



**UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE SANTIAGO DE GUAYAQUIL**

**FACULTA DE INGENIERÍA
CARRERA DE INGENIERÍA CIVIL**

TEMA:

**Comparación de la generación de lodos en las plantas de aguas servidas a
escala piloto entre aplicación del sulfato de aluminio y cloruro férrico.**

AUTOR:

Mendoza Briones, Carlos Rodolfo

Almaraz Loyola, Yolanda Isabel

**Trabajo de titulación previo a la obtención del título de
INGENIERO CIVIL**

TUTOR:

Glas Cevallos, Clara Catalina

Guayaquil, Ecuador

9 de febrero del 2024



UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE SANTIAGO DE GUAYAQUIL

FACULTA DE INGENIERÍA
CARRERA DE INGENIERÍA CIVIL

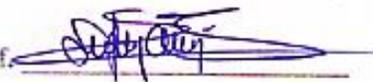
CERTIFICACIÓN

Certificamos que el presente trabajo de titulación fue realizado en su totalidad por **Almaraz Loyola, Yolanda Isabel y Mendoza Briones, Carlos Rodolfo**, como requerimiento para la obtención del título de **Ingeniero(a) Civil**.

TUTORA

f. 
Ing. Glas Cevallos, Clara/Catalina, MSc

DIRECTOR DE LA CARRERA

f. 
Ing. Alcivar Bastidas, Stefany Esther, MSc

Guayaquil, a los 9 del mes de febrero del año 2024



UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE SANTIAGO DE GUAYAQUIL

FACULTA DE INGENIERÍA
CARRERA DE INGENIERÍA CIVIL

DECLARACIÓN DE RESPONSABILIDAD

Nosotros, **Almaraz Loyola, Yolanda Isabel y Mendoza Briones, Carlos Rodolfo**

DECLARAMOS QUE:

El Trabajo de Titulación, **Comparación de la generación de lodos en las plantas de aguas servidas a escala piloto entre aplicación del sulfato de aluminio y cloruro férrico**, previo a la obtención del título de **Ingeniero Civil**, ha sido desarrollado respetando derechos intelectuales de terceros conforme las citas que constan en el documento, cuyas fuentes se incorporan en las referencias o bibliografías. Consecuentemente este trabajo es de mi total autoría.

En virtud de esta declaración, me responsabilizo del contenido, veracidad y alcance del Trabajo de Titulación referido.

Guayaquil, a los 9 del mes de febrero del año 2024

AUTORES:

f. _____

Almaraz Loyola, Yolanda Isabel

f. _____

Mendoza Briones, Carlos Rodolfo



UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE SANTIAGO DE GUAYAQUIL

FACULTA DE INGENIERÍA
CARRERA DE INGENIERÍA CIVIL

AUTORIZACIÓN

Nosotros, **Almaraz Loyola, Yolanda Isabel y Mendoza Briones, Carlos Rodolfo**

Autorizo a la Universidad Católica de Santiago de Guayaquil a la **publicación** en la biblioteca de la institución del Trabajo de Titulación, **Comparación de la generación de lodos en las plantas de aguas servidas a escala piloto entre aplicación del sulfato de aluminio y cloruro férrico**, cuyo contenido, ideas y criterios son de mi exclusiva responsabilidad y total autoría.

Guayaquil, a los 9 del mes de febrero del año 2024

EL AUTOR:

f. _____
Almaraz Loyola, Yolanda Isabel

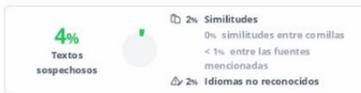
f. _____
Mendoza Briones, Carlos Rodolfo



UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE SANTIAGO DE GUAYAQUIL
FACULTAD DE INGENIERÍA
CARRERA INGENIERÍA CIVIL
REPORTE COMPILATIO



Trabajo de titulación - Carlos
Mendoza



Nombre del documento: Trabajo de titulación - Carlos Mendoza.pdf
ID del documento: 0233505da64e31797b24acfbcf609f94b8de563
Tamaño del documento original: 3.64 MB
Depositante: Clara Catalina Glas Cevallos
Fecha de depósito: 16/2/2024
Tipo de carga: Interface
fecha de fin de análisis: 16/2/2024
Número de palabras: 21.240
Número de caracteres: 151.085

Ubicación de las similitudes en el documento:



Fuentes principales detectadas

N°	Descripciones	Similitudes	Ubicaciones	Datos adicionales
1	repositorio.ucsg.edu.ec http://repositorio.ucsg.edu.ec/bitstream/3317/11234/3/T-UCSG-PRE-ING-IC-270.pdf.txt 11 fuentes similares	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (142 palabras)
2	repositorio.ucsg.edu.ec http://repositorio.ucsg.edu.ec/bitstream/3317/6344/3/T-U-UCSG-PRE-ESP-CIM-249.pdf.txt 11 fuentes similares	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (128 palabras)
3	repositorio.unsp.edu.pe http://repositorio.unsp.edu.pe/bitstream/20.500.12894/14897/1/tratamiento-de-aguas-residuales-urb... 11 fuentes similares	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (16 palabras)
4	www.alcaldiabogota.gov.co Resolución 1074 de 1997 Departamento Administrat... https://www.alcaldiabogota.gov.co/sijar/normas/Normala.jsp?l=974	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (16 palabras)
5	Documento de otro usuario #183967 El documento proviene de otro grupo 27 fuentes similares	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (12 palabras)

Fuentes con similitudes fortuitas

N°	Descripciones	Similitudes	Ubicaciones	Datos adicionales
1	Documento de otro usuario #51301a El documento proviene de otro grupo	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (10 palabras)
2	dspace.esPOCH.edu.ec https://dspace.esPOCH.edu.ec/bitstream/123456789/13089/3/96100547.pdf.txt	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (1 palabras)
3	repositorio.ug.edu.ec https://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/edag/35174/1/MOREIRA_ALCIVARJOHNNY.pdf	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (20 palabras)
4	repositorio.ucsg.edu.ec http://repositorio.ucsg.edu.ec/bitstream/3317/12609/1/T-UCSG-PRE-ING-IC-295.pdf	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (13 palabras)
5	info-entrenos.com Descubre el análisis físico-químico del agua: importancia y b... https://info-entrenos.com/descubre-el-analisis-fisico-quimico-del-agua-importancia-y-beneficios/...	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (15 palabras)

Fuentes mencionadas (sin similitudes detectadas) Estas fuentes han sido citadas en el documento sin encontrar similitudes.

- 1 https://flown.com.pe/generacion-de-lodos-en-las-ptar/
- 2 https://acuatecnica.com/tratamiento-primario-aguas-residuales/
- 3 https://sensorex.com/three-main
- 4 https://food.com.pl/en/ferric-chloride-in
- 5 https://www.wwdmag.com/wastewater-treatment/article/10938418/what-is

TUTORA

f.
Ing. Glas Cevallos, Clara Catalina, MSc

Agradecimiento

Agradezco a mis padres, por todos los valores que me han inculcado a lo largo de mi vida, por apoyarme en cada decisión tomada, y, sobre todo, por ser mi mayor inspiración. A mis abuelos y mis hermanos por todo el amor que siempre me han brindado, por siempre procurar en mi bienestar y creer en mí. a la Ing. Clara Glas, quien ha invertido su tiempo para guiarme en el desarrollo de este trabajo y a mi mejor amiga Yolanda por apoyarme día a día y confiar en mí para realizar este trabajo a su lado, ya que, sin ella, nada de esto sería posible.

Dedicatoria

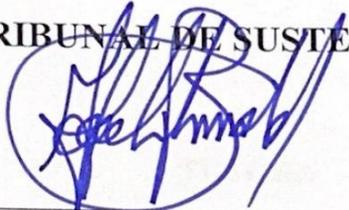
A mis queridos padres, su dedicación incansable, trabajo arduo y amor incondicional han sido el fundamento de mi vida.



**UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE SANTIAGO DE GUAYAQUIL
FACULTA DE INGENIERÍA
CARRERA DE INGENIERÍA CIVIL**

TRIBUNAL DE SUSTENTACIÓN

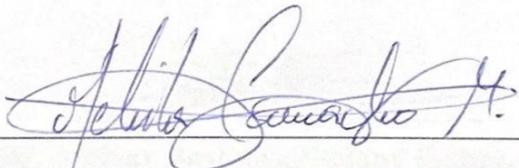
f.


Ph.D. Federico Von Buchwald de Janon
DECANO

f.


Ph.D. Nancy Varela Terreros
DOCENTE DE LA CARRERA

f.


Ing. Alexandra Camacho Monar, Ph.D.
OPONENTE

ÍNDICE

Resumen	xvi
Abstract	xvii
Introducción	2
Capítulo I – Marco Teórico	3
1.1 Aguas residuales domésticas.	3
1.2 Parámetros de calidad de agua	3
1.2.1 Parámetros físicos	3
1.2.2 Parámetros químicos	7
1.2.3 Parámetros microbiológicos	14
1.3 Tipos de contaminantes	15
1.4 Tratamiento de aguas residuales domesticas	17
1.4.1 Tratamiento preliminar	17
1.4.2 Tratamiento primarios	19
1.4.3 Tratamiento secundario	20
1.5 Coagulación/Floculación en el tratamiento de aguas residuales domesticas	24
1.5.1 Tipos de coagulantes/floculantes	24
1.6 Generación de lodos	27
1.7 Pruebas de laboratorio	28
Capítulo II – Metodología	30
2.1 Introducción	30

2.2 Selección de la muestra	30
2.3 Procedimiento de tratamiento	32
2.3.1 Tratamiento con sulfato de aluminio	32
2.3.2 Tratamiento con cloruro férrico	36
2.4 Evaluación de parámetros complementarios	41
2.5 Prueba Piloto	44
2.5.1 Prueba piloto con Sulfato de aluminio	46
2.5.2 Prueba piloto con cloruro férrico	48
Capítulo III – Análisis de Resultados	51
3.1 Introducción	51
3.2 Resultados del tratamiento con sulfato de aluminio	51
3.2.1 Prueba de jarras	52
3.2.2 Pruebas piloto con sulfato de aluminio	53
3.3 Resultados del tratamiento con cloruro férrico	56
3.3.1 Prueba de jarras	57
3.3.2 Pruebas piloto con cloruro férrico	59
3.4 Costos	62
3.4.1 Costo de adquisición de los coagulantes	62
3.4.2 Dosificación optima y eficiencia del tratamiento	64
3.5 Análisis comparativo	67
Conclusiones	70

Recomendaciones	72
Referencias.....	73
Anexos	75
Registros fotográficos	80

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Concentraciones máximas permisibles para verter a un cuerpo de agua o red de alcantarillado público. Resolución DAMA 1074 DE 1997. (Romero Rojas, 2013).....	17
Tabla 2 Comparación de los coagulantes. Elaborado por el autor.....	27
Tabla 3 Dosificaciones de sulfato de aluminio. Elaborado por el autor	32
Tabla 4 Dosificación de cloruro férrico. Elaborado por el Autor.	37
Tabla 5 Resultados obtenidos de la primera prueba con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor	52
Tabla 6 Resultados obtenidos de la segunda prueba con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.	52
Tabla 7 Resultados obtenidos de la tercera prueba con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.	52
Tabla 8 Resultados obtenidos de la cuarta prueba con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.	53
Tabla 9 Resultados de la primera prueba piloto con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.	53
Tabla 10 Resultados de la segunda prueba piloto con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.	54
Tabla 11 Resultados de la tercera prueba piloto con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.	54
Tabla 12 Resultados de DBO ₅ y DQO de las pruebas piloto con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.....	56
Tabla 13 Resultados de la primera prueba con cloruro férrico. Elaborado por el a Autor	57
Tabla 14 Resultados de la segunda prueba con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.	57

Tabla 15 Resultados de la tercera prueba con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.	58
Tabla 16 Resultados de la tercera prueba con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.	58
Tabla 17 Resultados de la primera prueba piloto con cloruro férrico. Elaborado por el Autor....	59
Tabla 18 Resultados de la segunda prueba piloto con cloruro férrico. Elaborado por el Autor. ..	59
Tabla 19 Resultados de la tercera prueba piloto con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.	59
Tabla 20 Resultados de DBO ₅ y DQO de la prueba piloto con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.	61
Tabla 21 Costos de adquisición del sulfato de aluminio y cloruro férrico. Elaborado por el Autor	63
Tabla 22 Dosificación óptima para las diferentes cantidades de agua. Elaborado por el Autor...	64
Tabla 23 Análisis comparativo entre el sulfato de aluminio y el cloruro férrico. Elaborado por el Autor.	67
Tabla 24 Concentración típica de aguas residuales domésticas.....	75
Tabla 25 Calculo de DBO ₅ para agua cruda, agua tratada con sulfato de aluminio y agua tratada con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.....	76

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1 Ubicación de la planta de tratamiento. (Google Earth, 2023)	31
Ilustración 2 Recolección de muestra. Fuente: Autor	31
Ilustración 3 Dosificación de la primera prueba. Fuente: Autor	33
Ilustración 4 Dosificación de la segunda prueba. Fuente: Autor	33
Ilustración 5 Dosificación de la tercera prueba. Fuente: Autor	34
Ilustración 6 Dosificación de cuarta prueba. Fuente: Autor	34
Ilustración 7 Decantación y medición. Fuente: Autor	35
Ilustración 8 Dosificación para la primera prueba. Fuente: Autor	37
Ilustración 10 Dosificación de tercera prueba. Fuente: Autor.	38
Ilustración 9 Dosificación de segunda prueba. Elaborado por el autor.	38
Ilustración 11 Dosificación de cuarta prueba. Fuente: Autor.	39
Ilustración 12 Decantación y medición. Fuente: Autor.	40
Ilustración 13 Uso de los conos de Imhoff. Fuente: Autor	41
Ilustración 14 Soluciones utilizadas. Fuente: Autor	43
Ilustración 15 Diseño en AutoCAD de los tanques. Fuente: Autor	44
Ilustración 16 Elevación en 3D de los tanques. Fuente: Autor	45
Ilustración 17 Agua cruda para prueba piloto con sulfato de aluminio. Fuente: Autor	46
Ilustración 18 Vertido de la dosificación de sulfato de aluminio. Fuente: Autor	47
Ilustración 19 Decantación de los lodos sedimentarios. Fuente: Autor	48
Ilustración 20 Dosificación y decantación con cloruro férrico. Fuente: Autor	50

Ilustración 21 Proforma de precio del cloruro férrico. Elaborado por LABSUPPLY CIA LTDA.	77
Ilustración 22 Proforma de precio del sulfato de aluminio. Elaborado por MAQUIMSA.	78
Ilustración 23 Proforma de precio del sulfato de aluminio. Elaborado por ACUAMAIN	78
Ilustración 24 Proforma de los precios del sulfato de aluminio y cloruro férrico. Elaborado por La Casa de los Químicos CI LTDA.	79
Ilustración 25 Estación de bombeo de la planta de tratamiento ubicada en la urbanización Mónaco. Fuente: Autor	80
Ilustración 26 Instalaciones de la planta de tratamiento de la urbanización Mónaco. Fuente: Autor	80
Ilustración 27 Lugar donde se extrajo el agua de las muestras dentro de la estación de bombeo. Fuente: Autor	81
Ilustración 28 Traslado de las muestras al laboratorio de la UCSG. Fuente: Autor	82
Ilustración 29 Ensayo del circuito para las pruebas piloto. Fuente: Autor	82
Ilustración 30 Pruebas piloto de cloruro férrico y sulfato de aluminio. Fuente: Autor.	83
Ilustración 31 Lodos sedimentados en el fondo de los tanques en las pruebas piloto de sulfato de aluminio y cloruro férrico. Fuente: Autor.....	83
Ilustración 32 Muestras de las aguas tratadas y la muestra de agua cruda. Fuente: Autor	84

Resumen

El presente trabajo de titulación se centra en el análisis de la eficiencia, generación de lodos y costos asociados al uso de dos coagulantes muy usados, el sulfato de aluminio y el cloruro férrico, en el tratamiento de aguas residuales domésticas. El enfoque metodológico incluye la toma de muestras, pruebas de jarras para determinar dosificaciones óptimas, tratamiento a escala piloto en laboratorio y evaluación de parámetros clave como DQO, DBO, turbidez y pH. Se detallan procedimientos específicos para el uso de cada coagulante, destacando la agitación, coagulación, decantación, mediciones de pH y turbidez, así como la cuantificación de lodos mediante conos Imhoff. Se realiza una evaluación adicional de DQO y DBO. Se describen pruebas piloto con ambos coagulantes, incluyendo la selección de muestras, dosificación óptima y análisis de laboratorio. Las pruebas piloto a escala experimental permiten evaluar la efectividad de los coagulantes en condiciones simuladas de una planta de tratamiento.

Palabras Clave: Cloruro férrico, sulfato de aluminio, prueba de jarras, pH, turbidez, lodos sedimentables.

Abstract

The present titration work focuses on the analysis of efficiency, sludge generation and costs associated with the use of two widely used coagulants, aluminum sulfate and ferric chloride, in the treatment of domestic wastewater. The methodological approach includes sampling, jug testing to determine optimal dosages, pilot-scale treatment in the laboratory and evaluation of key parameters such as COD, BOD, turbidity and pH. Specific procedures for the use of each coagulant are detailed, highlighting agitation, coagulation, decantation, pH and turbidity measurements, as well as the quantification of sludge using Imhoff cones. An additional evaluation of COD and BOD is carried out. Pilot tests with both coagulants are described, including sample selection, optimal dosage and laboratory analysis. Pilot tests on an experimental scale make it possible to evaluate the effectiveness of coagulants in simulated conditions of a treatment plant.

Keywords: Ferric chloride, aluminum sulfate, jug test, pH, turbidity, sedimentable sludge.

Introducción

La adecuada gestión de aguas residuales desempeña un papel crucial en la preservación de la salud pública y el equilibrio ambiental en las comunidades. La falta de tratamientos eficaces puede desencadenar desafíos significativos, lo que resalta la necesidad continua de investigaciones orientadas a encontrar métodos más efectivos y económicamente viables. En este contexto, el enfoque de la presente tesis se centra en analizar la eficiencia, la generación de lodos y los costos vinculados al uso de dos coagulantes ampliamente utilizados: el sulfato de aluminio y el cloruro férrico, en el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Objetivo general

El propósito fundamental de este estudio es realizar una comparación integral de la eficiencia en la mejora de la calidad del agua, la generación de lodos y los costos asociados al uso de sulfato de aluminio y cloruro férrico en el tratamiento de aguas residuales domésticas a escala piloto en laboratorio.

Objetivos específicos

1. Recolectar muestras de agua residual y medir las dosificaciones óptimas de los coagulantes mediante la prueba de jarras.
2. Contabilizar la cantidad de lodos generados después de utilizar cada uno de los coagulantes.
3. Comparar los costos del sulfato de aluminio y cloruro férrico según las cantidades necesarias de cada químico para determinar la mejor eficiencia.
4. Medir la cantidad de materia orgánica en términos de DQO, DBO, turbidez y pH del agua después de aplicar la dosificación correcta en la prueba de jarras, en un tanque piloto para la verificación de los datos.

Capítulo I – Marco Teórico

1.1 Aguas residuales domésticas.

Las aguas residuales domésticas son aquellas aguas de naturaleza diversa que provienen de actividades cotidianas en hogares. Estas aguas residuales están compuestas principalmente por materia orgánica biodegradable medida como DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno), nutrientes, sólidos suspendidos, grasas, jabones, detergentes y microorganismos que resultan de las actividades humanas relacionadas con el uso de baños, duchas, lavamanos, lavavajillas, lavadoras y otras fuentes domésticas. (Tuser, 2021)

Es necesario someterlas a un proceso de tratamiento o depuración que involucra operaciones unitarias físicas, químicas y biológicas antes de su disposición final. Este proceso tiene como propósito reducir los niveles de contaminantes a valores que cumplan con los estándares establecidos en la normativa ambiental vigente. (Tuser, 2021)

1.2 Parámetros de calidad de agua

Los parámetros de calidad del agua son las propiedades físicas, químicas y biológicas de las aguas que se utilizan para evaluar su calidad y aptitud para su uso. Estos parámetros son fundamentales para determinar si el agua es segura para su uso, ya sea para consumo humano, industrial, agrícola o ambiental. Estas medidas y características son esenciales para evaluar la pureza y el estado de una muestra de agua. (O'Donnell, 2021)

1.2.1 Parámetros físicos

Los parámetros físicos abarcan elementos cruciales en la evaluación de la calidad del agua, abordando aspectos como la temperatura, el pH, la turbidez, la conductividad, el color y el olor. Estos indicadores desempeñan un papel fundamental en la determinación de la claridad, transparencia y la adecuación del agua para variados propósitos. La medición de estos parámetros es esencial para resguardar tanto la salud humana como el equilibrio del entorno, ya que un suministro de agua de alta calidad es indispensable tanto para el consumo humano como para el bienestar de la vida acuática y la recreación. Por ello, la supervisión constante de estos parámetros se lleva a cabo mediante agencias gubernamentales, empresas y organizaciones privadas,

asegurando que el agua cumple con los requisitos y está en condiciones seguras y adecuadas para múltiples aplicaciones. (O'Donnell, 2021)

- **Temperatura**

La temperatura es un factor crucial en el análisis de aguas residuales debido a su influencia en las propiedades del agua, los procedimientos de tratamiento y las estrategias de disposición final. En términos generales, las aguas residuales tienden a tener temperaturas más elevadas en comparación con las aguas de suministro, y en situaciones de enfriamiento, la contaminación térmica puede ser notable. (Romero Rojas, 2013)

La temperatura tiene un impacto sustancial en la vida acuática, altera las características del oxígeno disuelto y afecta la velocidad de reacciones químicas y actividad bacteriana. En ambientes más cálidos, la sedimentación de sólidos es más rápida debido al cambio en la viscosidad del agua.

