente, lo que resulta en un flujo más constante. Por lo tanto, al analizar la consistencia entre los resultados teóricos y experimentales, se decidió establecer la jornada de muestreo los días viernes a las 12:00 p.m.

4.2 Número de muestreos

De acuerdo con Soto (2022), “Quito ha experimentado precipitaciones imprevistas a lo largo del año, consecuencia del cambio climático”(p. 18). Debido a esta situación, no es viable establecer períodos de sequía para llevar a cabo los análisis mencionados. No obstante, se realizaron los muestreos en días sin lluvia durante el mes de marzo.

La recolección de muestras se realizó a lo largo de un mes, lo que resultó en un total de 5 muestreos. Esta decisión se tomó en base a las instrucciones de los operadores, quienes cuentan con una amplia experiencia en el muestreo de las unidades operativas del tratamiento biológico de la PTAR Quitumbe.

4.3 Resultados del fraccionamiento de DQO

Tabla 8

Resultados del DQO total, DBO₅ total y la relación DBO₅/ DQO de las muestras del afluente (entrada) y efluente (salida) de las unidades A y B que conforman el biorreactor

Muestreros	Análisis de Laboratorio								
	DQO total (mg/L)			DBO ₅ total (mg/L)			DBO ₅ /DQO		
	AF	EA	EB	AF	EA	EB	AF	EA	EB
M1	558	115	102	430	60	55	0,77	0,52	0,54
M2	512	112	95	425	65	58	0,83	0,58	0,61
M3	567	109	100	420	68	64	0,74	0,62	0,64
M4	573	105	96	520	61	61	0,91	0,58	0,64
M5	605	108	99	480	56	55	0,79	0,52	0,56
\bar{X}	563	110	98	455	62	59	0,81	0,56	0,60

Nota. La tabla muestra los resultados de los análisis de laboratorio para el afluente (AF), efluente A (EA) y efluente B (EB).

El promedio de DQO total en AF fue de 563 mg/L, así mismo se encontró un valor mínimo de 512 mg/L y un máximo de 605 mg/L. En EA el promedio fue de 110 mg/L y los valores mínimo y máximo fueron de 105 mg/L y 115 mg/L respectivamente. En EB se obtuvo un promedio de 98 mg/L, el valor mínimo fue de 95 mg/L y el máximo de 102 mg/L.

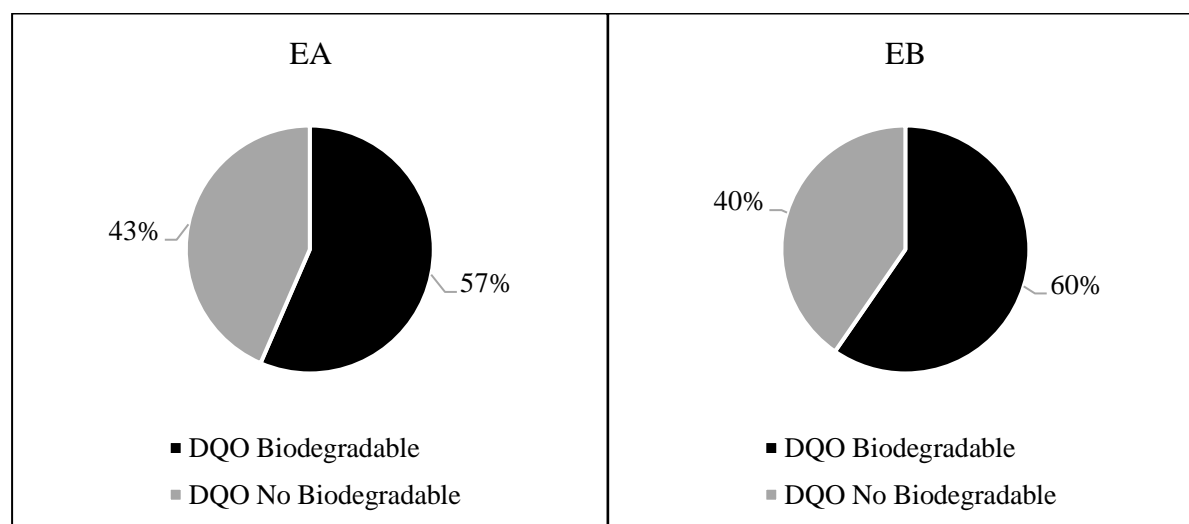
Los resultados de DBO₅ total en AF fueron los siguientes: mínimo 420 mg/L, máximo 520 mg/L, promedio 455 mg/L. En EA, los valores fueron mínimo 56 mg/L, máximo 68 mg/L, promedio 62 mg/L. En EB, se obtuvieron valores de mínimo 55 mg/L, máximo 64 mg/L, promedio 59 mg/L.

En relación a la proporción DBO₅/DQO, los resultados obtenidos oscilan entre 0,52 y 0,91. Según Abril & Perea, (2013), los efluentes se clasifican en dos categorías: biodegradables y no biodegradables. Esta clasificación se determina mediante el índice de biodegradabilidad, que se define como $DBO_5/DQO > 0,4$. Un valor superior a este umbral

garantiza el buen funcionamiento de los sistemas biológicos en la descontaminación de los efluentes. En este estudio, el agua residual analizada cumple con esta característica. Sin embargo, es importante tener en cuenta que, según Romero (2004) la presencia de contaminantes refractarios en el agua residual puede disminuir el índice de biodegradabilidad en presencia de concentraciones elevadas. A pesar de ello, los resultados destacan la efectividad del tratamiento biológico, ya que se mantienen dentro de los rangos considerados eficientes.

Figura 11

Porcentaje existente de DQO biodegradable y no biodegradable en el efluente de las unidades operacionales A y B



Nota. El gráfico representa el porcentaje de DQO biodegradable y no biodegradable encontrado en el efluente de las unidades operacionales A y B durante el tiempo de estudio.

El análisis de los resultados revela que el porcentaje de la fracción de DQO biodegradable supera el 57%, por otro lado, el porcentaje de la fracción DQO no biodegradable representa menos del 43%, tanto en el efluente de la unidad operativa A (EA), como en la unidad B (EB). Estos hallazgos concuerdan con los resultados obtenidos por

Carmona, (s. f.), y Orhon et al., (1997) donde se observan porcentajes de 58% de DQO biodegradable y 42% de DQO no biodegradable, lo que confirma la capacidad de respuesta de las aguas residuales de la PTAR Quitumbe para someterse a procesos de biodegradación.

Por otra parte, según Carmona, (s. f.), los resultados muestran un S_I de 0,49, mientras que en esta investigación se registró un valor de 0,17, el cual es significativamente más bajo. Según, Romero (2004) valores altos en las fracciones de DQO no biodegradables indican la presencia de compuestos orgánicos que son difíciles de degradar o que no pueden ser descompuestos por los microorganismos presentes en los sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales. Además, el índice de biodegradabilidad también refleja diferencias. En la investigación de Carmona, (s. f.), se reportó un valor de 0,38, lo cual es atribuido a la alta fracción no biodegradable del agua residual. En contraste, en la presente investigación se observó una media del índice de biodegradabilidad de 0,66, lo que denota que hay una proporción considerable de materia orgánica biodegradable en relación con la carga total de materia orgánica presente en el agua residual.

Por último, según los hallazgos del estudio realizado por Myszograj et al., (2017), en países desarrollados se observa que los compuestos orgánicos biodegradables representan en promedio el 39% de la materia orgánica contenida en el agua residual, mientras que aproximadamente el 61% corresponde a la fracción no biodegradable. Estas discrepancias no solo respaldan los hallazgos del presente estudio, sino que también se atribuyen a las divergencias en los hábitos de vida y los niveles de consumo propios de cada país.

Tabla 9

Resultados del fraccionamiento de DQO encontrados en las muestras recolectadas del afluente (entrada) y efluente (salida) de las unidades A y B que conforma el biorreactor

Muestreros	Fraccionamiento de DQO (Efluente A-B)							
	S _s		X _s		S _i		X _i	
	EA	EB	EA	EB	EA	EB	EA	EB
M1	0,235	0,225	0,287	0,314	0,174	0,176	0,304	0,284
M2	0,277	0,305	0,304	0,305	0,170	0,189	0,250	0,200
M3	0,229	0,230	0,394	0,410	0,165	0,260	0,211	0,100
M4	0,219	0,208	0,362	0,427	0,181	0,177	0,238	0,188
M5	0,213	0,242	0,306	0,313	0,120	0,141	0,361	0,303
\bar{X}	0,235	0,242	0,330	0,354	0,162	0,189	0,273	0,215

Nota. La tabla muestra los resultados obtenidos durante los ensayos de laboratorio para determinar las fracciones de DQO.

Los resultados de DQO soluble fácilmente biodegradable S_s en EA fueron los siguientes: el valor mínimo fue de 0,213, el valor máximo fue de 0,277 y el promedio de 0,235. En EB se registró un valor mínimo de 0,208, un valor máximo de 0,305 y un promedio de 0,242.