Los periodos de retención en tratamientos biológicos tienden a disminuir a temperaturas más altas, y los parámetros de diseño se ven directamente afectados por la temperatura. Dado que el calor específico del agua supera al del aire, la temperatura del agua residual es mayor que la temperatura ambiente en épocas frías y menor en periodos cálidos. (Romero Rojas, 2013)

La temperatura óptima para la actividad bacteriana se sitúa entre 25°C y 35°C. A temperaturas superiores a los 50°C, la digestión aeróbica y la nitrificación se detienen. En condiciones de temperaturas inferiores a 15°C, la digestión metanogénica experimenta una desaceleración significativa, y a 5°C, la actividad de bacterias autótrofas nitrificantes se ve interrumpida. Este conjunto de condiciones resalta la importancia crítica de monitorear y controlar la temperatura en el tratamiento de aguas residuales para asegurar procesos biológicos eficientes. (Romero Rojas, 2013)

- **Turbidez**

La turbidez del agua se refiere a la cantidad de partículas suspendidas presentes en un cuerpo de agua, lo que puede tener un impacto significativo en su calidad. Los altos niveles de turbidez pueden causar problemas de visibilidad en el agua y afectar adversamente la vida acuática. (O'Donnell, 2021)

Existen diversas fuentes de turbidez en el agua, que incluyen la presencia de sedimentos, materia orgánica y microorganismos. Los sedimentos son partículas de tierra, arena o grava que pueden ser arrastradas al agua debido a la erosión del suelo, escorrentías agrícolas o actividades de construcción. La materia orgánica, por otro lado, proviene de la descomposición de plantas y animales, aguas residuales o derrames de petróleo. Los microorganismos, que son organismos microscópicos, pueden introducirse en el agua a través de aguas residuales, derrames de petróleo y otras fuentes de contaminación. (O'Donnell, 2021)

La medición de la turbidez se lleva a cabo mediante métodos que evalúan la cantidad de luz que se transmite a través de una muestra de agua y la cantidad de luz dispersada por las partículas suspendidas presentes en el agua. Monitorear la turbidez es fundamental para evaluar y mantener la calidad del agua en cuerpos de agua naturales y en sistemas de tratamiento de aguas residuales. (O'Donnell, 2021)

- **Conductividad**

La conductividad del agua, expresada en siemens por metro (S/m), se refiere a su capacidad para conducir la electricidad y está estrechamente relacionada con la concentración de iones presentes en el agua. Los iones son átomos o moléculas que han ganado o perdido electrones, y son un componente natural del agua, pero también pueden ingresar a través de la contaminación. (O'Donnell, 2021)

Algunos de los iones más comunes que se encuentran en el agua incluyen sodio (Na^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), y bicarbonato (HCO_3^-). A medida que aumenta la concentración de estos iones, también lo hace la conductividad del agua. (O'Donnell, 2021)

La conductividad del agua es un indicador importante de su calidad, ya que puede reflejar la presencia de contaminantes, como metales pesados y compuestos orgánicos, que pueden aumentar la conductividad. Además, puede señalar posibles riesgos para la salud humana y la ecología de los ecosistemas acuáticos. (O'Donnell, 2021)

La medición de la conductividad se realiza mediante un dispositivo llamado conductímetro, que mide la resistencia eléctrica de una solución, proporcionando una herramienta fundamental

para evaluar y controlar la calidad del agua en diversos contextos, desde la seguridad del agua potable hasta la salud de los ecosistemas acuáticos. (O'Donnell, 2021)

- **Color**

Las aguas residuales domésticas recién generadas suelen presentar un tono gris, y a medida que transcurre el tiempo, este color evoluciona hacia tonalidades más oscuras, llegando incluso al negro. La coloración negra en aguas residuales sépticas se origina principalmente por la formación de sulfuros metálicos. En el caso de las aguas residuales industriales, el color puede ofrecer pistas sobre el origen de la contaminación, así como revelar la eficiencia o deterioro de los procesos de tratamiento. Entre los efluentes industriales de color intenso se incluyen aquellos provenientes de la industria textil, particularmente de la fabricación de tintes, y de la producción de pulpa de papel. (Romero Rojas, 2013)

- **Olor**

El olor del agua puede manifestarse debido a diversas causas, entre las que se incluyen:

- **Materia orgánica en descomposición:** La descomposición de materia orgánica, derivada de plantas y animales, puede conferir al agua olores desagradables, como a podrido o pescado. (O'Donnell, 2021)
- **Minerales:** La presencia de minerales como el hierro y el manganeso puede impregnar el agua con olores metálicos. (O'Donnell, 2021)
- **Contaminantes:** La contaminación a través de metales pesados y compuestos orgánicos puede provocar olores químicos o similares a gases en el agua. (O'Donnell, 2021)

- **pH**

La medición de la concentración de iones de hidrógeno en el agua se expresa mediante el logaritmo negativo de la concentración molar de iones de hidrógeno, también conocido como pH. Aguas residuales con una concentración adversa de iones de hidrógeno pueden ser difíciles de tratar biológicamente, causar alteraciones en la biota de las fuentes receptoras y eventualmente resultar letales para los microorganismos. (Romero Rojas, 2013)

En el tratamiento biológico, aguas con un pH inferior a seis favorecen el crecimiento de hongos en lugar de bacterias. A niveles bajos de pH, el poder bactericida del cloro es mayor debido

a la predominancia del ácido hipocloroso (HClO). En condiciones de pH elevado, la forma predominante del nitrógeno amoniacal es el amoníaco (NH₃), que es tóxico, pero puede eliminarse mediante aireación, especialmente a pH entre 10,5 y 11,5. (Romero Rojas, 2013)

El valor de pH adecuado es crucial para diversos procesos de tratamiento y para la vida biológica, generalmente situándose entre 6,5 y 8,5. Para la descarga de efluentes de tratamiento secundario, se establece un rango de pH de 6,0 a 9,0. En procesos biológicos de nitrificación, se recomienda mantener un pH entre 7,2 y 9,0, mientras que, para la desnitrificación, el rango óptimo es de 6,5 a 7,5. (Romero Rojas, 2013)

En lagunas de estabilización, las algas utilizan dióxido de carbono para la fotosíntesis, lo que puede resultar en aguas con un pH elevado, especialmente en aguas residuales con baja alcalinidad. Las algas también pueden utilizar el ion bicarbonato como fuente de carbono celular, lo que puede dar lugar a variaciones diurnas significativas en el pH. (Romero Rojas, 2013)

En aguas residuales duras, el aumento del pH puede llevar a la predominancia de la alcalinidad por carbonatos e hidróxidos, lo que puede dar lugar a la precipitación de carbonato de calcio, impidiendo un aumento adicional del pH. (Romero Rojas, 2013)

1.2.2 Parámetros químicos

Los parámetros químicos engloban las mediciones de las propiedades químicas de una muestra de agua, desempeñando un papel esencial en la evaluación de su calidad y su aptitud para una variedad de propósitos. Estas mediciones ofrecen conocimientos valiosos sobre la existencia de sustancias químicas, contaminantes y elementos fundamentales en el agua. (O'Donnell, 2021)

- **Oxígeno disuelto (OD)**

El oxígeno disuelto (OD) en la calidad del agua es un parámetro de importancia crítica, ya que refleja la cantidad de oxígeno presente en una muestra de agua, y esto tiene un impacto directo en la salud y supervivencia de los organismos acuáticos. Los niveles adecuados de oxígeno disuelto son esenciales para el mantenimiento de ecosistemas acuáticos saludables. (O'Donnell, 2021)

La concentración de oxígeno disuelto en el agua puede verse influenciada por diversos factores, tales como la temperatura, la presión atmosférica, la turbulencia del agua y la actividad biológica. Por ejemplo, aguas más frías generalmente tienen una mayor capacidad para retener

oxígeno disuelto en comparación con aguas más cálidas. La turbulencia del agua, causada por corrientes o cascadas, también puede aumentar la absorción de oxígeno. La actividad biológica, como la fotosíntesis realizada por las plantas acuáticas, puede liberar oxígeno al agua, mientras que la descomposición de la materia orgánica puede consumir oxígeno. (O'Donnell, 2021)

- **Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)**

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) se erige como un parámetro fundamental en la evaluación de la calidad del agua, permitiendo determinar la cantidad de oxígeno necesaria para que los microorganismos oxiden la materia orgánica biodegradable en condiciones aeróbicas. El proceso de medición involucra la incubación de una muestra de agua diluida durante un período típico de 5 días, aunque la variante de 20 días (DBO₂₀) también es aplicable. Durante este lapso, los microorganismos presentes descomponen la materia orgánica, lo que conlleva al consumo de oxígeno. (O'Donnell, 2021)

La DBO es un elemento de gran relevancia en el diseño y dimensionamiento de sistemas de tratamiento biológico, como las plantas de tratamiento de aguas residuales. Asimismo, se utiliza para evaluar la eficiencia de dichos sistemas y garantizar el cumplimiento de las regulaciones ambientales relacionadas con la calidad de los vertimientos. Los resultados de la DBO se expresan en miligramos por litro (mg/L) de oxígeno consumido. En el caso de aguas residuales crudas, los valores típicos suelen oscilar entre 100 y 300 mg/L, mientras que los límites permisibles para vertimientos suelen situarse en el rango de 20 a 30 mg/L. (O'Donnell, 2021)

La relación entre la DBO y la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se utiliza para identificar la fracción biodegradable de la materia orgánica presente en una muestra de agua. Valores de DBO/DQO superiores a 0.5 indican una buena biodegradabilidad, lo que significa que una parte considerable de la materia orgánica en el agua puede ser tratada eficazmente mediante procesos biológicos. Esta relación resulta de gran utilidad para comprender a fondo la naturaleza de la contaminación orgánica y planificar estrategias de tratamiento adecuadas. (O'Donnell, 2021)

- **Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

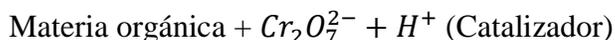
La importancia de la DQO radica en su capacidad para proporcionar una evaluación más completa de la carga de contaminantes, abarcando tanto la materia orgánica como las sustancias químicas inorgánicas presentes en el agua. El proceso de medición de la DQO implica la adición

de un reactivo químico fuerte a una muestra de agua, lo que induce la oxidación de una amplia gama de compuestos orgánicos e inorgánicos. A medida que estos compuestos se oxidan, consumen oxígeno, y la cantidad de oxígeno consumida se utiliza para calcular la DQO. Los resultados se expresan generalmente en miligramos de oxígeno por litro (mg/L). (O'Donnell, 2021)

La medida de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se utiliza para cuantificar el oxígeno equivalente a la materia orgánica que es químicamente oxidable mediante un agente fuerte oxidante, comúnmente dicromato de potasio, en un entorno ácido y a elevada temperatura. En casos donde la oxidación de ciertos compuestos orgánicos resistentes es necesaria, se recurre a un catalizador como el sulfato de plata. (Romero Rojas, 2013)

Para evitar interferencias en el ensayo, especialmente por compuestos inorgánicos como los cloruros, que podrían provocar resultados incorrectos de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), se añade sulfato mercurico para formar HgCl, impidiendo así el consumo de dicromato por parte del ion cloruro. (Romero Rojas, 2013)

La reacción principal se puede expresar de la siguiente manera:



La DQO se utiliza como un indicador de la concentración de materia orgánica en aguas residuales industriales o municipales, las cuales pueden ser tóxicas para la vida biológica. Además, este análisis puede completarse en aproximadamente tres horas, lo que lo convierte en un procedimiento eficiente. (Romero Rojas, 2013)

Al igual que en el caso de la DBO, los valores elevados de DQO indican una mayor carga de contaminantes, tanto orgánicos como inorgánicos, que pueden agotar el oxígeno disuelto en el agua. Por lo tanto, un valor alto de DQO sugiere una mayor contaminación o una eficiencia reducida en el tratamiento del agua. (O'Donnell, 2021)

- **Sólidos Disueltos Totales (SDT)**

Los Sólidos Disueltos Totales (SDT) desempeñan un papel fundamental en la evaluación de la calidad del agua, ya que reflejan la cantidad de sólidos que se encuentran en forma disuelta en el agua, incluyendo una amplia variedad de minerales, nutrientes y contaminantes. Estos

componentes tienen un impacto directo en la adecuación del agua para satisfacer las necesidades de la vida acuática, la agricultura, la industria y el consumo humano. (AtlasScientific, 2023)

La medición de los SDT es esencial para comprender la composición química del agua, lo que proporciona información valiosa sobre su calidad y su capacidad para servir a diferentes propósitos. Es importante destacar que los niveles de SDT pueden variar significativamente entre diversas fuentes de agua y regiones geográficas. Por tanto, el monitoreo de los SDT es de vital importancia para asegurar una gestión sostenible de este recurso esencial. (AtlasScientific, 2023)

- **Sólidos Suspendidos Totales (SST)**

Estos sólidos se pueden clasificar en dos categorías principales: los sedimentables, partículas más grandes que tienden a depositarse en el lecho del cuerpo de agua, y los no sedimentables, partículas más pequeñas que permanecen en suspensión debido a su tamaño y a la acción de las corrientes. Los SST abarcan materiales tanto inorgánicos, como arcilla, sedimentos y minerales, como materiales orgánicos, incluyendo restos de plantas, microorganismos y materia orgánica en descomposición. (AtlasScientific, 2023)

La medición de los SST se lleva a cabo típicamente mediante técnicas de filtración y pesaje, capturando las partículas suspendidas en un filtro y cuantificándolas en términos de masa por unidad de volumen (mg/L). Esta información se utiliza para evaluar la carga de sólidos en el agua y determinar si los niveles cumplen con los estándares de calidad ambiental establecidos. (AtlasScientific, 2023)

- **Cloruros**

Los cloruros son elementos comunes en aguas residuales, ya que la contribución diaria por persona oscila entre 6 y 9 gramos. Concentraciones elevadas de cloruros pueden ocasionar problemas en la calidad del agua destinada a riego y afectar el sabor en casos de reutilización del agua. En términos generales, los métodos tradicionales de tratamiento de aguas residuales no logran eliminar eficazmente los cloruros. (Romero Rojas, 2013)

En aguas residuales domésticas sin tratar, la concentración de cloruros varía entre 30 y 200 mg/L. La presencia de cloruros puede afectar el ensayo de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), y su medición también se utiliza para monitorear la contaminación marina y la tasa de

extracción en acuíferos costeros. Concentraciones de cloruros superiores a 15,000 mg/L se consideran tóxicas para los procesos de tratamiento biológico convencional. Estos niveles elevados pueden impactar negativamente la eficacia de los sistemas de tratamiento que dependen de microorganismos para la eliminación de contaminantes orgánicos. (Romero Rojas, 2013)

- **Sulfatos**

Los sulfatos son iones comunes presentes en aguas residuales, siendo esenciales para la síntesis de proteínas y liberándose durante su descomposición. En condiciones anaerobias, la presencia de sulfatos puede dar origen a problemas de olor y corrosión en sistemas de alcantarillado, como se evidencia en las ecuaciones 1.42 y 1.43. En los digestores de lodos, los sulfatos experimentan una reducción a sulfuros, y la eficacia del proceso biológico se ve comprometida cuando la concentración de sulfuros supera los 200 mg/L. (Romero Rojas, 2013)

Diversos métodos analíticos, como los gravimétricos, turbidimétricos y ensayos basados en cromatografía iónica, son empleados con frecuencia para cuantificar los niveles de sulfatos en el agua. Estos métodos proporcionan herramientas valiosas para realizar evaluaciones precisas y asegurar que los estándares ambientales y de calidad del agua sean cumplidos de manera efectiva. (Hudaib, 2021)

- **Nitratos**

Los nitratos están presentes en las aguas residuales en forma de ion nitrato (NO_3^-) y provienen principalmente de fuentes domésticas como detergentes, excretas humanas, así como de fertirrigación agrícola. (Ma, Hu, Feng , & Wang, 2018)

La presencia de nitratos en concentraciones de 10 mg/L o superiores en cuerpos de agua superficiales genera problemas de eutrofización al estimular el crecimiento excesivo de algas y vegetación acuática. Además, por su alta solubilidad, tienen el potencial de infiltrarse y contaminar aguas subterráneas destinadas a consumo humano. (Ma, Hu, Feng , & Wang, 2018)

- **Nitritos**

Los nitritos (NO_2^-) son otra forma de nitrógeno que puede estar presente en bajas concentraciones en las aguas residuales domésticas. Los métodos analíticos son similares a los descritos para nitratos. La cuantificación del contenido de nitritos en el agua residual como

parámetro complementa la evaluación del estado de las transformaciones del nitrógeno. (Ma, Hu, Feng , & Wang, 2018)

- **Amonio**

El amoníaco y el ion amonio (NH_3 y NH_4^+) son formas predominantes en que se encuentra el nitrógeno en aguas residuales sin tratar. El amoníaco proviene principalmente de la urea contenida en la orina humana y se transforma a amonio mediante actividad bacteriana. También se origina de la degradación de proteínas y otros compuestos nitrogenados. (Tekerlekopoulou & Vayenas, 2007)

Las concentraciones de amoníaco no ionizado mayores a 25-30 mg/L resultan tóxicas e inhiben los procesos biológicos de lodos activados, reactores anaerobios y otros utilizados para el tratamiento de aguas residuales. Además de la toxicidad, el amoníaco contribuye significativamente a la demanda bioquímica de oxígeno, ya que las bacterias nitrificantes requieren alrededor de 4.6 mg de O_2 para oxidar 1 mg de $\text{NH}_3\text{-N}$. (Tekerlekopoulou & Vayenas, 2007)

- **Hierro**

Las aguas residuales industriales con frecuencia presentan acidez, resultando en la presencia abundante de hierro ferroso soluble. El proceso principal de tratamiento implica la oxidación del hierro ferroso a hierro férrico, seguido de la precipitación y clarificación. Se inicia neutralizando el agua a un pH de 7,0 para facilitar la oxidación del hierro ferroso a hierro férrico y la formación de hidróxido férrico, que es insoluble. Simultáneamente con el ajuste de pH, o posteriormente, se airea el residuo para suministrar oxígeno y llevar a cabo la oxidación del hierro ferroso. (Romero Rojas, 2013)

En presencia de complejos orgánicos de hierro, el proceso puede volverse notablemente lento, requiriendo períodos prolongados de aireación para lograr una oxidación eficiente. El hidróxido férrico formado tiene una baja densidad, lo que implica la necesidad de períodos extensos de sedimentación y filtración. (Romero Rojas, 2013)

La cal se utiliza para ajustar el pH, y en residuos industriales con ácido sulfúrico, precipita grandes cantidades de sulfato de calcio. En algunos casos, el hierro puede estar presente junto con cianuro en los residuos industriales, formando compuestos altamente estables que complican

significativamente el tratamiento, tanto del hierro como del cianuro, sin lograr rendimientos satisfactorios. (Romero Rojas, 2013)

- **Manganeso**

Solo las sales de manganeso en estado manganeso y el anión permanganato heptavalente presentan solubilidad apreciable. El permanganato actúa como un potente agente oxidante, que, en condiciones normales, experimenta una reducción a dióxido de manganeso, el cual es insoluble. La tecnología utilizada para la eliminación del manganeso implica la transformación del ion manganeso soluble en un precipitado insoluble mediante la oxidación del ion manganeso, seguida de la separación del precipitado como óxido e hidróxido insolubles a través de procesos de sedimentación y filtración. (Romero Rojas, 2013)

La aireación resulta poco eficaz para la oxidación, siendo necesario un pH superior a 9,4. Además, si el manganeso está combinado con materia orgánica, el proceso se vuelve ineficiente. Para llevar a cabo la precipitación, en conjunto con la coagulación, se requiere un pH mayor de 9,4. También se ha empleado la oxidación mediante dióxido de cloro y permanganato. En particular, la oxidación con este último, hasta alcanzar un estado insoluble, se realiza al hacer pasar el residuo a través de lechos de permanganato de potasio. (Romero Rojas, 2013)

- **Contaminantes Orgánicos**

Los contaminantes orgánicos son sustancias químicas que contienen carbono en su estructura molecular y pueden ser de origen natural o sintético. Estos compuestos, como pesticidas, herbicidas y disolventes presentan riesgos para la vida acuática y la salud humana. (AtlasScientific, 2023)

- **Pesticidas:** Los pesticidas son sustancias químicas diseñadas para controlar plagas, como insectos, malezas y hongos. Cuando se utilizan en exceso o de manera inadecuada, los pesticidas pueden contaminar las fuentes de agua, como ríos, lagos y acuíferos. (AtlasScientific, 2023)
- **Herbicidas:** Los herbicidas son productos químicos diseñados para eliminar o controlar malezas y plantas no deseadas. (AtlasScientific, 2023)
- **Disolventes:** Los disolventes son compuestos orgánicos volátiles comúnmente utilizados en la industria y actividades domésticas. La liberación de disolventes en

el agua ya sea a través de vertidos industriales o desechos domésticos, puede contaminar las fuentes de suministro de agua y tener un impacto negativo en la calidad del agua potable. (AtlasScientific, 2023)

1.2.3 Parámetros microbiológicos

Los parámetros microbiológicos son microorganismos que se utilizan para evaluar la calidad del agua. Muchos de estos microorganismos pueden ser agentes patógenos, es decir, que es posible que causen enfermedades. (National research council (US) safe drinking water committee, 1977)

- **Coliformes fecales**

Coliformes fecales son un grupo de bacterias que se originan en el intestino de seres humanos y otros animales de sangre caliente. La detección de coliformes fecales en el agua es un indicador importante de contaminación fecal y sugiere la posible presencia de patógenos que podrían representar riesgos para la salud humana. La presencia de estos microorganismos en el agua, especialmente en fuentes destinadas al consumo humano o recreación, puede indicar un riesgo potencial de enfermedades transmitidas por el agua. Por lo tanto, la medición y monitorización de los coliformes fecales son prácticas comunes en la evaluación de la calidad del agua y en la implementación de medidas para garantizar la seguridad del suministro de agua. (Romero Rojas, 2013)

Los organismos patógenos presentes en las aguas residuales suelen ser escasos y difíciles de aislar e identificar. Por esta razón, se prefiere utilizar a los coliformes como organismos indicadores de contaminación, es decir, como marcadores que señalan la posible presencia de microorganismos causantes de enfermedades. (Romero Rojas, 2013)

Diariamente, una persona elimina en sus excrementos una cantidad considerable de coliformes, en el rango de 10^6 a 4×10^9 bacterias. Debido a esta abundancia, la presencia de coliformes se puede detectar fácilmente y se utiliza como una norma de control sanitario. (Romero Rojas, 2013)

Las bacterias coliformes son bacilos gramnegativos, aerobios y facultativos anaerobios, que no forman esporas y fermentan la lactosa con producción de gas en un período de 48 ± 3 horas a 35 o 37 °C. El grupo de coliformes totales, conocido como grupo coli-aerogenes, engloba a los

géneros *Escherichia* y *Aerobacter*. En términos generales, se considera que el género *Escherichia*, especialmente la especie *E. Coli*, representa la población más indicativa de contaminación fecal. Cabe mencionar que el género *Aerobacter* y algunas cepas de *Escherichia* pueden encontrarse en el suelo, lo que implica que la presencia de coliformes no siempre está asociada a contaminación fecal humana. (Romero Rojas, 2013)

- **Coliformes totales**

Esta bacteria se emplea como un indicador general de contaminación fecal en el agua. La contaminación con esta bacteria sugiere la posible contaminación del agua con materiales fecales, esto implica un riesgo potencial para la salud humana. (National research council (US) safe drinking water committee, 1977)

El monitoreo regular de los niveles de coliformes totales es esencial para asegurar la seguridad del suministro de agua potable. Este proceso se lleva a cabo mediante análisis microbiológicos sistemáticos que ayudan a prevenir la propagación de enfermedades transmitidas por el agua y a garantizar la conformidad con los estándares de calidad del agua establecidos. (National research council (US) safe drinking water committee, 1977)

1.3 Tipos de contaminantes

- Grasas y aceites se definen como sustancias solubles en hexano cuando el ensayo se lleva a cabo mediante extracción con hexano, aunque en la práctica actual se realiza la extracción con freón. Estos compuestos, formados por carbono, hidrógeno y oxígeno, flotan en las aguas residuales, recubren las superficies, causan iridiscencia y problemas de mantenimiento, e interfieren con la actividad biológica debido a su difícil biodegradación. Típicamente, provienen de fuentes como mantequilla, manteca, margarina, aceites vegetales, hidrocarburos y carnes. Los aceites y grasas de origen vegetal y animal suelen ser biodegradables, incluso en forma emulsificada, y pueden ser tratados en plantas de tratamiento biológico. Sin embargo, cargas elevadas de grasas emulsificadas, como las provenientes de mataderos, frigoríficos, lavanderías y otras industrias, ocasionan serios problemas de mantenimiento en las instalaciones de tratamiento. En contraste, los aceites y grasas de origen mineral pueden no ser biodegradables y requieren pretratamiento para su eliminación antes del tratamiento biológico. Aunque no hay un método específico para distinguir entre grasas y aceites

vegetales o animales y los de origen mineral, existe un procedimiento para diferenciar entre grasas y aceites polares y no polares. (Romero Rojas, 2013)

- **Materia orgánica:** En las aguas residuales, los sólidos suspendidos pueden contener hasta un 75% de materia orgánica, mientras que los sólidos disueltos pueden tener un 40%. La materia orgánica en las aguas residuales es una combinación principalmente de carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno (CHON). Los grupos más significativos incluyen proteínas (40-60%), carbohidratos (25-50%) y grasas y aceites (10%). Las concentraciones elevadas de materia orgánica en aguas residuales se miden a través de parámetros como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y el Carbono Orgánico Total (COT). Para concentraciones más bajas de materia orgánica, del orden de trazas (10^{-12} a 10^{-3} mg/L), se utiliza la cromatografía de gases y la espectroscopia de masas para la cuantificación. (Romero Rojas, 2013)
- **Metales pesados:** Entre los metales pesados se encuentran plata, bario, cadmio, cromo, cobre, cobalto, níquel, plomo, zinc, hierro, mercurio, titanio, vanadio, niobio, molibdeno y manganeso. (Romero Rojas, 2013)

Parámetro	Expresada como	Norma (mg/L)
Arsénico	As	0,1
Bario	Ba	5,0
Cadmio	Cd	0,003
Carbamatos	Agente activo	0,1*
Cianuro	CN	1,0
Cloroformo extracto de carbón	ECC	1,0
Cobre	Cu	0,25
Compuestos fenólicos	Fenol	0,2
Compuestos organoclorados	Concentración agente activo	0,05*
Compuestos organofosforados	Concentración agente activo	0,1*
Cromo hexavalente	Cr ⁺⁶	0,5
Cromo total	Cr total	1,0
DBO	O ₂	1000
Dicloroetileno	Dicloroetileno	1,0
Difeniles policlorados	Concentración agente activo	ND**
DQO	O ₂	2000
Grasas y aceites		100
Manganeso	Mn	0,12
Mercurio	Hg	0,02
Mercurio orgánico	Hg	ND**

Níquel	Ni	0,2
pH	Unidades	5 – 9
Plata	Ag	0,5
Plomo	Pb	0,1
Selenio	Se	0,1
Sólidos sedimentables	mL/L	2,0
Sólidos suspendidos totales	mg/L	800
Sulfato de carbono	Sulfuro de carbono	1,0
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	1,0
Tricloroetileno	Tricloroetileno	1,0
Temperatura	°C	<30
Tensoactivos	SAAM	20+
Zinc	Zn	5,0
* Concentración de tóxico que produce la muerte del organismo.		
** Se entenderá por valor no detectable (ND) la concentración de la sustancia que registra valores por debajo de los límites de detección empleando los métodos del Standar Methods for Examination of Water and Wastewater		
+ Resolución DAMA 1596 de 2001		

Tabla 1 Concentraciones máximas permisibles para verter a un cuerpo de agua o red de alcantarillado público. Resolución DAMA 1074 DE 1997. (Romero Rojas, 2013)

1.4 Tratamiento de aguas residuales domésticas

El tratamiento de las aguas residuales domésticas engloba un conjunto integral de procesos físicos, químicos y biológicos diseñados para reducir significativamente los niveles de contaminación en estas aguas, lo que permite su posterior vertimiento seguro al medio ambiente o su reutilización. Esta tarea es esencial para preservar la calidad de los cuerpos de agua, evitar la propagación de enfermedades y salvaguardar el equilibrio ecológico. (Tchobanoflous, L. Burton, & Stensel, 2003)

En el proceso de tratamiento, se llevan a cabo diversas etapas que tienen como objetivo principal la eliminación de distintos componentes indeseables presentes en las aguas residuales domésticas. (Tchobanoflous, L. Burton, & Stensel, 2003)

1.4.1 Tratamiento preliminar

El tratamiento preliminar juega un rol crítico en la purificación eficiente de las aguas residuales domésticas. Como primera línea de defensa, apunta a eliminar contaminantes sólidos y materiales que podrían causar obstrucciones o daños a equipos en etapas posteriores. Mediante el

uso de rejas, tamices y desarenadores se remueven sólidos como trapos, plásticos, arenas y otros materiales de tamaño considerable. Las trampas de grasa separan aceites, grasas y demás materiales flotantes. (Collazos, 2008)

- **Rejas**

Las rejas son el primer paso en la eliminación de sólidos gruesos y consisten en una serie de barras de acero o hierro fundido dispuestas vertical u horizontalmente con una separación entre 10-40 mm. (Collazos, 2008)

Su función es retener los sólidos de tamaños superiores a la apertura entre las barras, los cuales son transportados por el flujo de agua residual. Los sólidos retenidos incluyen trapos, palos, envases, botellas plásticas, pañales desechables y otros objetos voluminosos arrastrados por la corriente. (Collazos, 2008)

Las rejas bien mantenidas desempeñan un papel crucial en la protección de los costosos equipos de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Sirven como la primera barrera de defensa, evitando que sólidos no deseados ingresen a las etapas posteriores del proceso de tratamiento, lo que podría causar daños en bombas, válvulas, tuberías y otros equipos sensibles. En consecuencia, aseguran una operación confiable y eficiente de la planta, contribuyendo a cumplir con las normativas ambientales y a mantener la calidad del agua tratada. (Collazos, 2008)

- **Tamices**

Los tamices consisten en pantallas o cedazos de malla metálica o polimérica con perforaciones que van desde 0.5 mm hasta 10 mm de diámetro. (Collazos, 2008)

Se ubican después de las rejas para retener sólidos suspendidos de menor tamaño como pelos, fibras vegetales, trozos de papel, plásticos, entre otros. Pueden ser fijos o rotatorios, algunos tamices finos pueden ser automatizados. (Collazos, 2008)

- **Desarenadores**

Los desarenadores son diseñados específicamente para la eliminación de partículas inorgánicas de alta densidad, como arenas, gravas y cenizas, que suelen estar presentes en el agua residual doméstica. (Collazos, 2008)

La operación de los desarenadores se basa en el principio de que las partículas más densas tienden a asentarse en el fondo del canal. El fondo del canal suele tener una pendiente que varía generalmente entre el 1% y el 3%, lo que permite que las partículas sedimentadas se desplacen hacia un canal de recolección mediante arrastre hidráulico. Los tamaños de partículas típicamente eliminados en este proceso oscilan entre 0.2 y 0.6 milímetros de diámetro. (Collazos, 2008)

- **Desengrasadores**

Los desengrasadores, comúnmente conocidos como trampas de grasa, representan unidades especialmente diseñadas para eliminación y retención de grasas, aceites, espumas y otros sólidos flotantes que se encuentran en el agua residual. (Rosa, Marcos, Ibarguren, & Ordas, 2013)

Estos operan mediante la reducción de la velocidad del flujo de agua, lo que permite que las partículas de baja densidad asciendan a la superficie por flotación, mientras que los sólidos sedimentables se depositan en el fondo del desengrasador. (Rosa, Marcos, Ibarguren, & Ordas, 2013)

Los desengrasadores pueden tener diversas configuraciones, como rectangulares o cilíndricas, y a menudo incluyen deflectores internos para mejorar la eficiencia en la remoción de los contaminantes. La función principal de los desengrasadores radica en la eliminación de contaminantes grasos antes de que el agua residual doméstica avance hacia tratamiento biológico, ya que la presencia de grasas y aceites puede interferir con procesos como el tratamiento de lodos activados, al recubrir las bacterias y reducir su eficiencia (Rosa, Marcos, Ibarguren, & Ordas, 2013).

1.4.2 Tratamiento primarios

El tratamiento primario en el proceso de tratamiento de aguas residuales domésticas es una etapa esencial que se encarga de eliminar una parte significativa de los contaminantes presentes en el agua residual. Existen varios métodos de tratamiento primario comúnmente utilizados. (HOP Group, 2018)

- **Sedimentación**

La sedimentación es un proceso donde se separan los sólidos en suspensión. Las aguas residuales fluyen lentamente a través de tanques de sedimentación, permitiendo que los sólidos

más pesados se asienten en el fondo del tanque, formando un lodo sedimentado. (HOP Group, 2018)

Los tanques de sedimentación suelen ser de gran tamaño, donde se distribuye uniformemente el flujo del agua residual para luego recoger los lodos sedimentados. (HOP Group, 2018)

- **Flotación**

En el proceso de flotación, se inyectan burbujas de aire en las aguas residuales, lo que provoca que las partículas de materia orgánica disuelta se adhieran a las burbujas ya asciendan a la superficie del tanque. (HOP Group, 2018)

Las partículas flotantes se recolectan en la superficie y se eliminan de manera adecuada. La flotación es especialmente eficaz para eliminar grasas y aceites presentes en el agua residual. (HOP Group, 2018)

- **Coagulación/Floculación**

La coagulación implica la adición de productos químicos, como sulfato de aluminio o cloruro férrico, al agua residual. Estos productos químicos reaccionan con partículas de materia orgánica disuelta, formando flóculos. (HOP Group, 2018)

La floculación consiste en agregar floculantes, como polielectrolitos, que ayudan a unir las partículas en flóculos más grandes y fáciles de eliminar. Los flóculos formados en el proceso de coagulación/floculación se sedimentan o flotan, y posteriormente se retiran para su tratamiento o disposición. (HOP Group, 2018)

1.4.3 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario tiene como objetivo eliminar la materia orgánica disuelta y otros contaminantes que persisten en el agua residual después del tratamiento primario. Los métodos de tratamiento secundarios más comunes son los tratamientos de lodos activados, filtros percoladores, lagunas de estabilización. (Frankel, 2022)

- **Lodos activados**

El tratamiento secundario por lodos activados es un método altamente eficaz destinado a la eliminación de la materia orgánica disuelta presente en las aguas residuales. En este proceso, se emplea un cultivo de bacterias aeróbicas, las cuales descomponen la materia orgánica, generando dióxido de carbono y agua como subproductos. (Collazos, 2008)

Este procedimiento se desarrolla en dos etapas esenciales:

- Aireación: Se introduce oxígeno al cultivo de bacterias, para que estas puedan degradar eficazmente la materia orgánica. La oxigenación puede llevarse a cabo mediante difusores, aireadores mecánicos o una combinación de ambos métodos. (Collazos, 2008)
- Sedimentación: Los lodos activados, compuestos por las bacterias y los sólidos se separan del agua residual. Los lodos activados pueden ser reciclados en el proceso. (Collazos, 2008)

Este método presenta una eficiencia significativa, pudiendo eliminar hasta el 95% de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). (Collazos, 2008)

Sin embargo, es importante tener en cuenta que el tratamiento por lodos activados puede acarrear ciertas desventajas. Puede resultar costoso y requiere mantenimiento regular. Además, en ocasiones, este proceso puede generar olores desagradables y emisiones de gases. (Collazos, 2008)

- **Filtros percoladores**

Los filtros percoladores son un método eficaz de tratamiento secundario diseñado para eliminar la materia orgánica disuelta presente en las aguas residuales. Este proceso se basa en el uso de un medio granular, como arena o grava, a través del cual se filtran las aguas residuales, reteniendo así los sólidos suspendidos y la materia orgánica disuelta. Además, en este método, las bacterias se adhieren al medio granular y descomponen la materia orgánica. (Frankel, 2022)

Este proceso se divide en dos etapas:

- Filtración: Las aguas residuales son bombeadas a través de un medio granular. El medio granular actúa como un filtro, reteniendo tanto los sólidos suspendidos como la materia orgánica disuelta en el agua residual. (Frankel, 2022)

- **Biodegradación:** Las bacterias que se adhieren al medio granular desempeñan un papel esencial en la biodegradación de la materia orgánica disuelta, descomponiéndola en componentes más simples y menos perjudiciales. (Frankel, 2022)

Los filtros percoladores presentan una eficiencia destacable, siendo capaces de eliminar hasta el 90% de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), lo que contribuye significativamente a la purificación del agua residual. Es importante mencionar que los filtros percoladores pueden ser menos eficaces en el tratamiento de aguas residuales con un alto contenido de sólidos, ya que estos pueden interferir con el proceso de filtración. (Frankel, 2022)

- **Lagunas de estabilización**

Las lagunas de estabilización constituyen un método de tratamiento secundario que aprovecha lagunas naturales o artificiales para llevar a cabo la descomposición de la materia orgánica disuelta que se encuentra en el agua residual. En este proceso, las bacterias presentes en el agua desempeñan un papel esencial, ya que se desarrollan y son responsables de la descomposición de la materia orgánica. (Guyer, 2011)

- **Las lagunas anaeróbicas**

Son estanques con profundidades de 2-5 metros, son una solución de tratamiento de aguas residuales diseñada para operar en ausencia de oxígeno disuelto. Estos sistemas se construyen impermeabilizando el suelo para evitar la infiltración y no requieren el uso de equipamiento mecánico costoso. Su funcionamiento se basa en la actividad de bacterias anaerobias especializadas que descomponen la materia orgánica presente en el agua residual. (Torres , 2012)

Uno de los principales procesos que ocurre en las lagunas anaeróbicas es la digestión anaerobia. En este proceso, las bacterias anaerobias descomponen la materia orgánica, transformándola principalmente en metano, dióxido de carbono y nuevas células bacterianas. Esto conduce a una reducción significativa de la carga orgánica en las aguas residuales. (Torres , 2012)

Para lograr una eficiente descomposición de la materia orgánica, las lagunas anaeróbicas requieren tiempos de retención hidráulica más largos, generalmente en el rango de 2-5 días. A pesar de su eficacia en la reducción de la carga orgánica, las tasas de remoción de materia orgánica,

medidas como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), pueden ser relativamente bajas. (Torres , 2012)

Este enfoque de tratamiento es una opción de bajo costo y suele ser preferido para pequeñas poblaciones o como pretratamiento de aguas residuales con una alta carga orgánica. Sin embargo, tiene sus desventajas, que incluyen la posibilidad de malos olores debido a la producción de gases, así como su susceptibilidad a cambios climáticos. Además, las lagunas anaeróbicas requieren extensiones de terreno significativas, lo que puede limitar su aplicabilidad en áreas urbanas densamente pobladas. (Torres , 2012)

➤ **Lagunas Aeróbicas**

Las lagunas aeróbicas tienen generalmente una profundidad de 1-2 metros, estas constituyen un método de tratamiento de aguas residuales que opera en presencia de oxígeno. (Guyer, 2011)

A diferencia de las lagunas anaeróbicas, las lagunas aeróbicas requieren tiempos de retención hidráulica más cortos, generalmente en el rango de 2-10 días, lo que resulta en un proceso más eficiente. Estas lagunas logran remover aproximadamente un 85% de la materia orgánica, medida comúnmente como Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), lo que contribuye significativamente a la depuración de las aguas residuales. (Guyer, 2011)

Un beneficio clave de las lagunas aeróbicas radica en sus condiciones aerobias, lo que minimiza la producción de olores ofensivos en comparación con las lagunas anaeróbicas. Además, el crecimiento de algas en estas lagunas contribuye a mantener niveles adecuados de oxígeno y, en algunos casos, puede ayudar en la eliminación de patógenos gracias a la radiación solar. (Guyer, 2011)

➤ **Lagunas Facultativas**

Las lagunas facultativas, son estanques de tratamiento de aguas residuales que combinan procesos aerobios en las capas superficiales con procesos anaerobios en las capas inferiores. Esta combinación de condiciones faculta tanto la degradación aerobia como la anaerobia de la materia orgánica presente en el agua residual. En la capa superficial, la presencia de oxígeno se debe a la fotosíntesis de algas, lo que permite que bacterias aerobias descompongan la materia orgánica. (Guyer, 2011)

Estas lagunas facultativas suelen tener profundidades intermedias, generalmente de 1.5 a 2.5 metros, y tiempos de retención que oscilan entre 20 y 30 días. A través de este proceso, logran remover alrededor del 70-85% de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), lo que contribuye significativamente a la depuración de las aguas residuales. Su relativa sencillez y bajo costo de construcción y operación las convierten en una opción viable para comunidades que buscan soluciones efectivas y económicamente accesibles para el tratamiento de sus aguas residuales. (Guyer, 2011)

1.5 Coagulación/Floculación en el tratamiento de aguas residuales domesticas

En el tratamiento de aguas residuales domésticas, el uso de coagulantes y floculantes es fundamental para la eliminación eficiente de partículas suspendidas y sustancias coloidales. Estos productos químicos ayudan a mejorar la clarificación del agua al facilitar la aglomeración de partículas, formando flóculos que son más fáciles de separar del agua. Aquí se describen los coagulantes y floculantes, así como su función en el proceso de tratamiento de aguas residuales domésticas:

1.5.1 Tipos de coagulantes/floculantes

La elección del coagulante en el proceso de tratamiento de aguas residuales está influenciada por diversos factores, como la naturaleza del agua residual, la concentración de partículas y sólidos suspendidos en ella, así como el nivel de pH del agua. Estos elementos determinan cuál coagulante es el más apropiado para obtener los resultados deseados en el tratamiento de aguas residuales. (Zinkan Enterprises Inc, 2021)

- **Sulfato de aluminio**

Es uno de los coagulantes más ampliamente empleados en el tratamiento de aguas residuales debido a su eficacia en la eliminación de impurezas y partículas suspendidas. La coagulación se produce cuando los iones de aluminio (Al^{3+}), que poseen una carga positiva, se introducen en el agua residual. Estos iones reaccionan con las partículas suspendidas y coloides, las cuales suelen tener una carga negativa. Esta interacción provoca la neutralización de las cargas eléctricas, permitiendo que las partículas se atraigan mutuamente. Como resultado de esta atracción, las partículas se agrupan y forman flóculos más grandes. (SIDESA, 2009)

La coagulación con sulfato de aluminio promueve la formación de flóculos que son más pesados que las partículas individuales. Esto facilita su sedimentación en el agua tratada. Durante la etapa de sedimentación, el agua se coloca en reposo en un tanque especializado, donde los flóculos se asientan en el fondo. Este proceso permite la separación de las impurezas y las partículas sólidas del agua, mejorando su clarificación. (SIDESA, 2009)

El sulfato de aluminio se ha convertido en una elección frecuente en muchas plantas de tratamiento de aguas residuales debido a su eficacia y a su costo razonable. Sin embargo, es crucial destacar que la dosificación de sulfato de aluminio debe ser administrada con precisión para evitar la sobredosificación, lo que podría resultar en problemas como la formación de flóculos demasiado pequeños o un aumento en los niveles de aluminio residual en el agua tratada. Por lo tanto, su uso requiere supervisión y regulación adecuadas para garantizar un tratamiento eficiente y respetuoso con el medio ambiente. (SIDESA, 2009)

- **Cloruro Férrico**

El cloruro férrico es uno de los coagulantes ampliamente empleados en el tratamiento de aguas residuales, desempeñando un papel crucial en la eliminación de impurezas y partículas suspendidas en el proceso. (Sikorska, 2023)