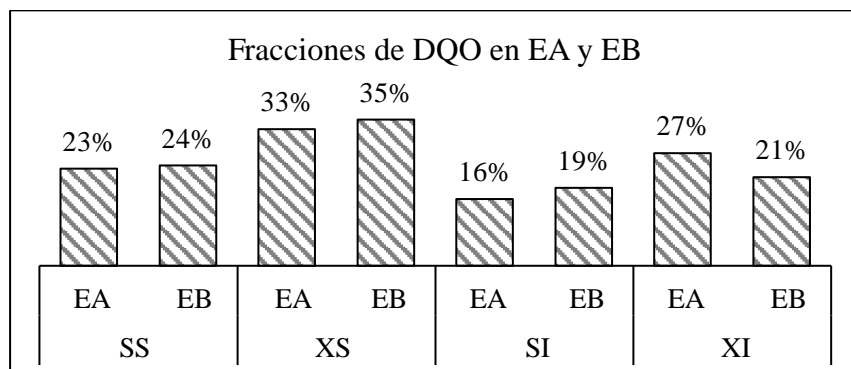
En el caso de la DQO degradada lentamente X_s, los valores de EA oscilaron entre un mínimo de 0,287, un máximo de 0,394 y un promedio de 0,330. Por otro lado, en EB, los valores registraron un mínimo de 0,305, un máximo de 0,427 y un promedio de 0,354.

En DQO soluble no biodegradable S_i, en EA los valores fueron mínimo 0,120, máximo 0,181, promedio 0,162. En EB, los valores fueron mínimo 0,141, máximo 0,260, promedio 0,189.

Finalmente, en DQO particulada no biodegradable X_i, en EA los valores fueron mínimo 0,211, máximo 0,361, promedio 0,273. En el efluente de EB, los valores fueron mínimo 0,100, máximo 0,303, promedio 0,215.

Figura 12

Porcentaje de las fracciones de DQO en los efluentes del biorreactor



Nota. El diagrama refleja los porcentajes de las fracciones de DQO presente en los efluentes del biorreactor.

Con respecto a la fracción no biodegradable, los porcentajes superan el 16%. Según investigaciones llevadas a cabo por Orhon & Çokgör (1997) determinaron que la calidad del efluente con respecto a los compuestos no biodegradables mejora en edades del lodo altas, debido a la acumulación de productos metabólicos residuales.

Tabla 10

Contraste de los resultados obtenidos con otros estudios

Fracciones de DQO	Fraccionamiento DQO PTAR Quitumbe - Ecuador	Fraccionamiento DQO PTAR Sur del Valle - Colombia	Estudio Henze PTAR Estambul - Turquía
Fácilmente biodegradable	EA: 23% EB: 24%	ES1: 19% ES2: 21%	OUTX: 20% OUTY: 22%
Lentamente biodegradable	EA: 33% EB: 25%	ES1: 28% ES2: 35%	OUTX: 30% OUTY: 23%
Soluble no biodegradable	EA: 16% EB: 19%	ES1: 18% ES2: 21%	OUTX: 15% OUTY: 19%
Particulada inerte	EA: 27% EB: 21%	ES1: 25% ES2: 19%	OUTX: 20% OUTY: 25%

Nota. La tabla muestra que los porcentajes de fraccionamiento de DQO son similares en estudios llevados a cabo tanto en Colombia como en Turquía.

En referencia a la metodología de acuerdo a Carmona, (s. f.), para el fraccionamiento de DQO no hay un método estandarizado, por esta razón cada investigador se inclina por aquel que le brinde mayor confianza. Para el presente estudio, se utilizó el método físico-químico para analizar los efluentes de las unidades A (EA) y B (EB). Estos resultados presentados en la Tabla 10, se respaldan con los obtenidos por Henze (1992), donde al emplear el mismo método para analizar agua residual doméstica en un zanjón de oxidación, se encontró una composición similar.

Por otro lado, al contrastar con los porcentajes de las fracciones de DQO obtenidos mediante métodos químico-biológicos como el utilizado por Sadecka et al., (2011) se encontró valores de S_s entre 24 y 32%, S_i entre 8 y 11% , X_s entre 43 y 49% y de X_i entre 11 y 20%. Esto indica variaciones consistentes, lo cual puede atribuirse al método empleado, a la diversidad en la composición del agua residual en cada lugar, así como las condiciones operativas. Al contrario, los porcentajes obtenidos mediante el método respirométrico de Myszograj et al., (2017) revelaron una composición de S_s entre 50 y 61,7%, S_i entre 2,2 y 6%, X_s entre 22 y 34,4% y de X_i entre 8 y 16,2%. Aunque tanto dicho estudio como el de Sadecka et al., (2011) fueron realizados en diferentes plantas de aguas residuales municipales en Polonia para zanjones de oxidación con volúmenes equivalentes; se puede notar que la distribución de las diferentes fracciones de DQO en las aguas residuales muestra una considerable variabilidad en cada estudio. Según Myszograj et al., (2017) el pretratamiento recibido por las aguas residuales urbanas-domesticas puede ser heterogéneo y variar entre diferentes plantas de tratamiento. Esta variabilidad en el pretratamiento, combinada con la diversidad en la composición del agua residual y los sistemas de alcantarillado, dificulta la estandarización de una metodología para el fraccionamiento de la DQO y puede afectar los valores obtenidos en los estudios relacionados con esta área.

Es fundamental destacar que los componentes de DQO inertes pueden ser de origen afluyente o pueden generarse como productos microbianos residuales por medio de procesos asociados con el crecimiento o la descomposición, mientras que las fuentes de la fracción fácilmente biodegradable de la DQO en las aguas residuales incluyen: aguas residuales industriales (por ejemplo, industria de procesamiento de frutas y verduras), productos de la fermentación en condiciones anaerobias, ácidos grasos extruidos en fermentadores (cámaras separadas de fermentación ácida), tanques de sedimentación primarios o espesadores de lodos y lixiviados de rellenos sanitarios municipales (Myszograj et al., 2017). Además, es importante destacar la presencia de compuestos orgánicos polimerizados como otra fuente de contaminación directamente vinculada a la DQO lentamente biodegradable. Estos compuestos derivan de proteínas que no son propias del ser humano. Según Escorza Troya (s. f.) se han detectado descargas directas de centros de faenamiento clandestinos en las quebradas Ortega, Sanshayacu y El Carmen, las cuales se incorporan al flujo de entrada de la PTAR de Quitumbe. Según Sayed et al., (1988), es posible que las bacterias responsables de metabolizar dichos sustratos no logren satisfacer sus necesidades metabólicas, lo que deriva en un aumento de la fracción lentamente biodegradable.

El alto porcentaje de la fracción de DQO lentamente biodegradable en la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Quitumbe resulta en una eficiencia relativa menor a la establecida para un biorreactor tipo zanjón de oxidación. Por lo tanto, se recomienda realizar ajustes en las condiciones operativas, tal como lo explican Agbewornu et al., (2021) en casos donde las fracciones de DQO lentamente biodegradables sean elevadas, se debe considerar aumentar la concentración de biomasa, mejorar la capacidad de retención de biomasa y optimizar la aireación. Estas medidas son clave para mejorar la capacidad de degradación de la DQO en el biorreactor y alcanzar una mayor eficiencia en el proceso.

Por último, otra característica común y significativa de las observaciones experimentales en el estudio es el hecho de que la DQO lentamente biodegradable debe considerarse como el principal componente limitante del proceso de la tasa de crecimiento heterótrofo en los sistemas de tratamiento biológico. En el enfoque cinético convencional, la DBO total o la concentración de DQO en las aguas residuales se concibe como el sustrato limitante de la tasa de crecimiento heterótrofo (Orhon & Çokgör, 1997).

4.4 Fraccionamiento de nitrógeno

Tabla 11

Resultados del fraccionamiento de nitrógeno encontrados en la muestra de entrada y salida de las unidades A y B

Muestreos	Fraccionamiento de Nitrógeno											
	Nitrógeno Total (mg/L)			S _{Orgánico} (mg/L)			S _{NO3} (mg/L)			S _{N-NH3} (mg/L)		
	AF	EA	EB	AF	EA	EB	AF	EA	EB	AF	EA	EB
M1	98,0	90,0	90,0	82,3	88,1	88,2	0,5	0,9	0,8	15,2	1,0	1,0
M2	101,0	95,0	92,0	84,0	91,4	89,6	0,9	1,7	1,6	16,1	1,9	0,8
M3	164,0	114,0	126,0	150,2	111,0	123,6	1,3	1,6	1,6	12,6	1,4	0,8
M4	199,0	179,0	173,0	187,6	176,4	171,0	1,3	1,6	1,8	10,1	1,0	0,2
M5	201,0	180,0	175,0	186,2	178,2	172,0	1,5	1,6	2,4	13,4	0,2	0,6
\bar{X}	152,6	131,6	131,2	138,1	129,0	128,9	1,1	1,5	1,6	13,5	1,1	0,7

Nota. La tabla presenta las concentraciones de las fracciones de nitrógeno en las muestras recolectadas en el afluente (entrada) y efluente (salida) de las unidades A y B.