El cloruro férrico se forma a partir de la reacción entre el hierro y el ácido clorhídrico, generando una sal. Cuando esta sal se disuelve en agua, se produce una descomposición que resulta en la liberación de iones férricos (Fe^{3+}) y iones de cloruro (Cl^-). Estos iones desempeñan un papel esencial en el proceso de coagulación de las partículas presentes en el agua residual. (Sikorska, 2023)

Los iones férricos (Fe^{3+}) que se originan a partir del cloruro férrico tienen una carga eléctrica positiva. Cuando se introducen en el agua residual, interactúan con las partículas suspendidas y los coloides, que generalmente poseen una carga negativa. Esta interacción da lugar a la neutralización de las cargas eléctricas, lo que permite que las partículas se atraigan entre sí. Como resultado, las partículas se agrupan y forman flóculos de mayor tamaño. (Sikorska, 2023)

La coagulación mediante el uso de cloruro férrico estimula la generación de flóculos que poseen una mayor masa en comparación con las partículas individuales. Esta característica facilita su sedimentación en el agua tratada. Los flóculos funcionan como dispositivos de captura al atrapar

partículas suspendidas y sólidos en suspensión a medida que descienden, lo que simplifica su posterior eliminación del agua. (Sikorska, 2023)

En la etapa de sedimentación y clarificación, una vez formados los flóculos, el agua tratada se somete a un proceso de reposo en un tanque de sedimentación. Durante esta fase, se permite que los flóculos se depositen en el fondo del tanque. Este procedimiento conduce a la separación efectiva de las impurezas y las partículas sólidas del agua, lo que resulta en una mejora en la claridad del agua. (Sikorska, 2023)

- **Polímeros orgánicos**

En el proceso de tratamiento de aguas residuales, los polímeros orgánicos desempeñan un papel crucial al actuar como coagulantes. Estos coagulantes son sustancias diseñadas para desestabilizar las partículas coloidales presentes en suspensión, facilitando su aglomeración y permitiendo la eliminación efectiva de turbidez, así como la reducción de la concentración de materia orgánica y microorganismos en el agua tratada. (Gómez Gutiérrez, 2017)

Comparados con los coagulantes inorgánicos convencionales, como el sulfato de aluminio o el cloruro férrico, los polímeros orgánicos presentan varias ventajas significativas. Una de estas ventajas radica en su mayor eficiencia coagulante, lo que implica que se requieren cantidades menores de polímero para lograr el mismo efecto coagulante, optimizando así el proceso de tratamiento. (Gómez Gutiérrez, 2017)

Además, los polímeros orgánicos poseen la propiedad de ser biodegradables, lo que significa que su descomposición no genera residuos tóxicos. Esta característica contribuye a la sostenibilidad ambiental del tratamiento de aguas residuales al evitar la introducción de compuestos no biodegradables en el medio ambiente. (Gómez Gutiérrez, 2017)

Otro beneficio destacado de los polímeros orgánicos es la reducción en la generación de lodo. Esta disminución en la producción de lodo facilita tanto el tratamiento del agua como la disposición final del lodo resultante del proceso, simplificando la gestión de los residuos asociados con el tratamiento de aguas residuales. (Gómez Gutiérrez, 2017)

Propiedad/Aspecto	Cloruro Férrico (FeCl₃)	Sulfato de Aluminio (Al₂(SO₄)₃)	Polímeros Orgánicos
Ajuste de pH	Menos probable que requiera ajuste de pH debido a su menor efecto acidificante	Puede requerir ajuste de pH, ya que tiende a reducir el pH del agua	Menos sensible al ajuste de pH, mayor flexibilidad
Forma Química	Compuesto de hierro y cloro	Compuesto de aluminio y azufre	Variada
Generación de lodos	Produce menos lodos, lo que puede facilitar la gestión de residuos	Puede generar más lodos, lo que podría requerir un manejo más cuidadoso	Tiene una generación reducida.
Costo	Puede ser más caro que el sulfato de aluminio, pero la dosificación efectiva puede ser menor	A menudo más económico, pero la dosificación puede ser mayor	El costo del polímero es variado, esto depende del tipo específico de polímero
Olores y color	Menos probable que cause cambios notables en el olor o el color del agua tratada	Puede causar olores y cambios en el color del agua tratada, pero esto puede variar según las condiciones específicas	Menos probable que cause olores desfavorables, de igual manera con el color.

Tabla 2 Comparación de los coagulantes. Elaborado por el autor

1.6 Generación de lodos

La generación de lodos en el tratamiento de aguas residuales se refiere a la formación de sólidos residuales durante el proceso de tratamiento. Este proceso suele implicar la aplicación de coagulantes, floculantes y otros productos químicos para facilitar la eliminación de partículas suspendidas y coloides presentes en el agua. A medida que estas partículas se agrupan y forman flocs más grandes, se vuelven más fácilmente separables del agua a través de procesos de sedimentación. (EQUIPO FLOWEN , 2022)

Los lodos resultantes son una mezcla de sólidos, agua y otros componentes. Estos lodos deben gestionarse de manera adecuada para evitar impactos ambientales negativos. Las opciones comunes de gestión de lodos incluyen la deshidratación, el tratamiento anaeróbico o aeróbico, y en algunos casos, la incineración. La elección del método de gestión dependerá de factores como

la composición específica de los lodos, los requisitos normativos y las consideraciones ambientales locales. La gestión eficiente de los lodos es crucial para garantizar la protección del medio ambiente y el cumplimiento de los estándares de calidad del agua. (EQUIPO FLOWEN , 2022)

La realización de pruebas de laboratorio es esencial para comprender en detalle la composición y características de los lodos generados durante el tratamiento de aguas residuales. Estas pruebas son cruciales para abordar preguntas específicas relacionadas con la investigación y para optimizar los procesos de tratamiento. (EQUIPO FLOWEN , 2022)

1.7 Pruebas de laboratorio

Las pruebas de laboratorio llevadas a cabo son cruciales para el aseguramiento de eficiencia con los estándares ambientales y de salud. Estas pruebas suministran datos acerca de la existencia de diversos contaminantes. Entre las pruebas habituales se encuentran:

- **Pruebas físicas**
 - Temperatura
 - Color
 - Turbidez
- **Pruebas químicas**
 - pH: Mide la acidez o alcalinidad del agua.
 - Demandas Químicas de Oxígeno (DQO) y Demandas Bioquímicas de Oxígeno (DBO): Indica la cantidad de oxígeno necesario para descomponer los materiales orgánicos.
- **Prueba de Jarras**

Las pruebas de jarras, también conocidas como pruebas de coagulación-floculación, son específicas para evaluar la eficiencia de los procesos de coagulación y floculación. (DISIN S.A., 2018)

Esta no se clasifica estrictamente como una prueba física o química, debido a que implica procesos fisicoquímicos.

- **Aspectos físicos**

Coagulación: En esta etapa, se añade un coagulante (sulfato de aluminio, cloruro férrico, etc.) al agua residual. Este proceso físico permite la aglutinación de partículas finas y coloides presentes en el agua, formando flóculos más grandes. (DISIN S.A., 2018)

Agitación y decantación.

Observación y medición.

➤ **Aspectos químicos**

Interacción Química: La eficacia de la coagulación y floculación implica reacciones químicas entre los coagulantes/floculantes y las partículas en el agua. (DISIN S.A., 2018)

La prueba de jarras se lleva a cabo en un entorno de laboratorio utilizando recipientes conocidos como jarras de prueba. En estas jarras, se simula la adición de coagulantes y floculantes al agua residual. (DISIN S.A., 2018)

Después del proceso, se observa la claridad del agua y se mide la cantidad de sólidos sedimentados en las jarras. Estas observaciones son cruciales para ajustar las dosis de coagulantes y floculantes en el tratamiento real del agua. (DISIN S.A., 2018)

Capítulo II – Metodología

2.1 Introducción

En esta sección, se detallan los procedimientos empleados para establecer la dosificación óptima de sulfato de aluminio y cloruro férrico como coagulantes en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Este proceso se inicia con recolección de la muestra en sitio, luego con la realización de diversas pruebas a la misma.

Para alcanzar los objetivos establecidos en la investigación, se diseñó un protocolo experimental que abarcó diversas etapas, incluyendo pruebas piloto. Esta fase inicial fue esencial para refinar la metodología y asegurar la eficacia de las técnicas aplicadas en condiciones controladas.

2.2 Selección de la muestra

Las muestras de aguas residuales domésticas fueron obtenidas de una planta de tratamiento ubicada en Isla Mocoli, en la Urb. Mónaco. Esta planta de tratamiento cuenta con un caudal de entrada de $3.15 \frac{l}{seg}$. La planta de tratamiento se seleccionó debido a su representatividad como una instalación operativa en un entorno urbano, lo que permite obtener resultados más aplicables a situaciones similares.



Ilustración 1 Ubicación de la planta de tratamiento. (Google Earth, 2023)

Se tomaron varias muestras representativas de aguas residuales, como punto de partida para las pruebas. La primera muestra se tomó el 13 de noviembre de 2023 a las 9:00 am, la segunda muestra el 27 de noviembre de 2023 a la misma hora, estas primeras muestras fueron tomadas para las pruebas de jarras, una vez realizadas esas pruebas, se volvió a tomar muestras el viernes 19 de enero de 2024 y el miércoles 24 de enero de 2024, para las pruebas piloto.

Esta programación se diseñó con el objetivo de mantener la consistencia en las propiedades del agua, minimizando las variaciones temporales y garantizando la comparabilidad de los resultados a lo largo de las pruebas.



Ilustración 2 Recolección de muestra. Fuente: Autor

Los siguientes criterios fueron aplicados para la selección de la muestra:

- Diversidad de las fuentes de contaminación
- Flujos de aguas residuales
- Homogeneidad
- Temporalidad

La combinación de estos criterios garantiza la obtención de muestras, así mismo proporcionando una base sólida para la comparación de la eficiencia de los coagulantes y la generación de lodos en el proceso de tratamiento.

2.3 Procedimiento de tratamiento

El procedimiento inicial consistió en la aplicación de la prueba de jarras, donde se evaluaron diferentes concentraciones de sulfato de aluminio y cloruro férrico para determinar sus efectos sobre la coagulación. Se llevaron a cabo pruebas exhaustivas, ajustando las dosificaciones de coagulantes para lograr la máxima eficacia en la remoción de contaminantes presentes en las aguas residuales.

2.3.1 Tratamiento con sulfato de aluminio

Las pruebas de jarras constituyen una fase esencial para determinar la dosificación óptima de este coagulante en el tratamiento de aguas residuales. Este proceso se llevó a cabo de la siguiente manera:

- **Preparación de las muestras**

Se tomaron 3 jarras de 1000 ml para cada prueba del agua residual recolectada durante las fechas mencionadas en la sección 2.1.

- **Variación de dosificaciones**

Se establecieron diferentes dosificaciones de sulfato de aluminio al 10%, para cada jarra en las diferentes pruebas, cubriendo un rango amplio de concentraciones.

Dosificación de sulfato de aluminio			
1era Prueba	2da Prueba	3era Prueba	4ta Prueba
1 ml	4 ml	7 ml	6.5 ml
2 ml	5 ml	8 ml	7.4 ml
3 ml	6 ml	9 ml	7.8 ml

Tabla 3 Dosificaciones de sulfato de aluminio. Elaborado por el autor

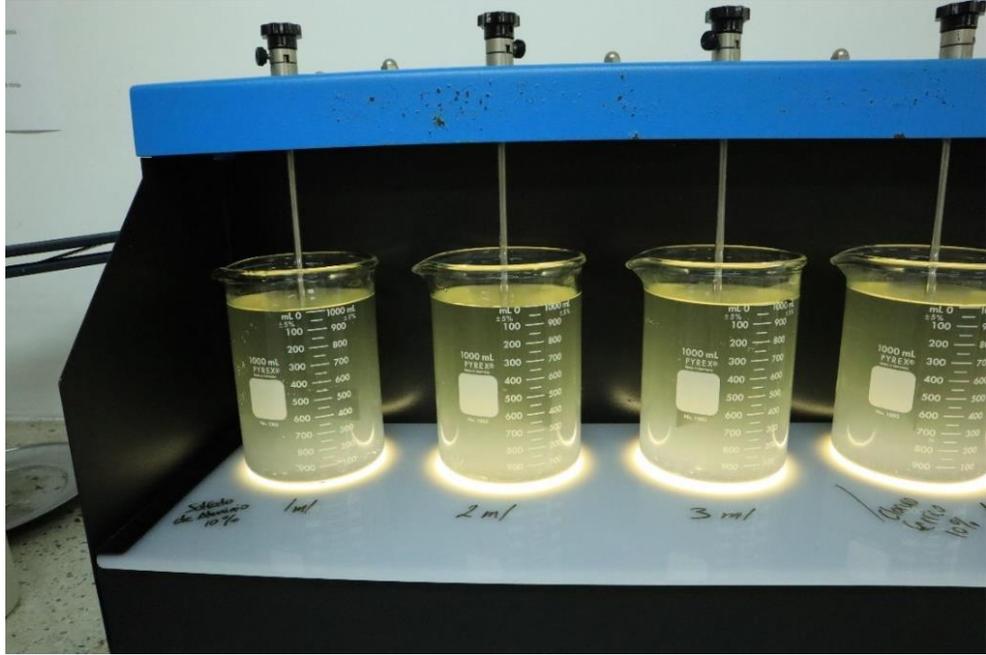


Ilustración 3 Dosificación de la primera prueba. Fuente: Autor.

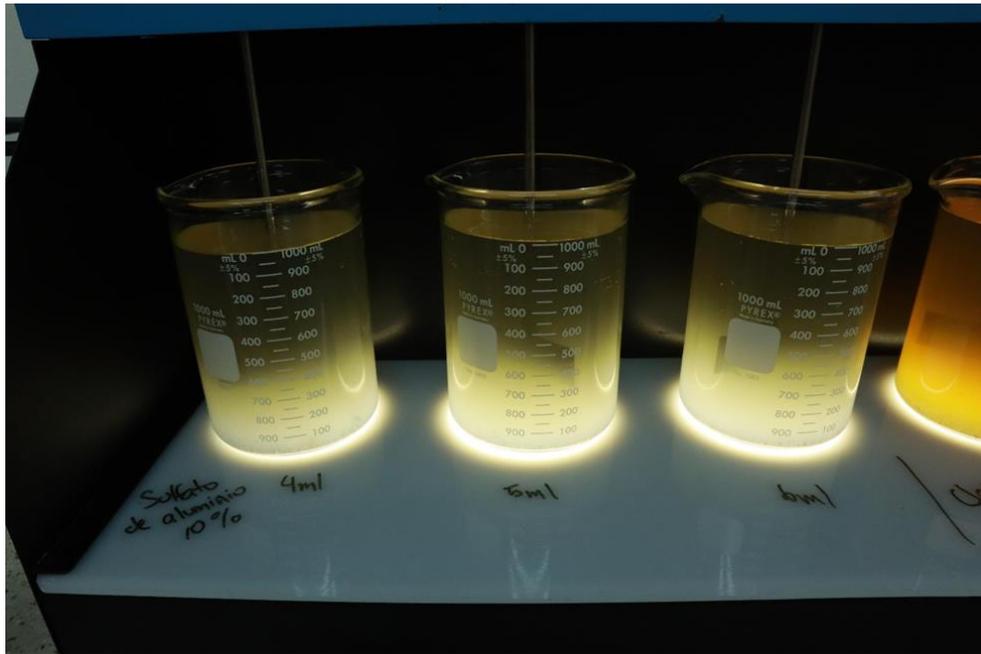


Ilustración 4 Dosificación de la segunda prueba. Fuente: Autor

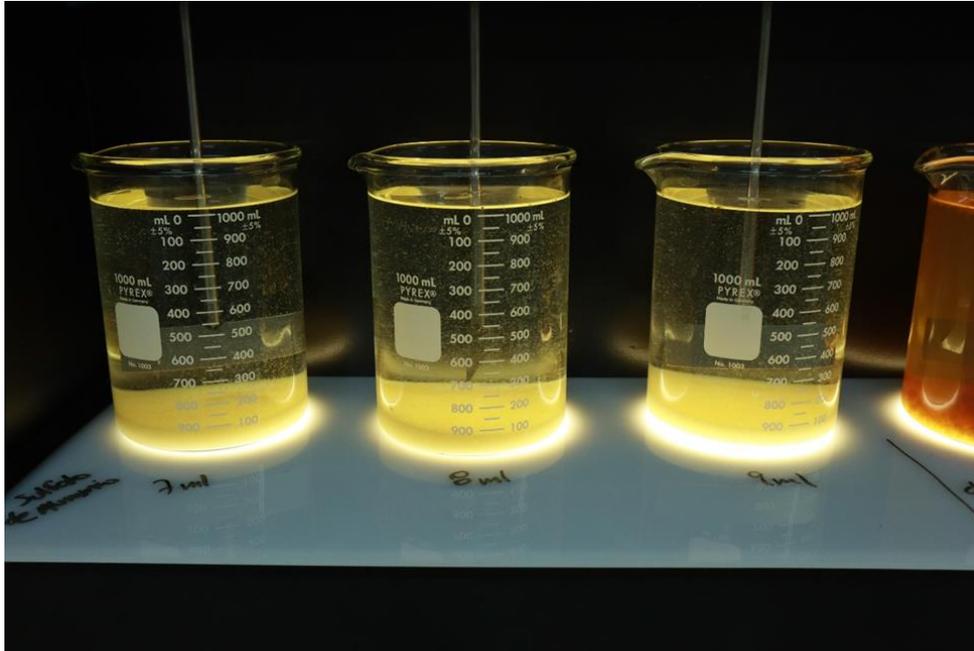


Ilustración 5 Dosificación de la tercera prueba. Fuente: Autor

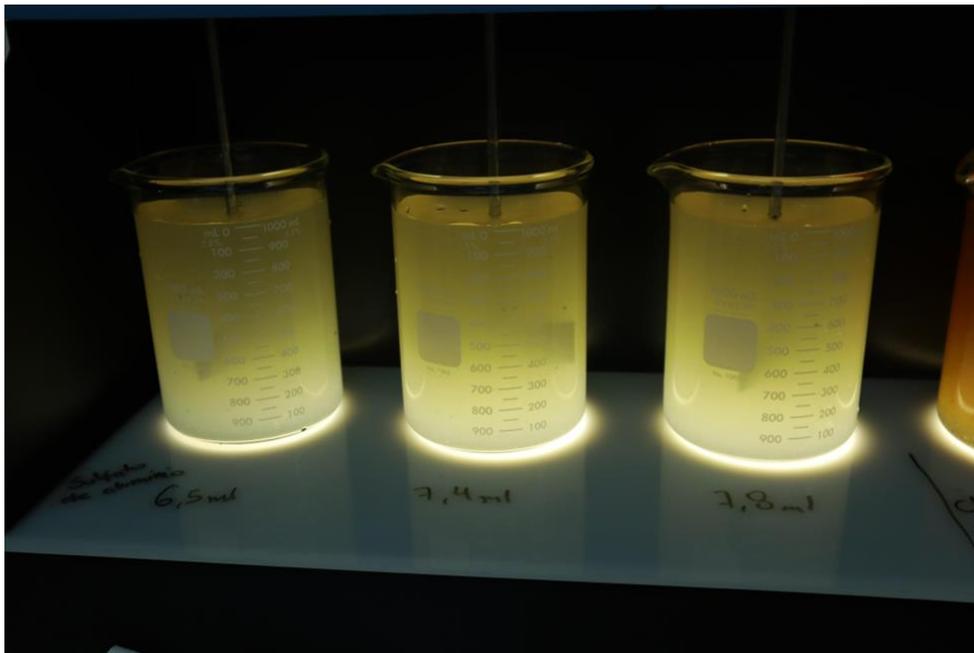


Ilustración 6 Dosificación de cuarta prueba. Fuente: Autor

- **Agitación y Coagulación**

Cada jarra se sometió a un proceso de agitación controlada, una agitación rápida seguida de una agitación lenta, esto para facilitar la dispersión homogénea del sulfato de aluminio en el agua residual.

Tras la agitación, se da un período de coagulación durante el cual se observa la formación de flóculos, indicativos de la eficacia del coagulante en la remoción de impurezas.

- **Decantación y Medición**

Se permite la decantación de los flóculos formados. Se mide la claridad del agua sobrenadante y se registra la cantidad y tamaños de los flóculos presentes.

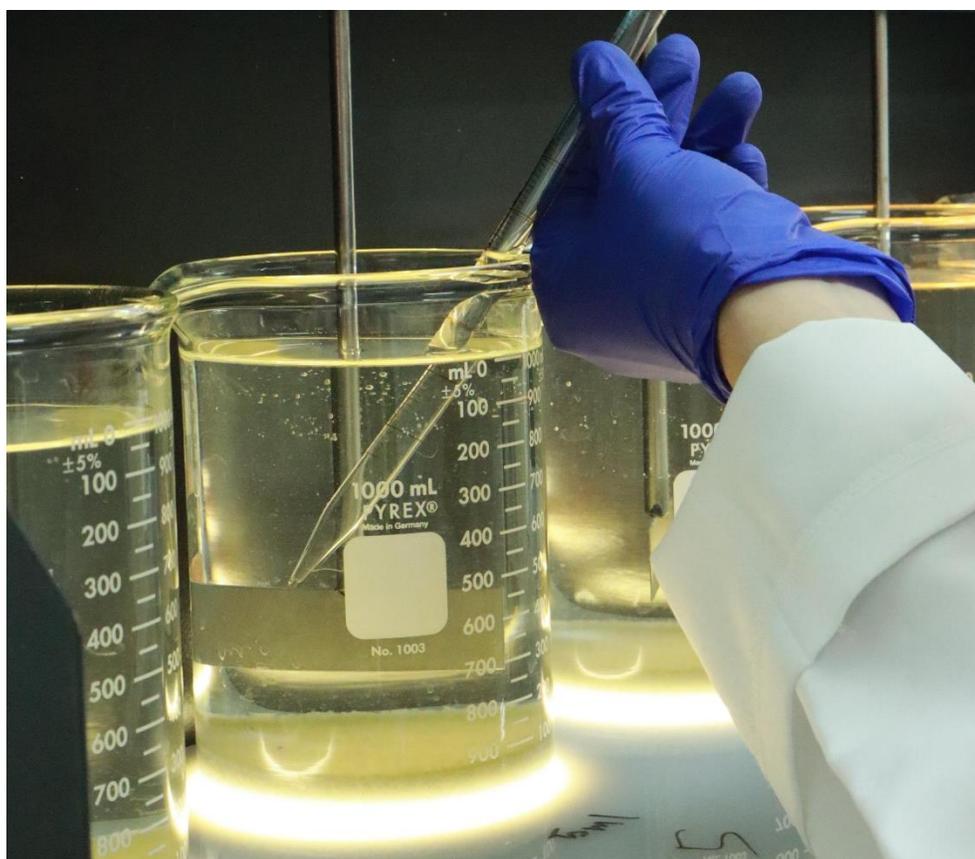


Ilustración 7 Decantación y medición. Fuente: Autor

- **Pruebas adicionales de pH y Turbidez**

Se lleva a cabo mediciones de pH y turbidez en cada jarra para evaluar el impacto de la dosificación de sulfato de aluminio en estas propiedades fundamentales del agua tratada.

Se extrae una muestra representativa del agua sobrenadante en cada jarra después de la decantación de los flóculos, y usando un medidor de pH calibrado para medir el nivel de acidez o alcalinidad de la muestra.

Para la medición de turbidez se extrajo otra muestra del agua tratada de cada jarra y se midió la turbidez, esto se realizó utilizando un turbidímetro calibrado.

- **Cuantificación de lodos por conos Imhoff**

La cuantificación de lodos mediante conos Imhoff implica utilizar dispositivos diseñados para medir la cantidad de sólidos sedimentables en una muestra de agua residual. Para llevar a cabo este proceso, se vierten las muestras ya tratadas con diversas dosificaciones de sulfato de aluminio en los conos Imhoff, asegurándose de evitar la introducción de burbujas de aire. Posteriormente, se deja reposar el cono en posición vertical durante un periodo comúnmente establecido, generalmente de una hora, permitiendo que los sólidos sedimentables en el agua residual se asienten en la parte inferior del cono.

Luego, se procede a inclinar cuidadosamente el cono Imhoff con el objetivo de separar las capas, dejando el agua clarificada en la parte superior y los sólidos sedimentados en la parte inferior. Para evaluar la cantidad de lodos, se mide la altura de la interfase entre el agua y los lodos mediante una regla graduada incorporada en el propio cono. Este proceso proporciona resultados que son registrados y utilizados para evaluar la eficiencia del tratamiento y la calidad del agua residual.

2.3.2 Tratamiento con cloruro férrico

Las pruebas de jarras con cloruro férrico representan una etapa fundamental en la determinación de la dosificación óptima de este coagulante para el tratamiento de aguas residuales. Este proceso se llevó a cabo de la siguiente manera:

- **Preparación de las muestras**

Se extrajeron 3 jarras de 1000 ml para cada prueba del agua residual recolectada durante las fechas mencionadas en la sección 2.1. Las jarras previamente deben ser limpiadas y etiquetadas para garantizar los resultados.

- **Variación de dosificaciones**

Se establecieron diferentes dosificaciones de cloruro férrico al 10%, para cada jarra en las diferentes pruebas, cubriendo un rango amplio de concentraciones. Esto permite evaluar la eficiencia del coagulante en distintas proporciones y determinar la dosificación más efectiva.

Dosificación de cloruro férrico			
1era Prueba	2da Prueba	3era Prueba	4ta Prueba
1 ml	4 ml	7 ml	5.2 ml
2 ml	5 ml	8 ml	5.5 ml
3 ml	6 ml	9 ml	5.8 ml

Tabla 4 Dosificación de cloruro férrico. Elaborado por el Autor.

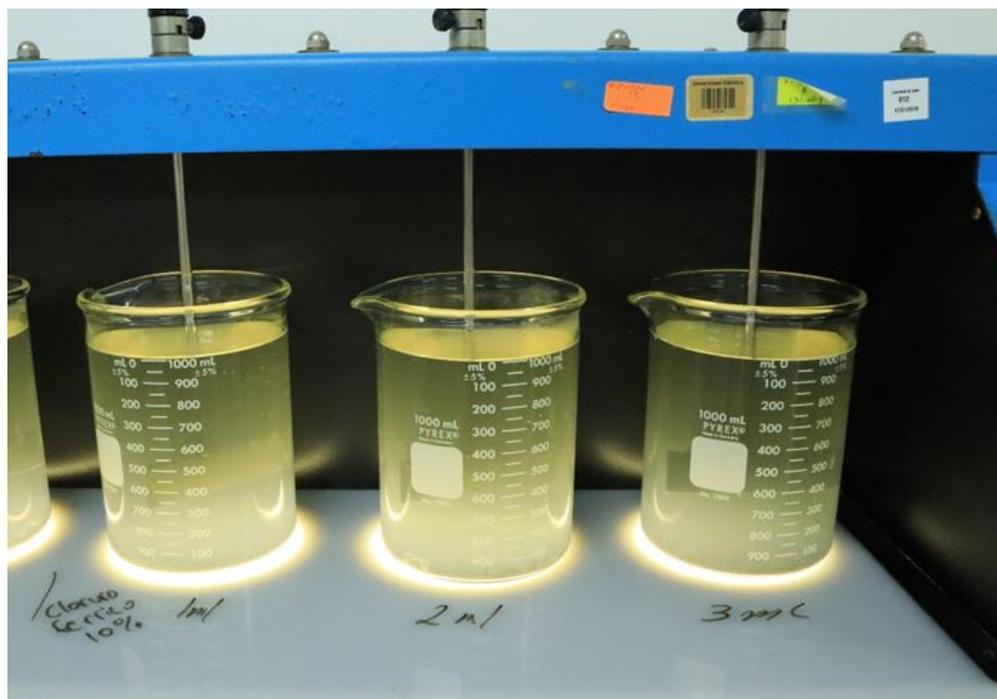


Ilustración 8 Dosificación para la primera prueba. Fuente: Autor.

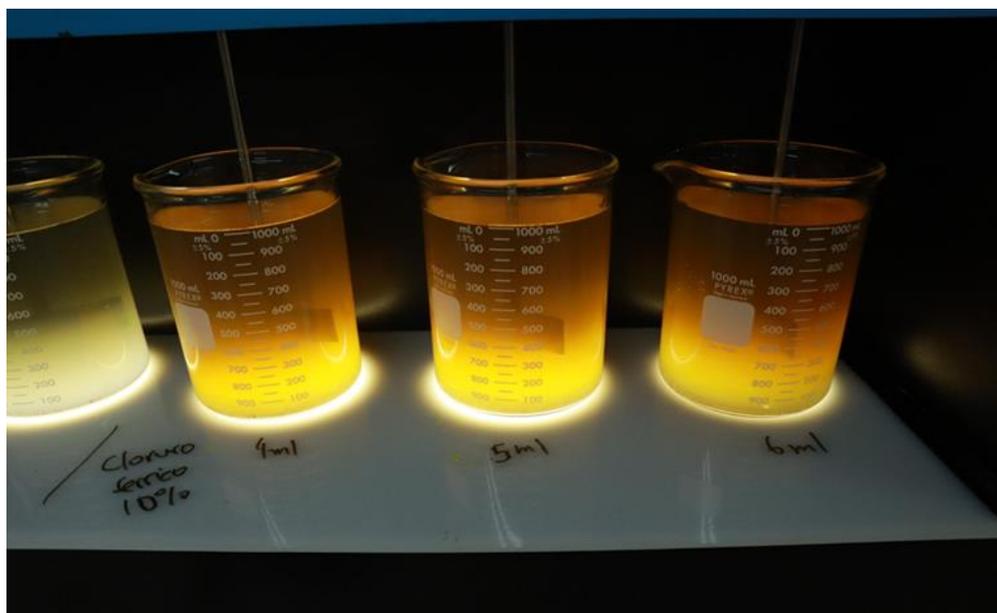


Ilustración 10 Dosificación de segunda prueba. Elaborado por el autor.



Ilustración 9 Dosificación de tercera prueba. Fuente: Autor.

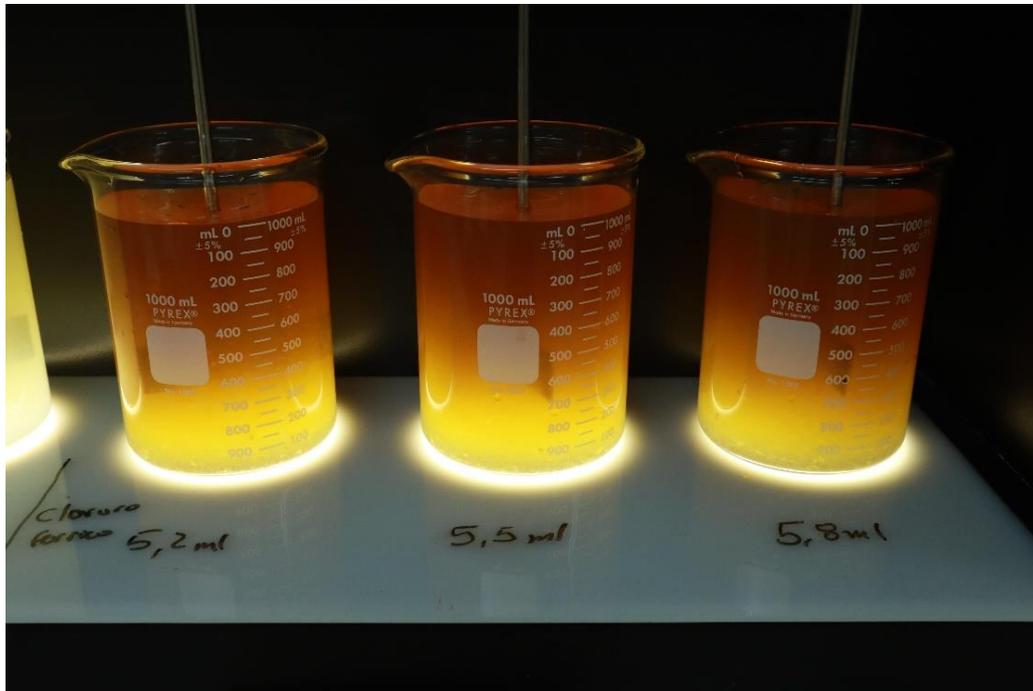


Ilustración 11 Dosificación de cuarta prueba. Fuente: Autor.

- **Agitación y Coagulación**

Cada jarra se sometió a un proceso de agitación controlada, una agitación rápida seguida de una agitación lenta, para lograr una dispersión homogénea del cloruro férrico en el agua residual.

Después de la agitación, se da un período de coagulación durante el cual se observa la formación de flóculos, indicativos de la eficacia del coagulante en la remoción de impurezas.

- **Decantación y Medición**

Se permite la decantación de los flóculos formados. Se mide la claridad del agua sobrenadante y se registra la cantidad y tamaños de los flóculos presentes.

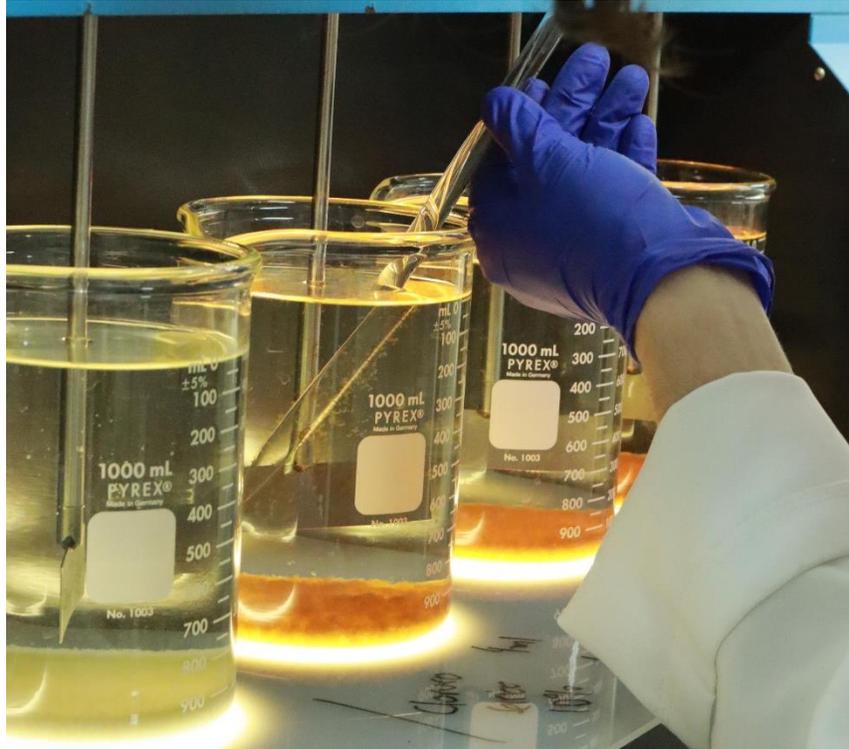


Ilustración 12 Decantación y medición. Fuente: Autor.

- **Pruebas adicionales de pH y Turbidez**

Se lleva a cabo mediciones de pH y turbidez en cada jarra para evaluar el impacto de la dosificación de cloruro férrico en estas propiedades fundamentales del agua tratada.

Se extrae una muestra representativa del agua sobrenadante en cada jarra después de la decantación de los flóculos, y usando un medidor de pH calibrado para medir el nivel de acidez o alcalinidad de la muestra.

Para la medición de turbidez se extrajo otra muestra del agua tratada de cada jarra y se midió la turbidez, esto se realizó utilizando un turbidímetro calibrado.

- **Cuantificación de lodos por conos Imhoff**

Los conos Imhoff son dispositivos diseñados para medir la cantidad de sólidos sedimentables presentes en una muestra de agua residual.

Se vierte las muestras ya tratadas con las diversas dosificaciones de cloruro férrico en los conos de Imhoff, evitando la introducción de burbujas de aire. A continuación, se deja reposar el cono en posición vertical durante un periodo comúnmente establecido de una hora. Durante este

tiempo, los sólidos sedimentables presentes en el agua residual se asientan en la parte inferior del cono.

Posteriormente, se inclina cuidadosamente el cono Imhoff para separar las capas: el agua clarificada en la parte superior y los sólidos sedimentados en la parte inferior. Se procede a medir la altura de la interfase entre el agua y los lodos utilizando una regla graduada incorporada en el propio cono.



Ilustración 13 Uso de los conos de Imhoff. Fuente: Autor

2.4 Evaluación de parámetros complementarios

Se lleva a cabo análisis detallados de parámetros complementarios esenciales, como la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Estos parámetros proporcionaron una perspectiva más completa y detallada del impacto del tratamiento con sulfato de aluminio y cloruro férrico en la calidad del agua residual.

2.4.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

El proceso inicia con el precalentamiento del termo reactor DRB 200 a una temperatura de 150°C, siendo esencial presionar el botón "start" para iniciar el calentamiento controlado. Esta etapa es crucial para garantizar condiciones óptimas de digestión de las muestras.

En la fase de identificación, se requiere una meticulosa distinción entre las muestras y el blanco, previniendo potenciales confusiones durante el análisis subsiguiente. Este enfoque contribuye a la integridad y rastreabilidad de los resultados.

La preparación de la muestra y el blanco está determinada por el rango de evaluación. Para este caso el rango empleo es de 0,2 ml tanto para la muestra como para el blanco, cantidad que debe ser cuidadosamente dispensada en los viales correspondientes. Posteriormente, el vial se cierra herméticamente, y se procede a agitar el vial por cinco ocasiones. Este procedimiento asegura una homogeneización eficiente.

Se ajuste el tiempo del termo reactor a 2 horas. Durante este lapso, los viales se colocan en el termo reactor, se tapan y se inicia el proceso presionando "start".

Al concluir el tiempo predeterminado, las muestras se agitan nuevamente y se les permite enfriarse. Este paso es esencial para estabilizar las muestras antes de la medición subsiguiente.

En la fase de medición, se enciende el espectrofotómetro DR6000 y se selecciona el programa específico para DQO HR. Se inicia marcando cero con el blanco, estableciendo así una referencia base. A continuación, se coloca el vial con la muestra en el espectrofotómetro y se realiza la medición, obteniendo así los resultados de la DQO.

2.4.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

El método estandarizado para la determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (DBO5) se inicia con la preparación de las soluciones utilizadas en la elaboración del agua de dilución. Entre estas soluciones se encuentran la solución amortiguadora de fosfato, la solución de sulfato de magnesio, la solución de cloruro de calcio y la solución de cloruro férrico. Posteriormente, se procede a preparar el agua de dilución, donde se añade 2 ml de cada solución al agua destilada, en proporción de un litro de agua por cada solución.



Ilustración 14 Soluciones utilizadas. Fuente: Autor

En la preparación de la muestra, se enfatiza el ajuste de la temperatura a 20°C y la regulación del pH entre 6 y 8 utilizando soluciones de ácido sulfúrico e hidróxido de sodio. Es fundamental asegurarse de que la cantidad de reactivo añadido no disuelva la muestra.

La fase siguiente implica la verificación de diversas diluciones de la muestra preparada, garantizando la obtención de los abatimientos necesarios durante la incubación. Para ello, se procede a la preparación de diluciones específicas y a la carga de frascos destinados a la incubación y a la determinación del oxígeno disuelto (OD) inicial.

En el proceso de mezcla y distribución, se evita el arrastre de aire al agitar la dilución con un agitador de tipo émbolo. La dilución se coloca en dos frascos para DBO, uno designado para la incubación y el otro para la medición del OD inicial. Ambos frascos se cierran herméticamente, asegurándose de contar con un sello hidráulico.

La fase final consiste en la incubación de los frascos a una temperatura constante de 20°C durante un periodo de 5 días. Durante este tiempo, se registra y observa el consumo de oxígeno disuelto, actuando como indicador clave para la Demanda Bioquímica de Oxígeno. Este procedimiento garantiza la obtención de datos precisos y fiables en la evaluación de la calidad del agua.

2.5 Prueba Piloto

Se realizaron diversas pruebas piloto para cada coagulante en un entorno de laboratorio para evaluar la viabilidad de la metodología propuesta antes de la implementación completa.

Antes de llevar a cabo las pruebas piloto con los diferentes coagulantes, se hizo una planificación del diseño experimental, donde se seleccionaron tres tanques de 20 litros cada uno, que simulan las condiciones a escala reducida de una PTAR (Planta de Tratamiento de Aguas Residuales).

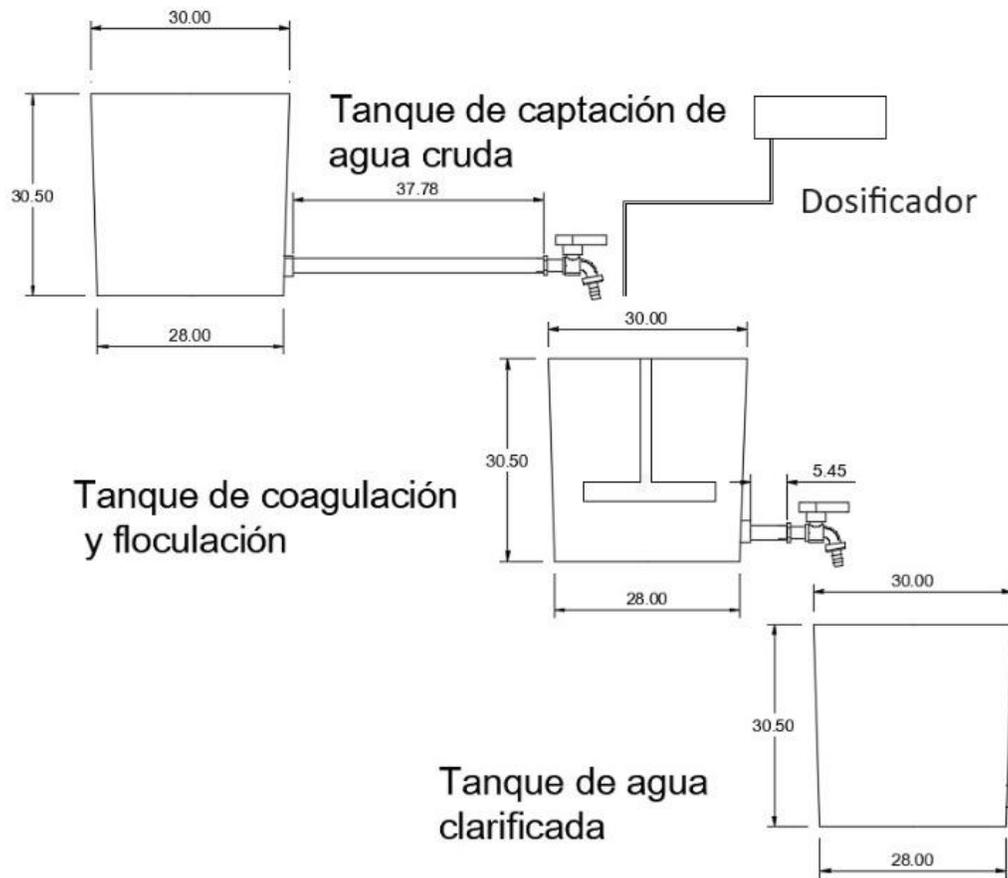


Ilustración 15 Diseño en AutoCAD de los tanques. Fuente: Autor.