Los valores de nitrógeno total fueron los siguientes: en el muestreo 1, los efluentes registraron un valor mínimo absoluto de 90 mg/L. Por otro lado, la concentración máxima en el afluente se registró en el muestreo 5 con 201 mg/L.

En cuanto al nitrógeno orgánico, en el muestreo 1, los efluentes registraron los valores mínimos globales de 88,1 mg/L para A y 88,2 mg/L para B. Mientras que en el afluente el valor máximo fue 187,6 mg/L, correspondiente al muestreo 4.

El nitrógeno orgánico registra valores promedio similares en los efluentes, presumiblemente debido a su naturaleza recalcitrante, lo que lleva a que el nitrógeno orgánico efluente se convierta en una fracción sustancial del nitrógeno en el efluente final (Westgate & Park, 2010). Según Romero (2004), “Para que los microorganismos presentes en los biorreactores puedan degradar eficientemente el nitrógeno orgánico, se requiere un tiempo de contacto suficiente entre los microorganismos y el contaminante” (p. 61).

En relación con los resultados del contenido de nitrógeno proveniente de los nitratos, se pudo observar que en el muestreo 4 del efluente de la unidad B (EB), un valor de 1,8 mg/L. Por otro lado, el valor mínimo se encontró en el muestreo 1, específicamente en la entrada de las unidades (AF), con una concentración de 0,5 mg/L. Respecto al promedio máximo de nitrógeno proveniente de los nitratos, se obtuvo un valor de 1,6 mg/L, el cual se registró en el efluente de la unidad B (EB). En cuanto a los valores correspondientes al nitrógeno derivado del amoníaco, se observó que en el muestreo 2 realizado en la entrada de las unidades (AF), se alcanzó el valor máximo de 16,1 mg/L. Por otro lado, tanto en los muestreos 2 como en el 3, se obtuvo el valor mínimo de 0,8 mg/L en el efluente B. Así mismo, el promedio máximo de nitrógeno derivado del amoníaco, registró una concentración de 13,5 mg/L en el afluente.

Al comparar las concentraciones de nitrógeno total con el estudio realizado por la EPA (2000), se evidencia una disminución en el contenido de nitrógeno tanto en el efluente de la PTAR de Edgartown como en la PTAR de Casa Grande, ambos sistemas de tratamiento biológico. Esta reducción se atribuye, en parte, a la presencia de un sedimentador primario en

ambas plantas de tratamiento de aguas residuales antes del tratamiento secundario. La función de este sedimentador es contribuir a la disminución de la carga de nitrógeno total, logrando que las cargas sean inferiores a 50 mg/L en el afluente del tratamiento biológico y que los efluentes alcancen niveles cercanos a 1 mg/L.

Por otro lado, es importante mencionar que la PTAR de Quitumbe no cuenta con un pretratamiento que contribuya a la reducción de esta carga de nitrógeno. Antes de llegar al biorreactor, únicamente se dispone de un desarenador y un desengrasador. Debido a esta falta de pretratamiento, es posible que el contenido de nitrógeno en el flujo que ingresa al tratamiento biológico sea más elevado en comparación con las otras dos plantas mencionadas.

Según Yu (2012) las bacterias nitrificantes son organismos autótrofos aerobios que presentan una baja tasa de reproducción y un ciclo de generación prolongado. Para aumentar la capacidad de nitrificación biológica y mejorar la eficiencia de eliminación de nitrógeno, es fundamental contar con un tiempo de retención celular superior a 25 días. Cuando el tiempo de retención celular es insuficiente, una parte de la proliferación de las bacterias nitrificantes no se completa y se arrastra con el agua, dando lugar a una reacción de nitrificación incompleta. Estos factores explican por qué en la presente investigación los resultados de nitrógeno total y nitrógeno orgánico muestran una variación poco significativa entre el afluente (AF) y los efluentes (EA) y (EB).

Así mismo, se evidencia que entre el 90 y 98% del nitrógeno total presente en el tratamiento biológico corresponde a la fracción de nitrógeno orgánico ($S_{\text{Orgánico}}$), lo cual coincide con los hallazgos de Sattayatewa et al., (2009), quienes destacaron que la fracción orgánica puede representar hasta el 80% del nitrógeno total. Por otro lado, Czerwionka & Makinia (2014) mencionan que las concentraciones de nitrógeno de amoníaco ($S_{\text{N-NH}_3}$) en el

efluente pueden variar entre 0,5 y 3 mg/L, lo cual cumple con los valores encontrados en la Tabla 11 de los efluentes A y B que presentan una concentración de 1 mg/L. Esto se debe a las reacciones oxidantes que tienen lugar en el proceso de lodos activados, las cuales remueven la mayor parte del nitrógeno presente en forma de nitrógeno amoniacal.

Los datos obtenidos en la Tabla 11, evidenciaron la presencia de compuestos nitrificantes, lo cual se manifiesta en la significativa eliminación de nitrógeno amoniacal. Según lo dicho por Vásquez et al., (2010) otro indicador de nitrificación en el sistema de lodos activados es el aumento en la concentración de nitratos en el efluente del tratamiento biológico, lo cual se favorece por la presencia de OD proveniente de los dosificadores de oxígeno del biorreactor y el intercambio de oxígeno atmosférico. Esto se refleja en los resultados de nitrógeno de nitratos (S_{NO_3}) en el afluente (AF) con valores que oscilan entre 0,3- 1,5 mg/L, mientras que en efluente A (EA) y efluente B (EB) se observa un aumento en el rango de 0,9 a 2,4 mg/L; con lo cual se estaría cumpliendo la nitrificación parcialmente. De igual forma, se debe acotar que si esta concentración disminuye, podría indicar la presencia de zonas anóxicas y bajas concentraciones de oxígeno disuelto como lo menciona Romero (2004).

Finalmente, cabe aclarar que, como lo menciona Henze et al., (1995) la función central de los biorreactores es la eliminación de la materia carbonácea. Si se desea una eliminación adicional de nitrógeno, se recomienda utilizar unidades adicionales para la nitrificación. Sin embargo, en el estudio realizado en la PTAR Quitumbe se logró porcentajes considerables de remoción de nitrógeno amoniacal, mas no de nitrógeno total, lo que demuestra que la nitrificación no se realizó de forma completa.

4.5 Porcentaje de remoción de DQO y material nitrogenado

Tabla 12

Porcentaje de remoción de DQO y nitrógeno amoniacal, en el efluente de la unidad A y B del tratamiento biológico

Puntos	DQO Total	% de Remoción		
		DQO _{fb}	N. Amoniacal	N. Total
EA	80,46	95,42	91,74	13,76
EB	82,59	95,77	94,80	14,02

Nota. La tabla muestra los porcentajes de eliminación obtenidos para la DQO total, la DQO fácilmente biodegradable, el nitrógeno amoniacal y el nitrógeno total a partir de las muestras tomadas en el efluente de las unidades A y B del sistema de tratamiento biológico.

Se obtuvo tasas de eliminación de DQO total del 80,46% y 82,59% en el efluente de las unidades A y B, respectivamente. Además, se obtuvo un destacado índice de remoción de DQO fácilmente biodegradable del 95% en ambas unidades.

Estos resultados son significativos y demuestran la efectividad del sistema de tratamiento implementado en las unidades A y B. La remoción de DQO total en el efluente indica una reducción considerable de la carga orgánica presente en el agua residual, lo cual es crucial para proteger el medio ambiente y garantizar la calidad del agua tratada.

Asimismo, el alto porcentaje de remoción de DQO total fácilmente biodegradable refleja la capacidad del sistema para degradar eficientemente los compuestos orgánicos más susceptibles a la biodegradación.

Por otro lado, se encontró porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal en el efluente tratado del 91,74% para la unidad A y del 94,80% para la unidad B.

Las líneas de tratamiento ubicadas en paralelo del biorreactor presentan eficiencias de remoción similares. En particular, se ha observado en la Tabla 12, que los porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal alcanzan valores superiores al 91%. Estos resultados se respaldan con un estudio realizado por Luo et al., (2020) donde se encontraron eficiencias de remoción cercanas al 91% para el nitrógeno amoniacal en un biorreactor del tipo zanjón de oxidación. Según Shammas & Wang (2009) el desempeño promedio indica que las zanjas de oxidación logran una remoción de DBO, sólidos en suspensión y nitrógeno amoniacal superior al 90%; esto refleja un comportamiento normal en términos de remoción de nitrógeno amoniacal para el biorreactor de la PTAR Quitumbe. En relación a las variaciones de eficiencia en los efluentes del biorreactor, esto puede verse influenciado por diversos factores operativos, acorde a Romero (2004) una distribución desigual de la carga, variación en las características del efluente de entrada y en general condiciones operativas podrían llevar a fluctuaciones en la eficiencia de biorreactor.