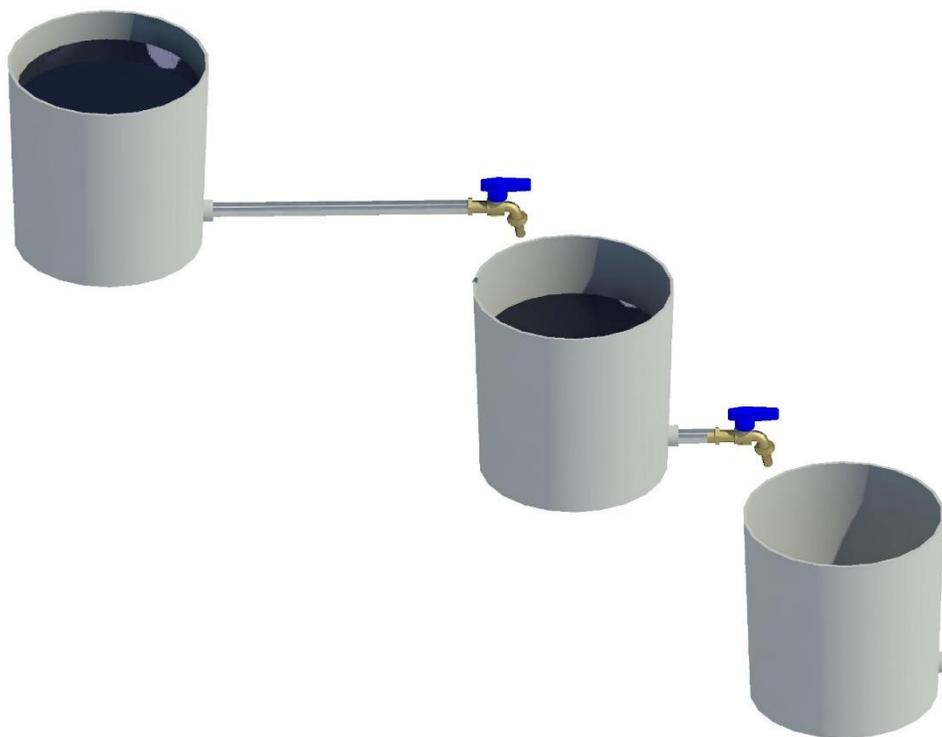


Ilustración 16 Elevación en 3D de los tanques. Fuente: Autor

Se emplean estos tres tanques, cada uno con una capacidad de 20 litros. Inicialmente, en el primer tanque, se introduce una muestra de agua cruda equivalente a la totalidad de su capacidad, es decir, 20 litros. A continuación, se inicia el flujo de esta muestra hacia el segundo tanque mediante la apertura de una válvula, generando un caudal de entrada de 0.0164 litros por segundo.

En el segundo tanque, se produce la mezcla de la muestra de agua cruda con un coagulante, introduciendo un volumen específico de 18 litros de este último. Posteriormente, se permite que la mezcla repose durante un periodo de una hora, durante el cual los lodos sedimentarios presentes en la muestra se separan y se ubican en la parte inferior del tanque.

Tras la fase de decantación, se procede a la apertura de una segunda válvula ubicada en el segundo tanque, la cual posibilita el flujo controlado del agua decantada hacia un destino predeterminado. Este paso permite la separación efectiva del agua tratada de los lodos sedimentados, culminando así el proceso de tratamiento.

2.5.1 Prueba piloto con Sulfato de aluminio

Las pruebas piloto con sulfato de aluminio se diseñaron con el propósito de evaluar la efectividad de este coagulante en el tratamiento de aguas residuales domésticas a escala piloto en un entorno de laboratorio controlado.

En estas pruebas piloto, se llevaron a cabo diferentes fases:

- **Selección de muestras**

La obtención de la muestra se llevó a cabo en Isla Mocoli, específicamente en la Urb. Mónaco, localización donde previamente se realizaron las primeras tomas de muestra para las distintas pruebas de jarras mencionadas con anterioridad. Las recolecciones de las muestras se efectuaron el viernes 19 de enero de 2024 y el miércoles 24 de enero de 2024, extrayendo un volumen total de 60 litros de agua cruda para realizar las presente pruebas piloto con sulfato de aluminio.



Ilustración 17 Agua cruda para prueba piloto con sulfato de aluminio. Fuente: Autor

- **Dosificación**

Se implementa la dosificación óptima de sulfato de aluminio. Previamente determinada para un volumen de 18 litros y calibrada de acuerdo con las dosificaciones empleadas en las pruebas de jarras previas. La dosificación específica se introduce de manera estratégica en el flujo de entrada, permitiendo una distribución homogénea del coagulante en la mezcla de agua cruda.



Ilustración 18 Vertido de la dosificación de sulfato de aluminio. Fuente: Autor.

Posteriormente, se deja decantar por una hora aproximadamente donde se iniciará la fase de generación de lodos, en la cual se espera la precipitación y acumulación de los sólidos en el fondo del tanque, facilitando así su posterior separación del agua tratada. Este procedimiento técnico es esencial para evaluar la eficiencia del coagulante aplicado en la eliminación de sólidos y la generación de lodos en el contexto del tratamiento de aguas residuales.



Ilustración 19 Decantación de los lodos sedimentarios. Fuente: Autor.

- **Pruebas de laboratorio**

Antes de someter el agua cruda al tratamiento con sulfato de aluminio, se lleva a cabo una serie de análisis para evaluar sus características iniciales. Estas pruebas incluyen la medición de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), la Demanda Química de Oxígeno (DQO), el pH y la turbidez. Estos parámetros proporcionan una comprensión detallada del estado natural del agua antes de la intervención del tratamiento.

Una vez completado el proceso de tratamiento con sulfato de aluminio, se extrae una muestra representativa del agua tratada. Esta muestra se somete a un análisis exhaustivo que abarca la DBO, DQO, pH, turbidez y la cuantificación de lodos sedimentarios. Estos análisis postratamiento permiten evaluar los cambios experimentados por el agua cruda durante el proceso y determinar la eficacia del sulfato de aluminio en la mejora de sus propiedades. La cuantificación de lodos sedimentarios es particularmente crucial para entender el rendimiento del coagulante en la eliminación de partículas suspendidas y, por ende, en la clarificación del agua tratada.

2.5.2 Prueba piloto con cloruro férrico

Las ejecuciones de las pruebas piloto con cloruro férrico fueron llevadas a cabo para evaluar su eficacia en el tratamiento de aguas residuales.

Las pruebas piloto con cloruro férrico proporcionaron datos valiosos que contribuirán a la comprensión de su desempeño en comparación con otros coagulantes, como el sulfato de aluminio, en términos de mejora de la calidad del agua y generación de lodos.

En estas pruebas piloto, se llevaron a cabo diferentes fases:

- **Selección de muestras**

La recopilación de la muestra se llevó a cabo en Isla Mocoli, específicamente en la urbanización Mónaco, donde previamente se efectuaron las tomas iniciales para diversas pruebas de jarras, según se mencionó anteriormente. Este proceso se ejecutó el viernes 19 de enero de 2024 y el miércoles 24 de enero de 2024, con la extracción de un volumen preciso de 60 litros de agua cruda para las pruebas piloto con cloruro férrico.

Es importante destacar que este volumen es consistente con el utilizado en las pruebas piloto con sulfato de aluminio, con el objetivo de garantizar condiciones uniformes para una comparación significativa de las eficiencias entre los diferentes tratamientos. La elección de la misma cantidad de agua cruda en ambas instancias de prueba busca establecer una base homogénea para evaluar y contrastar los resultados obtenidos.

- **Dosificación**

Se realiza la implementación de la dosificación óptima de cloruro férrico, predefinida para el volumen de 18 litros, se llevó a cabo en concordancia con las dosificaciones previamente utilizadas en las pruebas de jarras, según se mencionó con anterioridad. Este proceso se integró de manera precisa en el flujo de entrada dirigido hacia el segundo tanque. A partir de este punto, se iniciará la fase correspondiente a la generación de lodos, anticipando la precipitación y acumulación de sólidos en la base del tanque.



Ilustración 20 Dosificación y decantación con cloruro férrico. Fuente: Autor

Este enfoque estratégico busca favorecer la formación de flocs y la posterior sedimentación de partículas sólidas, permitiendo una separación eficiente de los lodos del agua tratada. La anticipación de la generación de lodos es fundamental para optimizar el proceso de clarificación y mejorar la calidad del agua resultante.

- **Pruebas de laboratorio**

Al igual que en las pruebas piloto con sulfato de aluminio, se llevaron a cabo análisis de laboratorio con el objetivo de cuantificar diversos parámetros, tanto antes como después de la aplicación del cloruro férrico durante la fase de prueba piloto correspondiente. Estos parámetros comprendieron la Demanda Química de Oxígeno (DQO), la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), la turbidez, el pH y la cuantificación de lodos. La ejecución de estos análisis se erige como una práctica esencial para obtener información detallada sobre la respuesta del agua al tratamiento, permitiendo una evaluación precisa de la eficacia del proceso.

Capítulo III – Análisis de Resultados

3.1 Introducción

Este capítulo presenta el análisis detallado de los resultados obtenidos durante la investigación que compara la eficiencia, generación de lodos y costos asociados al uso del sulfato de aluminio y el cloruro férrico en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Se examinan los datos recopilados a lo largo de la investigación para evaluar el impacto de cada coagulante en los parámetros de calidad del agua y en los aspectos económicos del proceso.

Se presentan los resultados obtenidos en las pruebas de laboratorios, las cuales abordan aspectos clave, incluyendo pruebas de jarras, análisis de pH, turbidez, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y cuantificación de lodos mediante los conos de Imhoff, también se presentan los resultados de las pruebas piloto con cada coagulante.

3.2 Resultados del tratamiento con sulfato de aluminio

Se presentarán los resultados de las diversas pruebas realizadas con sulfato de aluminio, con el propósito de determinar la dosificación óptima del coagulante para el tratamiento de agua cruda.

Estas evaluaciones se llevaron a cabo a través de pruebas de jarras, con la medición de parámetros tales como el pH, la turbidez y la cuantificación de lodos sedimentados. Estos resultados permitirán validar la dosificación óptima del coagulante. Adicionalmente, se presentarán los hallazgos de las pruebas piloto realizadas con sulfato de aluminio, proporcionando una evaluación integral de la eficacia del tratamiento.

3.2.1 Prueba de jarras

Se realizaron diversas pruebas, como se menciona anteriormente en la sección 2.3.1, obteniendo los siguientes resultados.

1era Prueba	pH inicial		6.67		
	Turbidez inicial		32.9 NTU		
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
1ml	45.1 NTU	6.48	9ml	0.90 %	-37.08 %
2ml	39.6 NTU	6.18	24ml	2.40 %	-20.36 %
3ml	21.9 NTU	6.02	39ml	3.90 %	33.43 %

Tabla 5 Resultados obtenidos de la primera prueba con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor

2da Prueba	pH inicial		6.76		
	Turbidez inicial		36.1 NTU		
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% transparencia
4ml	10.1 NTU	6.14	51ml	5.10 %	72.02 %
5ml	7.1 NTU	6.01	71ml	7.10 %	19.67 %
6ml	5.88 NTU	5.17	125ml	12.50 %	16.29 %

Tabla 6 Resultados obtenidos de la segunda prueba con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.

3era Prueba	pH inicial		6.68		
	Turbidez inicial		118 NTU		
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
7ml	6.25 NTU	5.1	81ml	8.1 %	94.70 %
8ml	5.87 NTU	5.02	95ml	9.5 %	95.03 %
9ml	6.22 NTU	5.72	112ml	11.2 %	94.73 %

Tabla 7 Resultados obtenidos de la tercera prueba con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.

4era Prueba	pH inicial		6.8		
	Turbidez inicial		68.5 NTU		
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
6.5ml	8.58 NTU	5.60	88ml	8.8 %	87.47 %
7.4ml	6.52 NTU	5.39	95ml	9.5 %	90.48 %
7.8ml	5.06 NTU	5.05	96ml	9.6 %	92.61 %

Tabla 8 Resultados obtenidos de la cuarta prueba con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.

Una vez recopilados los resultados de las diversas pruebas que abarcaron diferentes dosificaciones de sulfato de aluminio, se ha identificado la dosificación óptima que se utilizará como referencia en las pruebas piloto. En este contexto, para el tratamiento con sulfato de aluminio, se ha determinado que la dosificación óptima es de 7.8 ml. Esta cantidad específica se obtuvo a partir de la cuarta prueba realizada, y se ha establecido como la cantidad adecuada de sulfato de aluminio a emplear por cada litro de muestra de agua cruda.

Es importante destacar que la dosificación de 7.8 ml de la solución de sulfato de aluminio se ha seleccionado tras un análisis exhaustivo de los resultados obtenidos en las pruebas de jarras, donde se evaluaron parámetros críticos como el pH, la turbidez y la cuantificación de lodos sedimentados. La elección de esta dosificación se fundamenta en su capacidad demostrada para lograr un tratamiento eficiente y optimizado del agua cruda, lo que la convierte en la opción más adecuada para ser implementada en las pruebas piloto.

3.2.2 Pruebas piloto con sulfato de aluminio

De las pruebas piloto se obtienen los siguientes resultados.

Prueba piloto con sulfato de aluminio (18 litros)					
pH inicial		7.04			
Turbidez inicial		62.2 NTU			
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
140.4ml	10.4 NTU	4.3	1077.56 ml	6.0 %	83.28 %

Tabla 9 Resultados de la primera prueba piloto con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.

Prueba piloto con sulfato de aluminio (18 litros)					
pH inicial		7.18			
Turbidez inicial		205 NTU			
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
140.4ml	14.1 NTU	4.99	3551.44 ml	19.7 %	93.12 %

Tabla 10 Resultados de la segunda prueba piloto con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.

Prueba piloto con sulfato de aluminio (18 litros)					
pH inicial		7.09			
Turbidez inicial		190 NTU			
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
140.4ml	13.5 NTU	4.7	3283.54 ml	18.2 %	93.41 %

Tabla 11 Resultados de la tercera prueba piloto con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.

En la Tabla 9 se presentan los resultados derivados de la primera prueba piloto llevada a cabo con sulfato de aluminio. Para un volumen de 18 litros de agua cruda, con un pH inicial de 7.04 y una turbidez inicial de 62.2 NTU, se administró una dosis de 140.4 ml de sulfato de aluminio al 10 % de concentración.

Tras el tratamiento del agua, se registraron nuevos valores para los parámetros evaluados, observándose un pH resultante de 4.3 y una turbidez de 10.4 NTU. Estos ajustes dieron como resultado una transparencia del 83.28 % en el agua tratada. Además, se procedió a cuantificar los lodos sedimentables, obteniendo una cantidad de 1.07 litros por cada 18 litros de agua cruda. Este análisis arrojó un valor de 0.059 litros de lodo por cada litro de agua cruda utilizado en la prueba.

En la Tabla 10 y Tabla 11, se presentan los resultados detallados de la segunda y tercera prueba piloto, respectivamente. En el inicio de ambas pruebas, se registraron valores de pH de 7.18 y 7.09, con niveles de turbidez inicial de 205 NTU y 190 NTU, respectivamente.

Después de la aplicación del tratamiento con una solución de 140.4 ml de sulfato de aluminio, se observaron cambios notables en los parámetros evaluados. La turbidez disminuyó

significativamente, alcanzando valores de 14.1 NTU y 13.5 NTU en la segunda y tercera prueba, respectivamente. A su vez, se registró una disminución en los niveles de pH, alcanzando valores de 4.99 y 4.7, indicando un ajuste efectivo del tratamiento.

Adicionalmente, se realizaron mediciones de lodos sedimentables, revelando que en la segunda prueba se obtuvo una cantidad de 3551.44 ml con un porcentaje de lodo del 19.7%. La transparencia resultante fue del 93.12%. En la tercera prueba, se cuantificaron 3283.54 ml de lodos sedimentables, con un porcentaje de lodo del 18.2% y una transparencia del 93.41%.

Estos resultados evidencian la eficacia del sulfato de aluminio en la mejora de la calidad del agua cruda, reflejada en la significativa reducción de la turbidez y la mejora del pH. Asimismo, la cuantificación de los lodos sedimentables proporciona información valiosa sobre la capacidad del coagulante para favorecer la sedimentación de partículas suspendidas, contribuyendo así al proceso de tratamiento del agua.

En complemento a los resultados obtenidos para los parámetros de pH, turbidez y cuantificación de lodos, se incluyen los resultados correspondientes a la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en las tres pruebas piloto. Cabe destacar que, debido a las condiciones específicas requeridas para la prueba de Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO5), solo se llevó a cabo dicha prueba en la primera prueba piloto, dado que implica un período de incubación de 5 días.

La obtención de los resultados para la prueba de Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO5) requiere la aplicación de la siguiente fórmula, utilizando los datos específicos obtenidos durante la ejecución de la prueba.

$$DBO_5 = \frac{OD_i - OD_f}{P}; P = \frac{15 \text{ ml}}{300 \text{ ml}} = 0.05 \text{ ml}$$

Prueba piloto con sulfato de aluminio (18 litros)			
Agua cruda		Agua tratada con sulfato de aluminio	
DQO	DBO ₅	DQO	DBO ₅
244 mg/L	136.4 mgO ₂ /L	136 mg/L	73.8 mgO ₂ /L
274 mg/L		134 mg/L	
212 mg/L		139 mg/L	

Tabla 12 Resultados de DBO₅ y DQO de las pruebas piloto con sulfato de aluminio. Elaborado por el Autor.

En la Tabla 12, se detallan los resultados de las pruebas de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO₅) aplicadas al agua cruda antes de someterse al tratamiento con sulfato de aluminio. Estas mediciones se han realizado con el propósito de evaluar la mejora en la calidad del agua a través del mencionado tratamiento.

En el caso del agua cruda, los valores iniciales de DQO son de 244 mg/L, 274 mg/L y 212 mg/L y para la prueba de DBO₅ realizada a la primera prueba piloto, da un valor de 136.4 mgO₂/L, que indican las concentraciones de contaminantes presentes antes de cualquier intervención. A continuación, se presentan los resultados obtenidos después de tratar el agua con sulfato de aluminio, con valores de DQO de 136 mg/L, 134 mg/L y 139 mg/L y un valor de DBO₅ después del tratamiento de 73.8 mgO₂/L. Estos datos revelan una mejora en la calidad del agua, aunque la concentración aún sugiere la presencia de contaminantes. Es esencial subrayar que, en el contexto de la DQO, una mayor concentración está asociada con un mayor grado de contaminación del agua.

La interpretación de estos resultados indica que el tratamiento con sulfato de aluminio ha tenido un impacto positivo al reducir la carga orgánica y química del agua, sin embargo, se señala que la calidad del agua aún se clasifica como contaminada.

3.3 Resultados del tratamiento con cloruro férrico

En esta sección, se presentan los resultados obtenidos a través del tratamiento del agua con cloruro férrico, se llevó a cabo un análisis de los resultados de pruebas específicas, como la prueba

de jarra, destacando mediciones precisas de pH, turbidez y la cuantificación de lodos sedimentados.

Asimismo, se compartirán los resultados derivados de las pruebas piloto con cloruro férrico, proporcionando una evaluación de la eficacia del tratamiento. Estos resultados respaldarán la determinación de la dosificación óptima y proporcionarán una perspectiva práctica sobre la implementación efectiva del cloruro férrico en el tratamiento de agua residual.

3.3.1 Prueba de jarras

Se llevaron a cabo una serie de evaluaciones, tal como se detalla en la sección 2.3.2, dando los siguientes resultados.

1era Prueba	pH inicial		6.67		
	Turbidez inicial		32.9 NTU		
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
1ml	54.1 NTU	6.26	7ml	0.70 %	-64.44 %
2ml	38.3 NTU	6.01	20ml	2.00 %	-16.41 %
3ml	22.2 NTU	5.91	27ml	2.7 %	32.52 %

Tabla 13 Resultados de la primera prueba con cloruro férrico. Elaborado por el a Autor

2da Prueba	pH inicial		6.76		
	Turbidez inicial		36.1 NTU		
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
4ml	15.5 NTU	5.83	50ml	5.00 %	57.06 %
5ml	6.34 NTU	5.81	60ml	6.00 %	82.44 %
6ml	2.52 NTU	5.66	82ml	8.20 %	93.02 %

Tabla 14 Resultados de la segunda prueba con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.

3era Prueba	pH inicial		6.68		
	Turbidez inicial		118 NTU		
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
7ml	41.4 NTU	4.66	66ml	6.60 %	64.92 %
8ml	164 NTU	4.24	14ml	1.40 %	-39.98 %
9ml	187 NTU	3.52	14ml	1.20 %	-59.47 %

Tabla 15 Resultados de la tercera prueba con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.

4era Prueba	pH inicial		6.8		
	Turbidez inicial		68.5 NTU		
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
5.2ml	7.22 NTU	5.47	50ml	5.0 %	89.46 %
5.5ml	5.25 NTU	5.48	48ml	4.80 %	92.34 %
5.8ml	4.26 NTU	5.46	52ml	5.20 %	93.78 %

Tabla 16 Resultados de la tercera prueba con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.

Tras el análisis de los resultados derivados de todas las pruebas realizadas, se ha identificado que la dosificación óptima de cloruro férrico es de 5.8 ml por cada litro de agua cruda. Esta determinación se fundamenta en la observación de un mayor índice de lodos generados y un porcentaje de transparencia más elevado, indicadores cruciales para evaluar la eficacia del tratamiento.

Este resultado se extrapola a las pruebas piloto con cloruro férrico, donde se adapta la relación de dosificación para abordar los 18 litros de agua en dicha prueba.

3.3.2 Pruebas piloto con cloruro férrico

De las pruebas piloto se obtienen los siguientes resultados.

Prueba piloto con cloruro férrico (18 litros)					
pH inicial		7.04			
Turbidez inicial		62.2 NTU			
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
104.4ml	9.45 NTU	4.42	1693.31 ml	9.41 %	84.81 %

Tabla 17 Resultados de la primera prueba piloto con cloruro férrico. Elaborado por el Autor

Prueba piloto con cloruro férrico (18 litros)					
pH inicial		7.18			
Turbidez inicial		205 NTU			
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
104.4ml	9.49 NTU	4.74	5580.84 ml	31 %	95.37 %

Tabla 18 Resultados de la segunda prueba piloto con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.