Además, se observó que el comportamiento del biorreactor en relación a los porcentajes de remoción de DQO total son relativamente bajos, con valores que no superan el 83%. En estudios llevados a cabo por Al-Wardy et al., (2021) se encontró que si las características del licor de mezcla han sufrido cambios sustanciales en sus propiedades, desde la puesta en marcha de la planta, los biorreactores de tipo carrusel o zanjones de oxidación reducen su eficiencia al 85%. Esto indicaría, que el agua caracterizada para efectos de diseño de la planta presenta cambios en composición. Según Romero (2004) los zanjones de oxidación adecuadamente diseñados y operados, deberían proveer remociones promedio de DQO total mayores al 85% con aguas residuales domésticas. Un índice menor en remoción de DQO del biorreactor de la PTAR Quitumbe puede estar asociado a que la planta no tiene la capacidad adecuada para tratar la carga de aguas residuales que recibe actualmente. Otra

razón podría ser si se producen sobrecargas repentinas producto de condiciones climáticas extremas o eventos imprevistos, esto es sustentado por LOTTI (2007) donde expresa que: variaciones altas (especialmente incrementos) conducen a una reducción en la eficiencia del proceso para tratamientos biológicos.

En contraste, si se compara con el DQO de fácil biodegradación el porcentaje se ve incrementado. Varios estudios respaldan la importancia de lograr altas tasas de remoción de DQO fácilmente biodegradable en los procesos de tratamiento de aguas residuales. Por ejemplo Aygun et al., (2008) encontraron una remoción del 90% de la DQO fácilmente biodegradable en un biorreactor de tipo zanjón de oxidación, lo que demuestra la capacidad del sistema para tratar eficazmente esta fracción de contaminantes.

Además, otros investigadores han informado resultados similares en términos de remoción de DQO fácilmente biodegradable. Por ejemplo, Guven et al., (2019) obtuvieron un porcentaje de remoción del 94% en un sistema de lodos activados en un tratamiento de aguas residuales domésticas. Estos resultados respaldan la eficacia y la viabilidad de los sistemas de tratamiento biológico de la PTAR Quitumbe para abordar la fracción fácilmente biodegradable de la DQO.

Por último, al analizar el porcentaje de remoción de nitrógeno total se destaca que los microorganismos no se encuentran adaptados para realizar procesos de nitrificación. Según la EPA (2000) en zanjones de oxidación se alcanzan porcentajes de remoción de nitrógeno total del 90%, con lodos viejos. Esta afirmación sustenta los resultados obtenidos en el presente estudio.

4.6 Relación entre las especies de nitrógeno en función del pH, conductividad y OD

Tabla 13

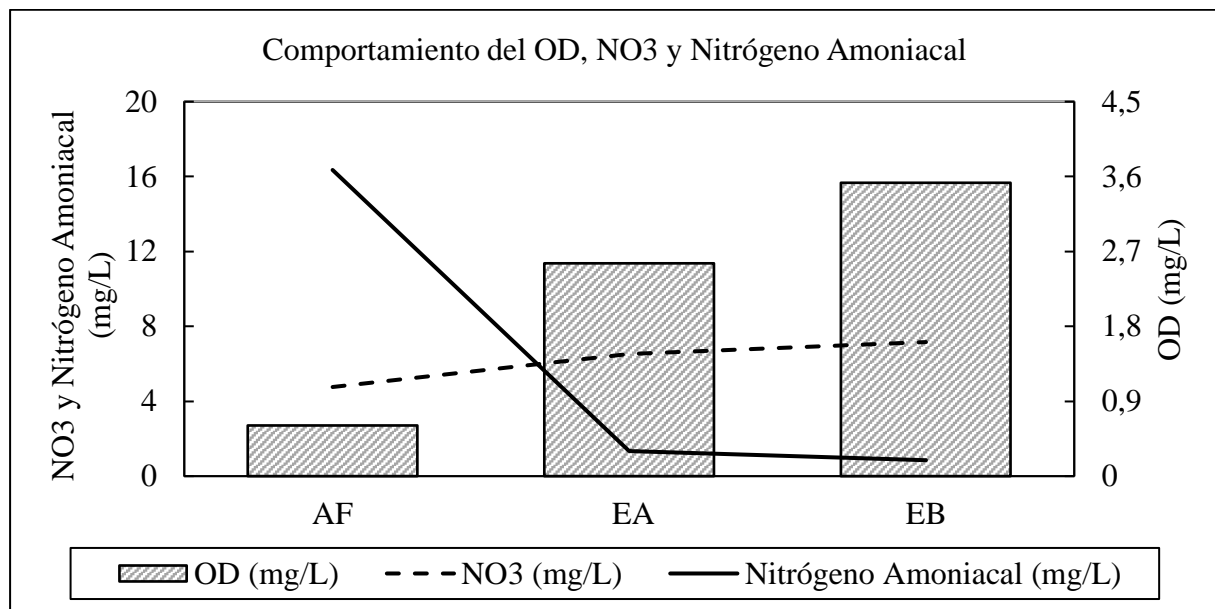
Relación entre los valores promedio de las especies de nitrógeno y oxígeno disuelto en el afluente y efluente A

Puntos	OD (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	Nitrógeno Amoniacal (mg/L)
AF	0,61	4,76	16,35
EA	2,56	6,52	1,35
EB	3,52	7,16	0,85

Nota. La tabla muestra los valores promedio obtenidos durante el estudio para el oxígeno disuelto, los nitratos y el nitrógeno amoniacal.

Figura 13

Comportamiento de las especies de nitrógeno y el oxígeno disuelto



Nota. El diagrama representa de manera esquemática la evolución del oxígeno disuelto y las especies de nitrógeno durante los muestreos.

Se encontró en los efluentes del biorreactor valores de oxígeno disuelto superiores a 2 mg/L. Según LOTTI, (2017) en la fase biológica es esencial garantizar un nivel de oxígeno disuelto que se encuentre en el rango de 1 a 5 mg/L, con un valor óptimo entre 2 y 3 mg/L. Esto es crucial para proporcionar la cantidad óptima de oxidante necesario para el desarrollo de las reacciones bioquímicas involucradas en el proceso de demolición de las sustancias orgánicas contaminantes. Esta afirmación está respaldada por Romero, (2004) quien indica que, en términos generales, todo proceso aerobio requiere una concentración de oxígeno disuelto (OD) mayor a 0,5 mg/L. Por lo tanto, el comportamiento del biorreactor de la PTAR Quitumbe muestra una adecuada oxigenación del sistema y condiciones favorables para la actividad microbiana.

Por otro lado, se encontró en el efluente A y B un claro aumento en la concentración de nitratos con valores de 6,52 mg/L y 7,16 respectivamente. Según Mandt & Bell, (1982) la presencia de nitratos en el efluente de un reactor biológico tipo carrusel es un indicador de que los microorganismos han llevado a cabo eficientemente la conversión de amonio en nitrito y posteriormente en nitrato, a través del proceso de nitrificación. De igual forma, Romero, (2004) señala que un predominio de nitratos en el efluente indica que el residuo se ha estabilizado con respecto a su demanda de oxígeno. Sin embargo, es relevante destacar que en el sistema biológico de la PTAR Quitumbe, no se observa un proceso de nitrificación completo.

Resulta trascendental aclarar que, el proceso de nitrificación incompleto en el tratamiento secundario, como se muestra en la Tabla 11, puede promover la eutrofización en el clarificador. Sin embargo, se debe tener en cuenta que incluso si la concentración de nitrógeno total fuera menor, podrían desarrollarse microalgas dentro del clarificador secundario. Esto de acuerdo con CNA (2007) el cual indica que ciertos tipos de especies

fototróficas tienen la capacidad de utilizar el nitrógeno atmosférico y fijarlo para su crecimiento celular cuando hay presencia de fósforo. Por esta razón, es esencial controlar tanto el fósforo como el nitrógeno que sale del tratamiento secundario.

En un estudio realizado por Ruiz et al., (2003) observaron que en un biorreactor tipo zanjón de oxidación con una concentración de oxígeno disuelto de 1,7 mg/L, se produjo un incremento temporal de nitratos en el efluente, al tiempo que se registró una disminución de nitrógeno amoniacal con un porcentaje de remoción del 91%. Este hallazgo contrasta con las investigaciones llevadas a cabo por Bae et al., (2002) donde evidenciaron que, en la sección aeróbica del biorreactor, el nitrógeno amoniacal se convirtió en nitrito debido a la alta concentración de OD (2,5 mg/L) y la presencia de un gran número de nitrosomas, lo cual resultó en una reducción en la concentración de nitrógeno amoniacal del 95% en el efluente y un aumento en los niveles de nitratos. En ambas investigaciones se concluyó que las condiciones operativas óptimas para que se dé exitosamente la nitrificación es recomendable mantener una concentración de OD en el rango de 1,0 a 1,5 mg/L. Por lo tanto, los resultados no solo destacan que el comportamiento del biorreactor estudiado muestra características similares a su modelo, con una remoción eficiente del nitrógeno amoniacal y un aumento temporal de los nitratos en presencia de una dosificación de oxígeno específica, sino que también se puede asignar rangos de operación distintos bajo los que trabaja la planta actualmente.