Prueba piloto con cloruro férrico (18 litros)					
pH inicial		7.09			
Turbidez inicial		190 NTU			
Dosificación	Turbidez	pH	Lodos	% Lodos	% Transparencia
104.4ml	8.89 NTU	4.06	5597.96 ml	31.10 %	95.66 %

Tabla 19 Resultados de la tercera prueba piloto con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.

En la Tabla 17, se exponen detalladamente los resultados derivados de la prueba piloto ejecutada con cloruro férrico. Para un volumen específico de 18 litros de agua cruda, con un pH inicial de 7.04 y una turbidez inicial de 62.2 NTU, se administró una dosis de 104.4 ml de cloruro férrico, el cual poseía una concentración del 10 %.

Tras la aplicación del tratamiento, se observaron ajustes significativos en los parámetros evaluados. El pH resultante se registró en 4.42, y la turbidez se redujo a 9.45 NTU. Estos ajustes condujeron a una mejora sustancial en la transparencia del agua tratada, alcanzando un porcentaje del 84.81 %. Paralelamente, se procedió a la cuantificación de los lodos sedimentables, revelando una cantidad de 1.69 litros por cada 18 litros de agua cruda. Este análisis arrojó un valor de 0.093 litros de lodo por cada litro de agua cruda utilizado en la prueba.

En la Tabla 18 y la Tabla 19, se observan los resultados de pH, turbidez y cuantificación de lodos de la segunda y tercera prueba piloto con cloruro férrico.

En la segunda prueba piloto, el pH inicial se registró en 7.18, con una turbidez inicial de 205 NTU. Tras el tratamiento con 104.4 ml de solución de cloruro férrico al 10%, se obtuvieron resultados significativos. El pH posterior al tratamiento fue de 4.74, con una notable reducción en la turbidez, alcanzando 9.49 NTU. La cuantificación de lodos reveló una cantidad de 5580.84 ml, representando el 31% del volumen total, y la transparencia resultante fue de 95.37%.

En la tercera prueba piloto, el pH inicial fue de 7.09, acompañado de una turbidez inicial de 190 NTU. Posterior al tratamiento con la solución de cloruro férrico, se registró un pH de 4.09 y una turbidez reducida a 8.89 NTU. La cuantificación de lodos reveló un volumen de 5597.96 ml, constituyendo el 31.10% del total, y la transparencia final alcanzó el 95.66%.

Estos resultados destacan la eficacia del cloruro férrico en la mejora integral de la calidad del agua cruda, evidenciada por los ajustes favorables en parámetros clave. La cuantificación de lodos sedimentables proporciona información valiosa sobre la capacidad del coagulante para favorecer la sedimentación de partículas suspendidas, reforzando así la viabilidad de su aplicación en procesos de tratamiento de agua a mayor escala.

En adición a los resultados obtenidos de las pruebas piloto con cloruro férrico, que abarcan los parámetros de pH, turbidez y cuantificación de lodos, se presentan los datos correspondientes a la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en las tres pruebas realizadas. Es relevante señalar que, debido a las condiciones específicas exigidas para la prueba de Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO5), únicamente se ejecutó dicha prueba en el marco de la primera prueba piloto, dado que implica un periodo de incubación de 5 días.

Para la obtención de los resultados de la prueba de Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO5), se emplea la fórmula previamente especificada en la sección 3.2.2.

Prueba piloto con cloruro férrico (18 litros)			
Agua cruda		Agua tratada con cloruro férrico	
DQO	DBO ₅	DQO	DBO ₅
244 mg/L	136.4 mgO ₂ /L	74 mg/L	124.4 mgO ₂ /L
274 mg/L		128 mg/L	
212 mg/L		130 mg/L	

Tabla 20 Resultados de DBO₅ y DQO de la prueba piloto con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.

En la Tabla 20, se presentan detalladamente los resultados obtenidos mediante las pruebas de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO5) aplicadas al agua cruda. Estos valores proporcionan un punto de comparación inicial y reflejan la carga orgánica y química presente en el agua sin tratamiento. Los resultados muestran concentraciones iniciales de DQO de 244 mg/L, 274 mg/L 212 mg/L y el valor correspondiente a de DBO₅ de 136.4 mgO₂/L, para el agua cruda. Estas mediciones se utilizan como referencia fundamental para evaluar la eficacia del tratamiento con cloruro férrico.

En referencia al agua tratada con cloruro férrico, se evidencian valores de Demanda Química de Oxígeno (DQO) reducidos a 74 mg/L, 128 mg/L y 130 mg/L, junto con un valor de Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO5) de 124.4 mgO₂/L. Se destaca una significativa disminución en la carga de contaminantes en comparación con la DQO del agua cruda, subrayando así la eficacia del tratamiento con cloruro férrico en la reducción de la carga orgánica.

En cuanto al DBO5, se observa una discrepancia con los resultados de DQO, fenómeno que podría atribuirse a diversas razones. Entre ellas, el cloruro férrico podría exhibir propiedades

inhibitorias sobre microorganismos específicos involucrados en la descomposición de materia orgánica, afectando la actividad microbiana y reduciendo la eficiencia de la prueba de DBO5.

La presencia de cloruro férrico podría alterar la composición química del agua, impactando la actividad microbiana y generando resultados de DBO5 que no reflejan con precisión la demanda real de oxígeno biodegradable. En situaciones como esta, es imperativo considerar las condiciones específicas del proceso de tratamiento de aguas y ajustar los procedimientos de prueba en consecuencia.

Es plausible que se requieran modificaciones en los protocolos de prueba estándar o la implementación de pruebas de control de calidad adicionales para evaluar la idoneidad de la prueba de DBO5 en aguas tratadas con cloruro férrico. Estos ajustes son esenciales para garantizar la validez y fiabilidad de los resultados obtenidos durante la evaluación del proceso de tratamiento.

En conclusión, la comparación entre los valores iniciales y los resultados postratamiento proporciona una evaluación cuantitativa clave de la eficacia del proceso de coagulación con cloruro férrico. Esta información respalda la utilidad de este coagulante en la purificación del agua cruda, al tiempo que resalta la necesidad de considerar cuidadosamente las interpretaciones de los resultados en el contexto de las particularidades del tratamiento químico empleado.

3.4 Costos

La evaluación de costos entre los diferentes coagulantes desempeña un papel crucial al considerar la implementación de un sistema de tratamiento de agua que sea tanto eficiente como económicamente viable.

El análisis de costos entre coagulantes emerge como una herramienta esencial para orientar la implementación de sistemas de tratamiento de agua, al proporcionar una evaluación integral que equilibra la eficiencia operativa, la rentabilidad y la sostenibilidad a lo largo del tiempo.

3.4.1 Costo de adquisición de los coagulantes

El primer aspecto que considerar es el costo de adquisición de los coagulantes. Se realizará un análisis comparativo de los precios unitarios del sulfato de aluminio y el cloruro férrico.

Costo de adquisición de los coagulantes			
	Cantidad	Precio	Entidad comercial
Sulfato de aluminio	25kg	\$17.50	Maquimsa
	25kg	\$21.00	Acuamain
	25kg	\$19.31	La Casa de los Químicos Cia. Ltda
Cloruro férrico	500g	\$95.10	LABSUPPLY CIA. LTDA
	500g	\$123.2	La Casa de los Químicos Cia. Ltda

Tabla 21 Costos de adquisición del sulfato de aluminio y cloruro férrico. Elaborado por el Autor

En la Tabla 21 se efectúa un análisis detallado de los precios de los coagulantes. Con el propósito de establecer una referencia precisa sobre la variabilidad de precios en el mercado, se obtuvieron cotizaciones de diversas empresas.

Para el sulfato de aluminio, se obtuvieron cotizaciones de tres empresas diferentes. La primera cotización proviene de la empresa Maquimsa, situada en la ciudad de Portoviejo, específicamente en Alajuela entre Chile y Ricaurte. Según esta fuente, el precio ofrecido por Maquimsa para 25 kilogramos de sulfato de aluminio Tipo A es de \$17.50 más IVA.

La segunda cotización corresponde a la empresa Acuamain, ubicada en la ciudad de Guayaquil en la Av. Miraflores 115 y calle segunda. Acuamain ofrece el sulfato de aluminio Tipo A, con una concentración del 17%, a un precio de \$21.00 más IVA por cada 25 kilogramos.

La tercera cotización es proporcionada por la empresa La Casa de los Químicos Cía. Ltda, establecida en la ciudad de Quito en la Av. América N18-17 y Asunción. Según esta fuente, el precio ofrecido por La Casa de los Químicos para 25 kilogramos de sulfato de aluminio Tipo A es de \$19.31 más IVA.

Para el cloruro férrico, se han obtenido dos propuestas de cotización provenientes de diferentes empresas para el suministro de este coagulante. La primera oferta proviene de LABSUPPLY CIA LTDA, con sede en la ciudad de Guayaquil y ubicación específica en Urdenor

1 MZ.132 Solar 15. Esta empresa propone un precio de \$95.10 más IVA por una cantidad de 500 gramos de Hierro III Cloruro Hexahidratado ACS (Cloruro Férrico).

La segunda cotización ha sido proporcionada por la empresa, La Casa de los Químicos Cia Ltda. En este caso, la oferta detalla un precio de \$123.2 más IVA, correspondiente a 500 gramos de Hierro III Cloruro - Férrico P.A. Es relevante destacar que el coagulante en ambas cotizaciones se presenta al 100% de concentración, a diferencia de las cotizaciones del sulfato de aluminio donde el producto se encontraba al 17% de concentración

3.4.2 Dosificación óptima y eficiencia del tratamiento

Dosificación óptima		
	Solución (ml)	Cantidad de agua (litros)
Sulfato de aluminio	7.8 ml	1 litro
	140.4 ml	18 litros
	27272.7 ml	3496.5 litros
Cloruro férrico	5.8 ml	1 litro
	104.4 ml	18 litros
	20279.7 ml	3496.5 litros

Tabla 22 Dosificación óptima para las diferentes cantidades de agua. Elaborado por el Autor.

La Tabla 22 proporciona datos detallados sobre las dosificaciones óptimas de sulfato de aluminio y cloruro férrico para diversas cantidades de agua cruda.

En el sulfato de aluminio, para 1 litro de agua cruda, se establece una dosificación óptima de 7.8 ml de solución, como se determinó a partir de los resultados de las pruebas de jarras descritas en la Sección 3.2.1. Para los 18 litros utilizados en las pruebas piloto, con un caudal de 0.0164 l/s y una población de 6 personas, la dosificación óptima se eleva a 140.4 ml de solución. Al

considerar la planta de tratamiento de la urbanización Mónaco, con una población de 695 habitantes y un caudal de 3.15 l/s, lo que resulta en aproximadamente 3496.5 litros de agua cruda, se calcula una dosificación óptima de 20279.7 ml de solución.

Mediante la referencia de precios proporcionados en la Sección 3.4.1, se realizó un cálculo específico del costo asociado con cada dosificación para los diferentes volúmenes de agua cruda. Los resultados indican que la solución de 7.8 ml de sulfato de aluminio tiene precios de \$0.005. La dosificación de 140.4 ml de sulfato de aluminio presenta precios de \$0.09, mientras que la solución de 27272.7 ml de sulfato de aluminio tiene costos de \$19.09.

Con estos valores de las dosificaciones óptimas, se tiene que para 7.8 ml por 1 l, se tratan 129.5 litros a la semana con un gasto de \$0.65, así mismo se calcula un gasto por semana para una escala real, en este caso la planta de tratamiento de agua residual domestica de la urb. Mónaco, la dosificación óptima fue de 27272.7 ml para 3496.5 l, es decir que se tratarían 452796.75 l con un gasto de \$2272.72.

En el caso del cloruro férrico, se estableció que la dosificación óptima para 1 litro de agua cruda es de 5.8 ml de solución de cloruro férrico al 10%. Este resultado se obtuvo considerando las pruebas de jarras.

En el contexto de las pruebas piloto, donde se utilizó un volumen de 18 litros de agua cruda con un caudal de entrada de 0.0164 l/s, asignado para una población aproximada de 6 personas, se aplicó una dosificación de 104.1 ml de solución de cloruro férrico. Esta relación dosis-volumen proporciona una base sustancial para la extrapolación de los resultados a escala más amplia.

Al proyectar estas dosificaciones óptimas a la planta de tratamiento de la urbanización Mónaco, que atiende a una población de 695 habitantes y opera con un caudal de entrada de 3.15 l/s, resultando en un volumen de agua cruda de 3496.5 litros, se determina que la dosificación óptima requerida sería de 20279.7 ml de solución de cloruro férrico.

Mediante la referencia de precios proporcionados en la Sección 3.4.1, se realizó un cálculo específico del costo asociado con cada dosificación para los diferentes volúmenes de agua cruda. En el caso del cloruro férrico, es necesario realizar un cálculo previo debido a que el precio obtenido en la cotización se refiere al producto en su presentación al 100% de concentración. Para

adaptarlo a un formato más práctico y comúnmente utilizado en tratamientos de agua, es necesario realizar un cálculo previo de dilución para obtener cloruro férrico al 10% de concentración.

Este proceso implica tomar los 500 gramos de cloruro férrico y agregar 4500 ml de agua destilada, resultando en 5 litros de cloruro férrico al 10%.

Una vez realizado ese proceso se tiene como resultado que para el precio dado por la empresa LABSUPPLY CIA LTDA, pasara de \$95.10 a un valor de \$98.10 los 5 litros de cloruro férrico al 10% y para el precio dado por la empresa La Casa de los Químicos, pasara de \$123.2 a un valor de \$126.2 los 5 litros de cloruro férrico al 10%.

Con base en los precios obtenidos después de realizar los cálculos de dilución para el cloruro férrico, se procede a determinar el costo asociado a cada dosificación para los distintos volúmenes de agua. Para la solución de 5.8 ml de cloruro férrico, diseñada para tratar 1 litro de agua cruda, el precio \$0.11

En el caso de la dosificación de 104.4 ml de solución de cloruro férrico al 10%, destinada a los 18 litros utilizados en las pruebas piloto, el costo varía entre \$2.05. Por último, para la dosificación de 20279.7 ml de solución de cloruro férrico proyectada para la planta de tratamiento de la urbanización Mónaco, que maneja un volumen de agua cruda de 3496.5 litros, los precios oscilan entre \$384.6

Con los valores de las dosificaciones óptimas se obtiene, que para los 5.8 ml/l se trataría a la semana 129.5 l con un gasto de \$14.25 y para la escala real de la planta de tratamiento de la urb. Mónaco con una dosificación de 20279.5 ml para 3496.5 l, se tratarían a la semana 452796.75 l con un gasto de \$49825.13.

Este análisis detallado proporciona una visión completa de los costos asociados con cada dosificación, permitiendo una evaluación precisa de la viabilidad económica del uso de sulfato de aluminio y cloruro férrico en diferentes escalas de tratamiento de agua. Estos resultados son esenciales para la toma de decisiones informadas en la selección del coagulante más eficiente y económicamente viable.

3.5 Análisis comparativo

Aspecto	Sulfato de aluminio		Cloruro férrico	
Propiedades Químicas	Al ₂ (SO ₄) ₃		FeCl ₃	
Forma de presentación	En forma de polvo en cantidades de 5kg, 25kg, 50kg.		En forma de polvo en cantidades de 100gr o 500g	
Dosificación Óptima	27272.7 ml	3496.5 L	20279.7 ml	3496.5 L
Costo	\$0.65 a la semana		\$14.25 a la semana	
	\$2272.7 a la semana		\$49825.13 a la semana	
% Transparencia	92.51 %		93.78%	
Lodos sedimentables	1077.56 ml - 3551.44 ml		1693.31 ml - 5597.96 ml	
Toxicidad e Impacto ambiental	Se considera menos tóxico que el cloruro férrico. No tiene un impacto ambiental elevado		Puede ser tóxico para organismos acuáticos en altas concentraciones Tiene un impacto ambiental mayor, pero no es perjudicial	
Manejo y almacenamiento	Se requiere EPP, evitar mezclas incompatibles y almacenar en lugares secos y contenedores adecuados.		Se debe utilizar equipo de protección personal (EPP), evitar derrames y almacenar en tanques bien ventilados y etiquetados	

Tabla 23 Análisis comparativo entre el sulfato de aluminio y el cloruro férrico. Elaborado por el Autor.

El presente análisis se centra en una comparación entre el sulfato de aluminio y el cloruro férrico. Se puede analizar que las propiedades químicas del sulfato de aluminio (Al₂(SO₄)₃) y del cloruro férrico (FeCl₃) los definen como coagulantes esenciales en los procesos de tratamiento de aguas residuales. El sulfato de aluminio, presentado en forma de polvo, exhibe una fórmula

química $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, caracterizado por la presencia de aluminio y azufre. Este compuesto destaca por su capacidad coagulante, desempeñando un papel crucial en la eliminación de partículas y la mejora de la clarificación del agua.

De manera similar, el cloruro férrico, también en forma de polvo, presenta una fórmula química FeCl_3 , compuesto por hierro y cloro. Su eficacia como coagulante y floculante lo posiciona como un elemento fundamental en la remoción de impurezas suspendidas en el agua durante los procesos de tratamiento de aguas residuales.

La forma de presentación de estos coagulantes es una consideración práctica. El sulfato de aluminio está disponible en cantidades de 5kg, 25kg y 50kg, proporcionando una flexibilidad adaptativa a diversas escalas y necesidades de tratamiento de agua. Por otro lado, el cloruro férrico se presenta en cantidades más reducidas, con opciones de 100g o 500g, adecuándose a aplicaciones específicas y a procesos que requieren volúmenes menores del coagulante.

La dosis óptima de aplicación, crucial para la eficacia del tratamiento, presenta variaciones significativas. En el caso del sulfato de aluminio, las dosis oscilan desde 7.8 ml por litro hasta 27272.7 ml por 3496.5 litros de agua. Comparativamente, el cloruro férrico requiere dosis que van desde 5.8 ml por litro hasta 20279.7 ml por 3496.5 litros de agua. Estas dosis son esenciales para lograr una clarificación eficaz y la eliminación de impurezas.

El costo asociado a la aplicación de estos coagulantes es un factor crítico que considerar. Para el sulfato de aluminio, los precios varían desde \$0.005 por 7.8 ml hasta \$19.09 por 27272.7 ml. En contraste, el cloruro férrico presenta un rango de precios que va desde \$0.11 por 2.5 ml hasta \$384.6 por 20279.7 ml. Estas variaciones deben ser evaluadas minuciosamente en función de las necesidades específicas de tratamiento y las consideraciones presupuestarias.

La transparencia del agua postratamiento es un indicador clave de la eficacia del coagulante. Con el sulfato de aluminio se logró un 92.51% de transparencia y con el cloruro férrico se alcanzó un 93.78%, destacando la capacidad de ambos para clarificar el agua y mejorar su calidad debido a la sedimentación de los lodos.

La generación de lodos sedimentables, un subproducto inevitable del proceso requiere gestión cuidadosa. La gestión adecuada de estos lodos es esencial para minimizar el impacto ambiental.

En términos de impacto ambiental y toxicidad, el sulfato de aluminio destaca por no tener un impacto ambiental elevado, mientras que el cloruro férrico, aunque considerado más impactante, se describe como no perjudicial. En cuanto a la toxicidad, el sulfato de aluminio se considera menos tóxico que el cloruro férrico, que puede ser perjudicial para organismos acuáticos en concentraciones elevadas.

El manejo y almacenamiento de ambos coagulantes requieren precauciones específicas. El sulfato de aluminio exige el uso de Equipo de Protección Personal (EPP), la evitación de mezclas incompatibles y el almacenamiento en lugares secos y contenedores adecuados. De manera similar, el cloruro férrico requiere el uso de EPP, la prevención de derrames y el almacenamiento en tanques bien ventilados y etiquetados.

En conclusión, la elección entre el sulfato de aluminio y el cloruro férrico en el tratamiento de aguas residuales debe basarse en una evaluación exhaustiva de las propiedades químicas, dosis óptimas, costos, eficacia, impacto ambiental y requisitos de manejo y almacenamiento.

Conclusiones

Lo expuesto en este trabajo permite arribar a las siguientes conclusiones:

- Este estudio comparativo entre el sulfato de aluminio y el cloruro férrico en el tratamiento de aguas residuales domésticas ha proporcionado una valiosa perspectiva sobre la eficacia y los aspectos prácticos de ambos coagulantes. Ambos agentes coagulantes han demostrado ser eficaces en la mejora de la calidad del agua cruda, evidenciado por ajustes notables en parámetros como pH, turbidez y la generación de lodos sedimentables.
- Las pruebas realizadas con sulfato de aluminio han revelado resultados prometedores, con una dosificación óptima de 7.8 ml/litro de muestra de agua cruda. Esta dosificación ha demostrado su capacidad para ajustar el pH, reducir la turbidez y cuantificar los lodos sedimentados, validando así su elección para las pruebas piloto. Por otro lado, el cloruro férrico ha exhibido una dosificación óptima de 5.8 ml/litro de agua cruda, respaldada por observaciones de una mayor generación de lodos y un mayor porcentaje de transparencia. Las pruebas piloto con cloruro férrico han reafirmado su eficacia, evidenciando reducciones consistentes en la turbidez, ajustes en el pH y una sedimentación destacada de lodos.
- El análisis detallado de las cotizaciones para el sulfato de aluminio revela una significativa variabilidad de precios entre las empresas consultadas. Maquimsa, Acuamain y La Casa de los Químicos, estas ofrecen un precio promedio de \$19.27 por 25 kilogramos. Esta diversidad destaca la importancia de evaluar no solo la eficacia del coagulante, sino también su costo, para tomar decisiones informadas en el tratamiento de aguas residuales. En contraste, las cotizaciones para el cloruro férrico revelan costos sustancialmente más altos en comparación con el sulfato de aluminio. LABSUPPLY CIA LTDA y La Casa de los Químicos, estas ofrecen un precio promedio de \$109.15 por 500 gramos. Aunque el cloruro férrico demuestra eficacia en el tratamiento de aguas residuales, estos precios elevados sugieren la necesidad de ponderar cuidadosamente los beneficios frente a los costos asociados con su implementación.