Tabla 14

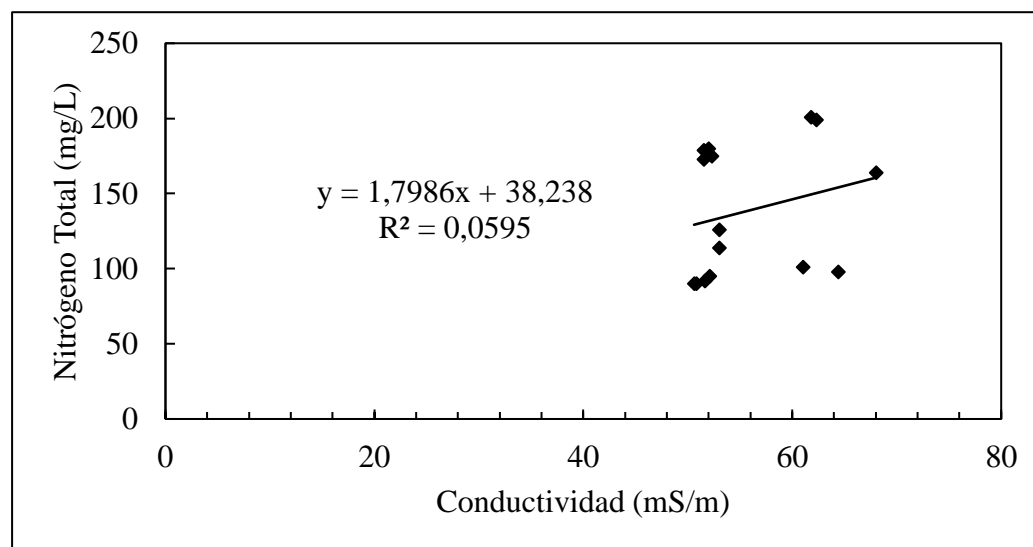
Correlación entre la conductividad y el nitrógeno total

Conductividad (mS/m)	Nitrógeno Total (mg/L)
64,4	98,0
50,8	90,0
50,6	90,0
61,0	101,0
52,1	95,0
51,6	92,0
68,0	164,0
53,0	114,0
53,0	126,0
62,3	199,0
51,5	179,0
51,5	173,0
61,8	201,0
52,0	180,0
52,3	175,0

Nota. La tabla muestra las mediciones realizadas durante la investigación para la conductividad y el nitrógeno total.

Figura 14

Correlación entre la conductividad y el nitrógeno total



Nota. La figura ilustra la correlación entre el nitrógeno total y la conductividad.

El resultado refleja que la relación entre la conductividad y el nitrógeno total del agua residual que ingresa al tratamiento biológico de la PTAR Quitumbe no es directa. Se determinó un coeficiente de determinación de 0,0595 entre la conductividad y el nitrógeno total, lo cual indica que aproximadamente el 5,95% de la variabilidad en el nitrógeno total puede ser explicada por la conductividad. En este caso, la baja cifra de 0,0595 indica que la conductividad tiene una influencia mínima en la variabilidad observada en el nitrógeno total. Según lo señalado por Mara, (2013) en el caso de los biorreactores de tipo zanjón de oxidación, se considera deseable que la conductividad en el efluente se mantenga por debajo de los 75 mS/m. De acuerdo con los resultados que se encontró en la PTAR Quitumbe, se puede destacar que el comportamiento de su biorreactor es normal en términos de conductividad.

Por otra parte en un estudio realizado por Levlin, (2010) en donde se analizó un biorreactor de tipo carrusel con volumen de 6000 m³, se concluyó que la conductividad puede influir en la disponibilidad y movilidad de los iones de nitrógeno en el agua residual, pero no es un indicador directo de la cantidad de nitrógeno total. Así mismo, según en base al estudio de parámetros para un biorreactor de tipo zanjón de oxidación, Liu et al., (2010) concluyeron que la conductividad puede estar relacionada indirectamente con la presencia de sales y otros iones en el agua, que a su vez pueden afectar la disponibilidad de nutrientes, como el nitrógeno, para microorganismos acuáticos. Finalmente, es importante tener presente, tal como menciona Romero (2004) que la relación entre la conductividad y el nitrógeno total puede experimentar cambios por diversos factores adicionales, como la composición química del agua, las fuentes de contaminación y las condiciones ambientales. En consecuencia, para comprender mejor la relación entre el nitrógeno total y otros parámetros in-situ, será necesario llevar a cabo análisis específicos en el futuro.

Tabla 15

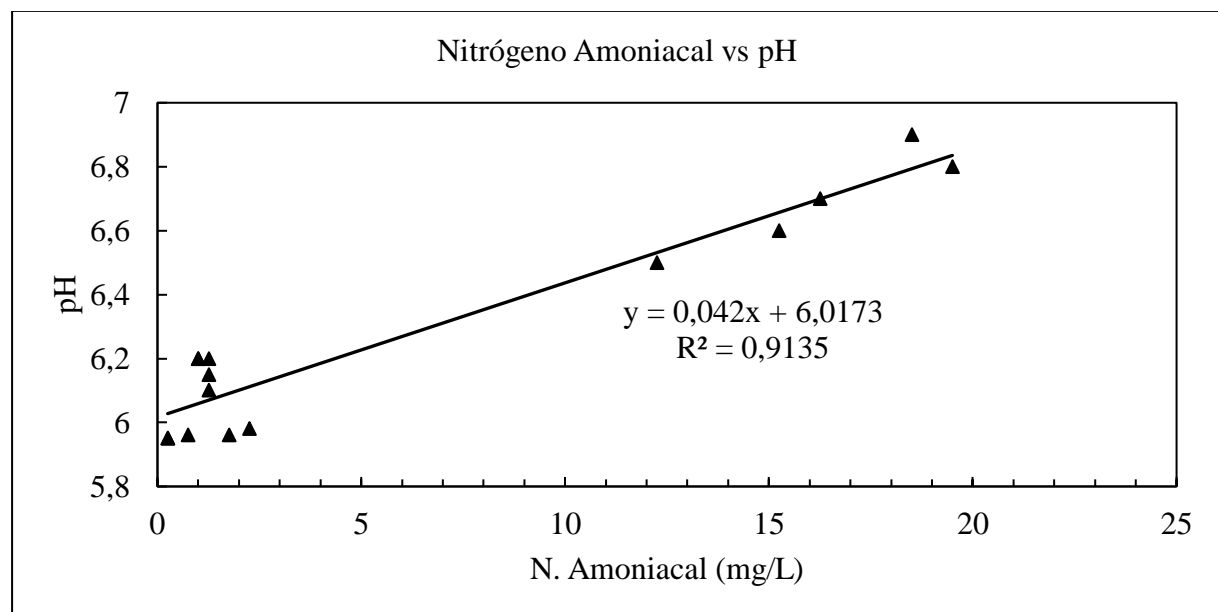
Correlación entre el Nitrógeno amoniacal y pH

Nitrógeno amoniacal (mg/L)	pH
18,50	6,90
1,25	6,10
1,25	6,20
19,50	6,80
2,25	5,98
1,00	6,20
15,25	6,60
1,75	5,96
1,00	6,20
12,25	6,50
1,25	6,15
0,25	5,95
16,25	6,70
0,25	5,95
0,75	5,96

Nota. La tabla presenta las mediciones de nitrógeno amoniacal y pH.

Figura 15

Contraste entre el nitrógeno amoniacal y el pH



Nota. La figura muestra la correlación entre el nitrógeno amoniacal y el pH.

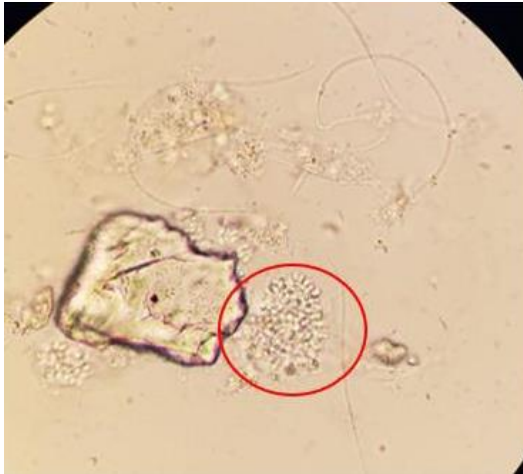
Se encontró un coeficiente de determinación de 0,9135 entre el nitrógeno amoniacal y el pH, lo que significa que los cambios en el pH pueden tener un impacto considerable en los niveles de nitrógeno amoniacal. Un coeficiente de determinación de 0,9135 indica que aproximadamente el 91,35% de la variabilidad en el contenido de nitrógeno amoniacal puede explicarse por las fluctuaciones en el pH. En este contexto, según Romero (2004) si el medio en el biorreactor es ácido el nitrógeno amoniacal se hace amonio, mientras que medios básicos permiten la formación de amoniaco. Esto es respaldado por Sedlak (1991) quien señala que en procesos biológicos, un pH en el rango de 6,5 a 7,5 favorece a que el nitrógeno amoniacal se transforme en ion amonio. Con lo cual se sustenta la relación existente entre el nitrógeno amoniacal y el pH con el presente estudio.

Los resultados obtenidos son consistentes con los hallazgos reportados por Ruiz et al., (2003) según este estudio, observaron que en el rango ácido de pH 7,85 a 6,45 no se detectó ningún efecto significativo sobre el proceso de nitrificación en sistemas aerobios. Sin embargo, un pH fue inferior a 6,35, produjo una inhibición completa de la nitrificación y se vio afectada la eficiencia del biorreactor tipo carrusel. Estos hallazgos respaldan la importancia crítica de mantener un pH adecuado en el proceso de tratamiento, especialmente para evitar la inhibición de la nitrificación. Asimismo, debido a los rangos operativos relativamente ácidos de pH, se puede observar una afectación en el rendimiento del biorreactor en términos de remoción de nutrientes. Esto se debe a que el proceso de nitrificación puede verse ralentizado y el crecimiento de bacterias nitrificantes puede disminuir. Este hallazgo está respaldado por el estudio realizado por Yu (2012) donde se encontró que un pH de operación por debajo de 6 afectó significativamente el crecimiento de las bacterias nitrificantes. Además, se determinó que las bacterias nitrificantes prefieren un

pH cercano a 8, ya que esto puede establecer la tasa máxima de crecimiento en el proceso de nitrificación.

Figura 16

Presencia de hongos en el agua residual



Nota. La figura muestra la presencia de hongos en una muestra de agua residual del biorreactor, observada a través de un microscopio.

Figura 17

Cultivo de Hongos de Muestra de Agua Residual



Nota. La fotografía muestra el hongo después de haber sido cultivado.

Figura 18

Presencia de Espuma Sobrenadante en el Biorreactor



Nota. La figura ilustra la presencia de una capa de espuma en el agua residual sometida a tratamiento biológico.

Por último, el presente estudio revela rangos de pH ligeramente ácidos que oscilan entre 5,95 y 6,9. Así mismo, se determinaron 5 valores de pH menores a 6. Según el análisis microbiológico realizado en el biorreactor de la PTAR Quitumbe, se detectó la presencia de hongos como lo indica la Figura 17. Esto concuerda con lo descrito por LOTTI (2017) que especifica que “en un rango de pH entre 4,5 y 6,0, los hongos compiten con las bacterias y predominan sobre ellas, y dan origen a un lodo que presenta numerosos filamentos y flóculos que ocasionalmente se hinchan (*bulking*)”. Así mismo, según Romero (2004) condiciones como un bajo pH, podrían favorecer al crecimiento de hongos filamentosos. No obstante, de acuerdo con la experiencia operativa del personal de la planta, el hinchamiento de lodos es un evento controlado y poco común.

4.7 Edad del lodo

Tabla 16

Parámetros obtenidos en el sistema de lodos activados

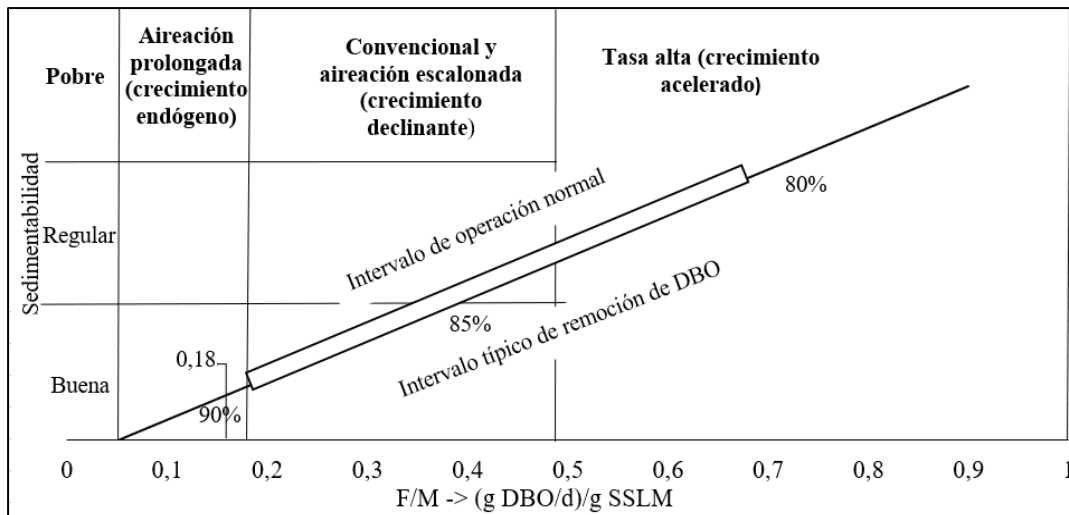
Parámetros	Siglas	Valor	Unidades
Tiempo de retención hidráulico	θ	0,83	d
DBO ₅	So	455	mg/L
Sólidos suspendidos del licor de mezcla	MLSS	3700	mg/L
Volumen tanque aireación	V	12160	m ³
Caudal de purga lodos	Qr	350	m ³ /d
S. S. Totales en el sedimentador	SST sed	6550	mg/L
S. S. Volátiles del licor de mezcla	MLVSS	3100	mg/L
Tiempo de retención celular	θ_c	20	d
Factor alimento / Microorganismo	F/M	0,18	kg _{DBO5} /kg _{MLVSS} *d

Nota. Se realizó el cálculo de la edad del lodo y la relación F/M con parámetros establecidos

en la PTAR y otros con análisis de laboratorio

Figura 19

Sedimentabilidad del lodo en función de F/M



Nota. La figura presenta como a medida que el F/M crece la sedimentabilidad del lodo baja y por ende la remoción de DBO disminuye. Adaptado de *Tratamiento de Aguas Residuales*, (p.476), por Romero, (2004), Escuela Colombiana de Ingeniería.

A pesar que se realizó el cálculo de la edad del lodo mediante la suma del volumen de las dos unidades, el resultado no tiene impacto en la relación F/M presentado en la Tabla 16, ya que el volumen del tanque de aireación no se considera en su fórmula. En cuanto a la relación F/M, se obtuvo un valor de $0,18 \text{ kg}_{\text{DBO5}}/\text{kg}_{\text{MLVSS}}*\text{d}$, lo cual concuerda con las observaciones de Romero (2004) quien menciona que en zanjonés de oxidación dicha relación oscila entre 0,05 y 0,3 y por ende existe un 90% de remoción de DBO lo que respalda los resultados obtenidos en cuando a la remoción del DQO fácilmente biodegradable de la presente investigación. Esto significa una alta remoción de DBO en sistemas con aireación extendida, donde se registra una alta concentración de sólidos suspendidos en el licor mezcla y una baja relación F/M. En estas condiciones, los microorganismos operan en fase endógena de crecimiento y utilizan sus reservas alimenticias con una actividad mínima. No obstante, según Metcalf & Eddy, (1995) la relación F/M puede variar entre 0,05 y 0,015, lo que implica una variabilidad de ± 2 en los resultados del presente estudio.

Según estudios llevados a cabo por Van Veen, (1973) y Eikelboom, (1975), se han realizado intentos para aislar organismos filamentosos presentes en zanjas de oxidación. Estos estudios también han señalado que estas zanjas son sistemas de lodos activados con una carga muy baja, lo que implica una baja relación F/M.

Bajo este contexto, según Ghangrekar, (2022) los reactores biológicos generalmente operan en una fase de crecimiento decreciente o endógeno, con una relación F/M suficiente para mantener constante la masa de microorganismos, lo cual coincide con los resultados obtenidos en la investigación. Además, se ha observado que el lodo producido durante la fase de descomposición endógena presenta mejores características de asentamiento, sedimentación y estabilidad.

La relación F/M representa el factor principal que controla la eliminación de DBO, dado que la oxidación de la materia orgánica es catalizada por los microorganismos, lo cual se alinea con los resultados obtenidos en la Tabla 16. Según Lovett et al., (1984) una relación F/M baja junto con un contenido adecuado de oxígeno disuelto (0,2 - 0,4 mg/L) favorece una mayor eficiencia en la eliminación de DQO (96 %) y nitrógeno amoniacal (96 %), lo cual respalda los resultados obtenidos en términos de remoción como se detalla en la Tabla 12.

La mayoría de los autores coinciden en que, por lo general, se establece un período de 20 a 30 días para la edad del lodo. Por lo contrario, en la presente investigación se identificó una edad de lodo de 20 días, lo cual contrasta con la observación de Ghangrekar, (2022) el cual enfatiza en la necesidad de un tiempo de residencia celular prolongado para mantener la fase de crecimiento endógeno de los microorganismos. En definitiva, es importante realizar un monitoreo continuo de este parámetro, ya que, si su valor alcanza niveles excesivamente altos, podría resultar en flóculos compuestos principalmente por un residuo mineralizado derivado de la respiración endógena, lo que limitaría su capacidad de floculación. Por otro lado, si el valor es muy bajo, existe una tendencia a la dispersión de las bacterias en el entorno del floculante en crecimiento. Se sugiere establecer un rango de operación para mantener un tiempo de retención celular óptimo mediante el aumento del caudal de purga a 10 m³/h, lo cual contribuirá significativamente a mejorar la calidad del efluente al promover una mayor eliminación de contaminante.