- La prueba piloto con sulfato de aluminio revela una reducción efectiva de los niveles de DQO y DBO₅ en el agua cruda, indicando un impacto positivo en la eliminación de contaminantes orgánicos. Los porcentajes de eliminación (44.10% a 45.87% para DQO y 45.74% a 46.91% para DBO₅) sugieren consistencia en la mejora de la calidad del agua.
- La prueba piloto con cloruro férrico para tratar agua cruda ha revelado resultados que requieren una evaluación cuidadosa. Aunque se observa una disminución apreciable en los niveles de DQO en el agua tratada en comparación con el agua cruda, los resultados para DBO₅ son inconsistentes y muestran porcentajes de eliminación negativos (-68.11% a 4.31%). Esta discrepancia sugiere la posible formación de compuestos no deseados o reacciones adversas con el cloruro férrico en algunas muestras de agua
- La transparencia del agua postratamiento es un indicador clave de la eficacia del coagulante. Con el sulfato de aluminio se logró un 92.51% de transparencia y con el cloruro férrico se alcanzó un 93.78%, destacando la capacidad de ambos para clarificar el agua y mejorar su calidad debido a la sedimentación de los lodos.

Recomendaciones

En base a los resultados y análisis detallado de la comparativa entre sulfato de aluminio y cloruro férrico en el tratamiento de aguas residuales domésticas, se dan las siguientes recomendaciones para futuras investigaciones:

- Se recomienda establecer un programa de monitoreo continuo de la calidad del agua del afluente y efluente. Esto permitirá una evaluación constante de la eficacia de los coagulantes y la identificación temprana de posibles desviaciones en los parámetros de calidad.
- Se sugiere llevar a cabo investigaciones sobre posibles sinergias entre el sulfato de aluminio y el cloruro férrico. La combinación de estos coagulantes podría ofrecer beneficios complementarios, mejorando la eficacia del tratamiento y reduciendo las dosis necesarias.
- Se recomienda explorar tecnologías emergentes en el ámbito de coagulación, como el uso de coagulantes poliméricos o nanomateriales. Estas innovaciones podrían presentar ventajas en términos de eficacia y reducción de subproductos no deseados.
- Evaluar la facilidad de manejo y disposición de los lodos generados, considerando los impactos ambientales y los costos asociados.
- Realizar un análisis de costos exhaustivo que incluya no solo el precio de los coagulantes, sino también los costos operativos asociados con su almacenamiento, manipulación y disposición de subproductos.
- Implementar un programa de monitoreo continuo para evaluar a largo plazo la eficiencia y los costos asociados con el uso de cada coagulante. Realizar ajustes según sea necesario para optimizar el rendimiento y la rentabilidad.

Referencias

- AtlasScientific. (2023. Marzo 13). *3 main water quality parameters explained*. Retrieved from ATLAS SCIENTIFIC.
- Collazos. C. (2008). *TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS E INDUSTRIALES*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia .
- DISIN S.A. (2018. Agosto 8). *¿Qué es, para qué sirve y cuando se debe realizar una prueba de jarras?* Retrieved from DISIN S.A. Plantas de Tratamiento de Agua. Colombia: <https://www.disin.com/que-es-para-que-sirve-y-cuando-se-debe-realizar-una-prueba-de-jarras/>
- EQUIPO FLOWEN . (2022. Septiembre 21). *Generación de lodos en las PTAR*. Retrieved from FLOWEN: <https://flowen.com.pe/generacion-de-lodos-en-las-ptar/>
- Frankel. T. (2022. Noviembre 21). *What is secondary wastewater treatment and how does it work?* Retrieved from SSI Aeration: <https://www.ssiaeration.com/es/what-is-secondary-wastewater-treatment/>
- Gómez Gutiérrez. M. (2017). *Polímeros Orgánicos y sus aplicaciones en procesos sostenibles*. Madrid: Escuela Técnica Superior de ingenieros industriales.
- Guyer. P. (2011). *Introduction to secondary wastewater treatment*. Virginia: Continuing education and development. Inc. .
- HOP Group. (2018. Mayo 15). *Tratamiento primario de aguas residuales* . Retrieved from Acuática : <https://acuatecnica.com/tratamiento-primario-aguas-residuales/>
- Hudaib. B. (2021). Treatment of real industrial wastewater with high sulfate concentrations using modified Jordanian kaolin sorbent: batch and modelling studies. *Heliyon*. pp. 51-83.
- Ma. L.. Hu. L.. Feng . X.. & Wang. S. (2018). Nitrate and nitrite in health and disease. *Aging and disease*. 3-37.
- National research council (US) safe drinking water committee. (1977). *Microbiology of drinking water* . Washington D.C.: National Academies Press.

- O'Donnell. D. (2021. Septiembre 20). *Three main types of water quality parameters explained*. Retrieved from Sensorex liquid analysis technology: <https://sensorex.com/three-main-types-of-water-quality-parameters-explained/>
- Romero Rojas. J. (2013). *Tratamiento de aguas residuales* . Colombia: Escuela Colombiana de ingeniería.
- Rosa. H.. Marcos. C.. Ibareguren. N.. & Ordas. S. (2013). *Guia Práctica para la depuración de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Valencia: Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente.
- SIDESA. (2009). *Sulfato de aluminio*. CDMX: Silicatos y Derivados S.A de C.V.
- Sikorska. J. (2023. febrero 16). *Ferric Chloride in water treatment and production of pharmaceuticals*. Retrieved from Foodcom S.A: <https://foodcom.pl/en/ferric-chloride-in-water-treatment-and-production-of-pharmaceuticals/>
- Tchobanoflous. G.. L. Burton. F.. & Stensel. H. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. Boston: McGraw-Hill.
- Tekerlekopoulou. A.. & Vayenas. D. (2007). Ammonia, iron and manganese removal from potable water using trickling filters . *Desalination* . 225-235.
- Torres . P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domesticas en países en desarrollo . *EIA*. 115-129.
- Tuser. C. (2021. Diciembre 1). *WHAT IS WASTEWATER?* Retrieved from WASTEWATER DIGEST: <https://www.wwdmag.com/wastewater-treatment/article/10938418/what-is-wastewater>
- Zinkan Enterprises Inc. (2021. Abril 23). *ChemREADY*. Retrieved from Coagulants in Wastewater Treatment. What is the purpose?: <https://www.getchemready.com/water-facts/what-is-purpose-of-coagulation-in-wastewater-treatment/>

Anexos

Contaminantes	Unidades	Concentraciones		
		Débil	Media	Fuerte
Sólidos totales (Sil)	mg/l	350	720	1200
Disueltos, totales (SDT)	mg/l	250	500	850
Fijos	mg/l	145	300	525
Volátiles	mg/l	105	200	325
Sólidos en suspensión (SS)	mg/l	100	220	350
Fijos	mg/l	20	55	75
Volátiles	mg/l	80	165	275
Sólidos sedimentables	ml/l	5	10	20
Demanda bioquímica de oxígeno, mg/t: 5 días, 20 °C (DBO ₅ 20°C)	mg/l	110	220	400
Carbono orgánico total (COT)	mg/l	80	160	290
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/l	250	500	1000
Nitrógeno (total en la forma N)	mg/l	20	40	85
Orgánico	mg/l	8	15	35
Amoníaco libre	mg/l	12	25	50
Nitritos	mg/l	0	0	0
Nitratos	mg/l	0	0	0
Fosforo (total en la forma P)	mg/l	4	8	15
Orgánico	mg/l	1	3	5
Inorgánico	mg/l	3	5	10
Cloruros	mg/l	30	50	100
Sulfato	mg/l	20	30	50
Alcalinidad (como CaCO ₃)	mg/l	50	100	200
Grasa	mg/l	50	100	150
Coliformes totales	n°/100ml	10 ⁶ - 10 ⁷	10 ⁷ - 10 ⁸	10 ⁷ - 10 ⁹
Compuestos orgánicos volátiles (COVs)	µg/l	<100	100- 400	>400

Tabla 24 Concentración típica de aguas residuales domésticas.

Agua Cruda		
$DBO_5 = \frac{OD_i - OD_f}{P}$	$DBO_5 = \frac{7.33 - 0.93}{0.05} =$	136.4 mg/l
Sulfato de Aluminio		
$DBO_5 = \frac{OD_i - OD_f}{P}$	$DBO_5 = \frac{7.75 - 4.06}{0.05} =$	73.8 mg/l
Cloruro Férrico		
$DBO_5 = \frac{OD_i - OD_f}{P}$	$DBO_5 = \frac{7.85 - 1.63}{0.05} =$	124.4 mg/l

Tabla 25 Cálculo de DBO_5 para agua cruda, agua tratada con sulfato de aluminio y agua tratada con cloruro férrico. Elaborado por el Autor.



LABSUPPLY CIA LTDA
URDENOR 1 MZ.132 SOLAR 15
046 010 868 / 046 033 187

PROFORMA

NO. 0000004106
FECHA: 11/01/2024 12:22:05 PM

VALIDEZ DE ESTA PROFORMA: 45 DIAS

VENDEDOR: KELLY
RUC/CI: 1315988707
CLIENTE: CARLOS MENDOZA

DIRECCION: GUAYAQUIL
TELEFONO: 0996842649

IT	CODIGO	CANT	DESCRIPCION	MARCA	P.UNIT.	TOTAL
1	I88500	1.000	HIERRO III CLORURO HEXAHIDRATADO ACS (CLORURO FERRICO), 500GR, FISHER .F.	FISHER	95.1042	95.10

SON: CIENTO SEIS , 51/100

SUBTOTAL: 95.10

IVA: 11.41

FORMA DE PAGO: EFECTIVO

FLETE: 0.00

* = PRODUCTO QUE GRAVA IVA

TOTAL: **106.51**

ENTREGA DE 48 A 72 HORAS UNA VEZ RECIBIDA O/C

DISPONIBILIDAD AL COTIZAR, SALVO VENTA PREVIA

ELABORADO POR:
KELLY

www.labsupply.com.ec

Ilustración 21 Proforma de precio del cloruro férrico. Elaborado por LABSUPPLY CIA LTDA.

VILLAGOMEZ LOYOLA VICTOR HUGO

R.U.C.: 1306427640001

Dir.: ALAJUELA ENTRE CHILE Y RICAURTE



Telefono: 0991824086

Dir. Sucursal: ALAJUELA ENTRE CHILE Y RICAURTE

Datos del Cliente				COTIZACION	
Cliente:	MENDOZA BRIONES CARLOS RODOLFO			56	
Cedula/Ruc:	1315988707			F. Emision	
Telefono:				11/01/2024	
Direccion:	S/D			Vendedor	
				GENERAL	
CodPro	Producto	Cantidad	Precio desc	Total	
*249	SULFATO DE ALUMINIO	25.00	0.6250 0.00	15.6250	

Observacion:

Subtotal Iva:	15.6250
Subtotal 0%:	0.0000
Descuento:	0.0000
Subtotal Neto:	15.6250
Iva:	1.8750
Total:	17.50

Recibí Conforme

Entregue Conforme

Ilustración 22 Proforma de precio del sulfato de aluminio. Elaborado por MAQUIMSA.

RUC: 0992600292001

Sucursal1: AV Miraflores 115 y Calle Segunda telef.: 044606040 - 044606006

PROFORMA 65625

No. Pag.: 1/1

Emisión: 11/01/2024 10:16:11

Usuario: JMENDOZA

Empresa: ILGUECORP SA

Sucursal: MIRAFLORES

Cliente: CONSUMIDOR FINAL

Ruc: 99999999999999

Dirección: 99999999999999999999

Teléfono: 999999

Condición de Pago: EFECTIVO

Fecha Emisión: 11/1/2024 0:00:00

Vendedor: Alfredo

Concepto:

Sec.	Código	Producto	Cantidad	Precio	Subtotal
1	2033	SACO ALUMINIO 25KL	1.00	18.75	18.75
					Subtotal:
					18.75
					Descuento:
					0.00
					Subtotal Neto:
					18.75
					Valor IVA:
					2.25
					Neto a Pagar:
					21.00

Ilustración 23 Proforma de precio del sulfato de aluminio. Elaborado por ACUAMAIN



LA CASA DE LOS QUIMICOS LAQUIN CIA LTDA

AV. AMERICA N18-17 Y ASUNCION
 RUC: 1790941892001 Telf(s) 2503 475
 QUITO - Ecuador - Email: lacasadelosquimicos@gmail.com

CLIENTE	CONSUMIDOR FINAL					COTIZACION No.
DIRECCION	QUITO					30845
TELEFONO		RUC	9999999999999			FECHA
ATENCION A		VENDEDOR	ADMINISTRADOR			11/01/2024
CONDICIONES COMERCIALES						VALIDEZ OFERTA
						0
Ord	Código	Descripción	Presentación	Cantidad	P.V.P.	SUBTOTAL
1	RHC-III	HIERRO III CLORURO -FERRICO P.A. 100 GR	UND	1.00	22.0000	22.00
2	SUL-ALU	SULFATO DE ALUMINIO TIPO A	KG	1.00	0.6900	0.69
Son VEINTICINCO 41/100					Subtotal Imponible	22.69
AUTORIZADO					Subtotal No Imponible	0.00
ACEPTACIÓN CLIENTE					0.00% Descuento	0.00
					12% I.V.A.	2.72
					TOTAL	25.41

Observaciones: Para la compras de los productos marcados con * necesitan el permiso del MDI

Ilustración 24 Proforma de los precios del sulfato de aluminio y cloruro férrico. Elaborado por La Casa de los Químicos CILTDA.

Registros fotográficos



Ilustración 25 Estación de bombeo de la planta de tratamiento ubicada en la urbanización Mónaco. Fuente: Autor



Ilustración 26 Instalaciones de la planta de tratamiento de la urbanización Mónaco. Fuente: Autor



Ilustración 27 Lugar donde se extrajo el agua de las muestras dentro de la estación de bombeo. Fuente: Autor



Ilustración 28 Traslado de las muestras al laboratorio de la UCSG. Fuente: Autor



Ilustración 29 Ensayo del circuito para las pruebas piloto. Fuente: Autor



Ilustración 30 Pruebas piloto de cloruro férrico y sulfato de aluminio. Fuente: Autor.



Ilustración 31 Lodos sedimentados en el fondo de los tanques en las pruebas piloto de sulfato de aluminio y cloruro férrico. Fuente: Autor

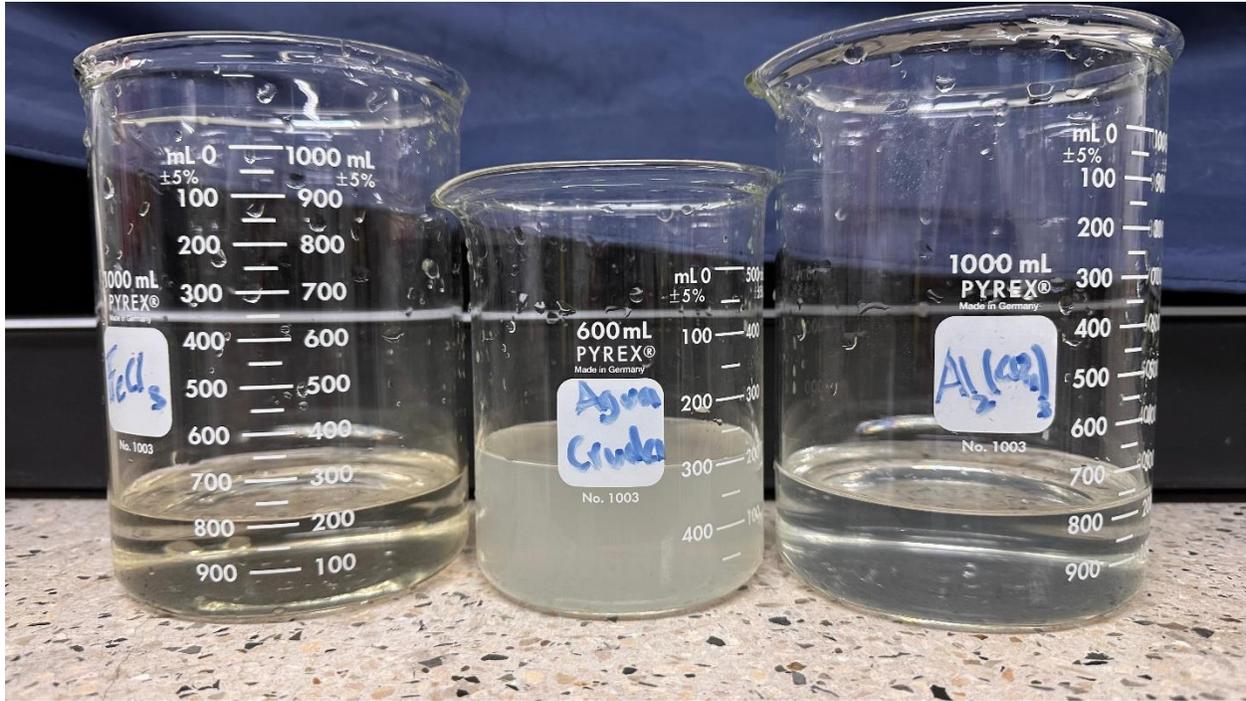


Ilustración 32 Muestras de las aguas tratadas y la muestra de agua cruda. Fuente: Autor

DECLARACIÓN Y AUTORIZACIÓN

Nosotros, Almaraz Loyola, Yolanda Isabel y Mendoza Briones, Carlos Rodolfo. con C.C: #0925739716 y C.C: #1315988707, autores del trabajo de titulación: **Comparación de la generación de lodos en las plantas de aguas servidas a escala piloto entre aplicación del sulfato de aluminio y cloruro férrico**, previo a la obtención del título de Ingeniero Civil en la Universidad Católica de Santiago de Guayaquil.

1.- Declaro tener pleno conocimiento de la obligación que tienen las instituciones de educación superior. de conformidad con el Artículo 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior. de entregar a la SENESCYT en formato digital una copia del referido trabajo de titulación para que sea integrado al Sistema Nacional de Información de la Educación Superior del Ecuador para su difusión pública respetando los derechos de autor.

2.- Autorizo a la SENESCYT a tener una copia del referido trabajo de titulación. con el propósito de generar un repositorio que democratice la información. respetando las políticas de propiedad intelectual vigentes.

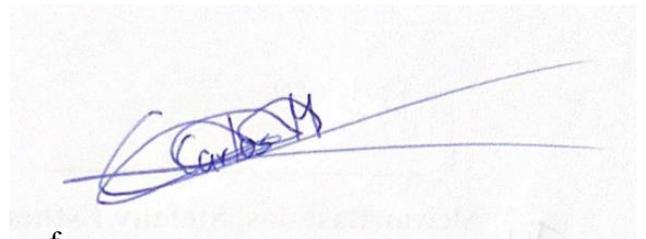
Guayaquil. 9 de febrero de 2024



f. _____

Nombre: Almaraz Loyola, Yolanda Isabel

C.C: 0925739716



f. _____

Nombre: Mendoza Briones Carlos Rodolfo

C.C: 1315988707

REPOSITORIO NACIONAL EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA

FICHA DE REGISTRO DE TESIS/TRABAJO DE TITULACIÓN

TEMA Y SUBTEMA:	Comparación de la generación de lodos en las plantas de aguas servidas a escala piloto entre aplicación del sulfato de aluminio y cloruro férrico		
AUTOR(ES)	Carlos Rodolfo Mendoza Briones Yolanda Isabel Almaraz Loyola		
REVISOR(ES)/TUTOR(ES)	Clara Catalina Glas Cevallos		
INSTITUCIÓN:	Universidad Católica de Santiago de Guayaquil		
FACULTAD:	Facultad de Ingeniería		
CARRERA:	Ingeniería Civil		
TITULO OBTENIDO:	Ingeniero Civil		
FECHA DE PUBLICACIÓN:	9 de febrero de 2024	No. DE PÁGINAS:	103
ÁREAS TEMÁTICAS:	Ingeniería, aguas residuales domésticas, tratamiento.		
PALABRAS CLAVES/ KEYWORDS:	Cloruro férrico, sulfato de aluminio, prueba de jarras, pH, turbidez, lodos sedimentables.		
RESUMEN/ABSTRACT			
<p>El presente trabajo de titulación se centra en el análisis de la eficiencia, generación de lodos y costos asociados al uso de dos coagulantes muy usados, el sulfato de aluminio y el cloruro férrico, en el tratamiento de aguas residuales domésticas. El enfoque metodológico incluye la toma de muestras, pruebas de jarras para determinar dosificaciones óptimas, tratamiento a escala piloto en laboratorio y evaluación de parámetros clave como DQO, DBO, turbidez y pH. Se detallan procedimientos específicos para el uso de cada coagulante, destacando la agitación, coagulación, decantación, mediciones de pH y turbidez, así como la cuantificación de lodos mediante conos Imhoff. Se realiza una evaluación adicional de DQO y DBO. Se describen pruebas piloto con ambos coagulantes, incluyendo la selección de muestras, dosificación óptima y análisis de laboratorio. Las pruebas piloto a escala experimental permiten evaluar la efectividad de los coagulantes en condiciones simuladas de una planta de tratamiento.</p>			
ADJUNTO PDF:	<input checked="" type="checkbox"/> SI	<input type="checkbox"/> NO	
CONTACTO CON AUTOR/ES:	Teléfono: +593 996842649 +593 990198265	E-mail: mendozacarlos619@gmail.com yial572@gmail.com	
CONTACTO CON LA INSTITUCIÓN (COORDINADOR DEL PROCESO UTE):	Nombre: Clara Glas Cevallos		
	Teléfono: +593-4- 2206956		
	E-mail: clara.glas@cu.ucsg.edu.ec		
SECCIÓN PARA USO DE BIBLIOTECA			
Nº. DE REGISTRO (en base a datos):			
Nº. DE CLASIFICACIÓN:			
DIRECCIÓN URL (tesis en la web):			