La edad del lodo determinada en el presente estudio tiene un impacto significativo en la capacidad de consumo de nitrógeno total y orgánico por parte de los microorganismos, como se muestra en la Tabla 11. De acuerdo con Yu (2012) este efecto se debe al ciclo de crecimiento más prolongado de las bacterias nitrobacter en comparación con las nitrosomonas. Las nitrobacter tienen un ciclo de crecimiento más lento y un tiempo de

retención celular corto, lo que las hace más susceptibles a ser arrastradas con el agua. Como consecuencia, se produce una interrupción e incluso inhibición del proceso de nitrificación

En consecuencia, un lodo joven no favorece la reacción de nitrificación, y es fundamental encontrar un equilibrio en el tiempo de retención celular. De esta manera, según Rong-sen (2006) se maximiza la eficiencia de nitrificación y se garantiza una eliminación adecuada no solo del nitrógeno amoniacal y sus derivados, sino también del nitrógeno orgánico en el tratamiento biológico. Lograr una sincronización adecuada de los tiempos de retención celular es esencial para mejorar el proceso y asegurar que los organismos nitrificantes cumplan eficazmente con su función. Esto es crucial para un tratamiento efectivo de aguas residuales.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 CONCLUSIONES

- Se obtuvieron porcentajes de la fracción de DQO fácilmente biodegradable (S_s) del 23% en el efluente A y del 24% en el efluente B. Para la fracción lentamente biodegradable (X_s), se obtuvieron porcentajes del 33% en EA y del 35% en EB. En cuanto a la fracción soluble no biodegradable (S_i), se obtuvo un 16% para el efluente A (EA) y un 29% para el efluente B (EB). Por último, para la fracción particulada no biodegradable (X_i), se obtuvieron porcentajes del 27% en EA y del 21% en EB. Los resultados indican que la DQO fácilmente biodegradable es una fracción relativamente pequeña del contenido total de DQO de las aguas residuales. Por lo tanto, los sistemas de tratamiento biológico de la PTAR Quitumbe, no están controlados por el agotamiento de los compuestos orgánicos fácilmente biodegradables, sino por la hidrólisis de los compuestos orgánicos lentamente biodegradables, un proceso mucho más lento en comparación con el crecimiento heterótrofo.
- El sistema de muestreo se implementó los días viernes a lo largo del mes de marzo, con un total de 5 muestreos, y se programó en el horario de las 12 p.m. Esta selección se basó en la identificación de una fluctuación significativa en los niveles de oxígeno disuelto (OD) debido al pico de consumo observado en esa hora. Asimismo, se tomaron en cuenta la experiencia operativa y la literatura científica relevante para respaldar esta decisión.
- Se determinó que el índice promedio de remoción de DQO biodegradable fue del 95,42% en el efluente A (EA) y del 95,77% en el efluente B (EB). Estos resultados demuestran la capacidad efectiva del tratamiento biológico en la PTAR Quitumbe para eliminar la carga orgánica presente en las aguas residuales. Además, se observó un

porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal del 91,74% para el efluente A (EA) y del 94,80% para el efluente B (EB), lo cual es un indicio del proceso de nitrificación. A pesar de ello, el proceso mencionado no se completó en su totalidad, ya que el tiempo de retención celular resultó ser inferior al requerido en biorreactores del tipo carrusel. No obstante, los resultados generales confirman un rendimiento aceptable del proceso de tratamiento implementado en la planta y respaldan su capacidad para reducir de manera significativa la carga contaminante y mejorar la calidad del agua tratada.

- Se encontró que existe una relación directa entre las especies de nitrógeno (nitratos y nitrógeno amoniacal) y los parámetros in situ (oxígeno disuelto y pH). Sin embargo, no se halló una relación directa con la conductividad. Estos hallazgos indican que el biorreactor de acuerdo al modelo bajo el cual fue diseñado, muestra un comportamiento consistente y predecible.
- Se encontró una relación F/M de 0,18 $\text{kg}_{\text{DBO5}}/\text{kg}_{\text{MLVSS}}*\text{d}$, lo cual indica una remoción de casi el 90% de DBO y nitrógeno amoniacal en sistemas con aireación extendida. Bajo estas condiciones, los microorganismos operan en una fase endógena de crecimiento, utilizando sus reservas alimenticias con una actividad mínima, lo cual es favorable para que el lodo producido durante la descomposición endógena presente características de asentamiento y sedimentabilidad superiores.
- Se determinó una edad del lodo de 20 días, lo que indica que es un lodo relativamente joven. Debido a este factor, se puede inferir que el proceso de nitrificación aún no se encontraba completamente desarrollado en el momento de la investigación. Esto a su vez, puede derivar en una reducción de la eficiencia global del proceso.

5.2 RECOMENDACIONES

- Se recomienda realizar una investigación más exhaustiva sobre el fraccionamiento de DQO mediante la utilización de otros métodos de medición.
- Es recomendable implementar medidas para asegurar los sistemas de control de la planta y así garantizar un funcionamiento óptimo del biorreactor.
- Se recomienda realizar una investigación que incluya a todo el tren de tratamiento de la PTAR Quitumbe, en términos de fraccionamiento de DQO y material nitrogenado.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Agbewornu, K. C. D., Adyel, T. M., & Zhai, J. (2021). Optimizing nitrogen removal in a hybrid oxidation ditch. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105443.
- Al-Wardy, A. H., Al-Saadi, R. J. M., & Alqzweeni, S. S. (2021). Performance Evaluation of Al-Muamirah Wastewater Treatment Plant. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 877(1), 012027.
- Aygun, A., Nas, B., & Berkay, A. (2008). Influence of high organic loading rates on COD removal and sludge production in moving bed biofilm reactor. *Environmental Engineering Science*, 25(9), 1311-1316.
- Babbitt, H. E., & Baumann, E. R. (1967). *Sewerage and sewage treatment*.
- Bae, W., Baek, S. C., Chung, J. W., & Lee, Y. W. (2002). Nitrite accumulation in batch reactor under various operational conditions. *Biodegradation*, 12, 359-366.
- Carmona, J. F. M. (s. f.). *ANÁLISIS DE LAS FRACCIONES DE DQO EN LAS AGUAS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (PTAR)*.
- CNA, C. (2007). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. *Tlalpan, México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*.
- Czerwionka, K., & Makinia, J. (2014). Dissolved and colloidal organic nitrogen removal from wastewater treatment plants effluents and reject waters using physical–chemical processes. *Water science and technology*, 70(3), 561-568.
- Dávila Abril, J. A., & Granda Perea, F. M. (2013). *Evaluación comparativa en una planta a escala piloto de lodos activados de aireación prolongada en el tratamiento de lixiviado de relleno sanitario municipal diluido con agua residual*.

- Eikelboom, D. H. (1975). Filamentous organisms observed in activated sludge. *Water research*, 9(4), 365-388.
- EPA, U. (2000). *Wastewater Technology Fact Sheet: Oxidation Ditches* [PhD Thesis]. US EPA, Washington, DC, USA.
- Escorza Troya, J. F. (s. f.). *Los programas de recuperación y restauración de quebradas en áreas urbanizadas del Distrito Metropolitano de Quito* [Master's Thesis]. Quito, Ecuador: Flacso Ecuador.
- Espinoza, J. (2017). *CÁLCULOS BÁSICOS PARA OPERACIÓN PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (PTAR) DE LODOS ACTIVADOS (AEREACIÓN EXTENDIDA)*.
- Ghangrekar, M. M. (2022). *Wastewater to Water: Principles, Technologies and Engineering Design*. Springer Nature.
- Guyen, H., Ozgun, H., Ersahin, M. E., Dereli, R. K., Sinop, I., & Ozturk, I. (2019). High-rate activated sludge processes for municipal wastewater treatment: The effect of food waste addition and hydraulic limits of the system. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 1770-1780.
- Henze, M. (1992). Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Water Science and Technology*, 25(6), 1-15.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., & Marais, G. V. R. (1995). Wastewater and biomass characterization for the activated sludge model no. 2: Biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 31(2), 13-23.
- Levlin, E. (2010). Conductivity measurements for controlling municipal waste-water treatment. *Proceedings of a polish-Swedish-Ukrainian seminar*, 51-62.

- Liu, Y., Shi, H., Xia, L., Shi, H., Shen, T., Wang, Z., Wang, G., & Wang, Y. (2010). Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. *Bioresource technology*, *101*(3), 901-906.
- LOTTI. (2017). *Manual de Operación y Mantenimiento de la PTAR Quitumbe: Vol. XI*.
- Lovett, D. A., Travers, S. M., & Davey, K. R. (1984). Activated sludge treatment of abattoir wastewater—I: Influence of sludge age and feeding pattern. *Water research*, *18*(4), 429-434.
- Luo, Y., Yao, J., Wang, X., Zheng, M., Guo, D., & Chen, Y. (2020). Efficient municipal wastewater treatment by oxidation ditch process at low temperature: Bacterial community structure in activated sludge. *Science of The Total Environment*, *703*, 135031.
- Mandt, M. G., & Bell, B. A. (1982). Oxidation ditches in wastewater treatment. *Ann Arbor Science, Ann Arbor MI. 1982. 169*.
- Mara, D. (2013). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. Routledge.
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglus, G., & Burton, F. (1995). *Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización* (Vol. 1). McGraw-Hill.
- Myszograj, S., P\luciennik-Koropczuk, E., & Jakubaszek, A. (2017). COD fractions-methods of measurement and use in wastewater treatment technology. *Civil and Environmental Engineering Reports*, *24*(1), 195-206.
- NTE-INEN-2169-AGUA.-CALIDAD-DEL-AGUA.-MUESTREO.-MANEJO-Y-CONSERVACIÓN-DE-MUESTRAS.pdf. (s. f.). Recuperado 12 de marzo de 2023, de <https://www.trabajo.gob.ec/wp-content/uploads/2012/10/NTE-INEN-2169-AGUA.->

CALIDAD-DEL-AGUA.-MUESTREO.-MANEJO-Y-CONSERVACION-DE-MUESTRAS.pdf?x42051

- Orhon, D., Ateş, E., Sözen, S., & Çokgör, E. U. (1997). Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. *Environmental Pollution*, 95(2), 191-204.
- Orhon, D., & Çokgör, E. U. (1997). COD fractionation in wastewater characterization—The state of the art. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology*, 68(3), 283-293.
- Ramírez, J. S., Ribes, J., Ferrer, J., & García-Usach, M. F. (2017). Obtención de los principales parámetros del agua residual urbana empleados en los modelos matemáticos de fangos activados a partir de una caracterización analítica simple. *Ingeniería y Región*, 17, 33-48.
- Reutelshöfer, T., & Guzmán, L. (2015). Guía para la toma de muestras de agua residual. *CALIDAD DE AGUA*, 1, 1-38.
- Romero Rojas, J. A. (2004). Tratamiento de aguas residuales, teoría y principios de diseño. *Bogotá, CO, Escuela Colombiana de Ingenieros*.
- Rong-sen, D. (2006). *Oxidation ditch wastewater treatment theory and technology [M]*. Beijing: Chemical Industry Press.
- Ruiz, G., Jeison, D., & Chamy, R. (2003). Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water research*, 37(6), 1371-1377.
- Sadecka, Z., Myszograj, S., & Suchowska-Kisielewicz, M. (2011). Aspekty prawne przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych. *Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski*, 144 (24), 5-17.

- Sattayatewa, C., Pagilla, K., Pitt, P., Selock, K., & Bruton, T. (2009). Organic nitrogen transformations in a 4-stage Bardenpho nitrogen removal plant and bioavailability/biodegradability of effluent DON. *Water research*, 43(18), 4507-4516.
- Sayed, S., van der Zanden, J., Wijffels, R., & Lettinga, G. (1988). Anaerobic degradation of the various fractions of slaughterhouse wastewater. *Biological Wastes*, 23(2), 117-142. [https://doi.org/10.1016/0269-7483\(88\)90069-9](https://doi.org/10.1016/0269-7483(88)90069-9)
- Sedlak, R. I. (1991). *Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: Principles and practice*. CRC press.
- Shammas, N. K., & Wang, L. K. (2009). Oxidation ditch. *Biological treatment processes*, 513-538.
- Soto Agila, M. J. (2022). *Análisis del riesgo frente a inundaciones en la Administración Zonal Quitumbe perteneciente al Distrito Metropolitano de Quito en el periodo de enero a junio 2021* [B.S. thesis]. Quito: UCE.
- Sun, Y., Chen, Z., Wu, G., Wu, Q., Zhang, F., Niu, Z., & Hu, H.-Y. (2016). Characteristics of water quality of municipal wastewater treatment plants in China: Implications for resources utilization and management. *Journal of Cleaner Production*, 131, 1-9.
- Torrescano, K. L. (2009). Parámetros de operación en el proceso de tratamiento de agua residual por lodos activados. *Aquaforum*, 52, 14-19.
- Van Veen, W. L. (1973). Bacteriology of activated sludge, in particular the filamentous bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek*, 39, 189-205.
- Vásquez, N. S., Rodríguez, J. A., & Torres, P. (2010). Comportamiento del nitrógeno en un sistema de lodos activados en la modalidad de estabilización por contacto en el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Afinidad*, 67(548).

- Westgate, P. J., & Park, C. (2010). Evaluation of proteins and organic nitrogen in wastewater treatment effluents. *Environmental science & technology*, 44(14), 5352-5357.
- Yu, L. (2012). Effect of SRT on nitrogen and phosphorus removal in modified carousel oxidation ditch process. *Advanced Materials Research*, 396, 1995-2001.

7. ANEXOS

Anexo 1

Monitoreo de parámetros in-situ



Nota. Fotografías de los equipos utilizados para tomar los parámetros in situ requeridos para la investigación

Anexo 2

Toma de muestras en la entrada y salida del biorreactor



Nota. Las imágenes visualizan el protocolo establecido y los equipos de protección requeridos para la toma de muestras en afluente y efluente del tratamiento biológico.

Anexo 3

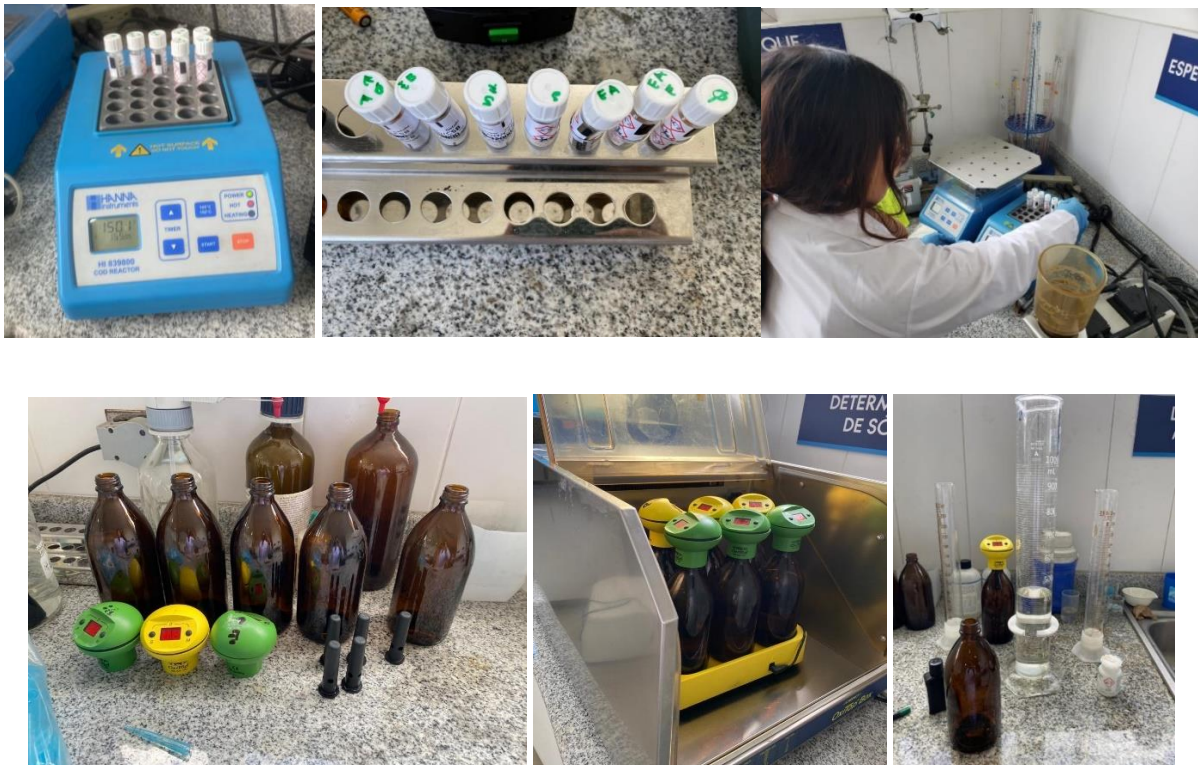
Material utilizado para el transporte y conservación de muestras



Nota. Las imágenes muestran los materiales como caja de poliuretano y envases adecuadas para el transporte y conservación de las muestras tomadas.

Anexo 4

Análisis químicos utilizados en el fraccionamiento de DQO



Nota. Las ilustraciones presentan los equipos y reactivos empleados para los análisis químicos correspondientes al DQO Y DBO₅

Anexo 5

Análisis químicos utilizados en el fraccionamiento del material nitrogenado



Nota. Se observa en las figuras los equipos, reactivos y material utilizado para los análisis químicos del material nitrogenado