

OPTIMIZACIÓN DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES
CLARAS RESIDENCIALES

Jhon Sebastián García Agudelo

Paula Ximena Gómez Bustos

Trabajo de Grado para Optar el Título de Ingenieros Civiles

Director

Tatiana Constanza Guarín Corredor

PhD en Ingeniería Civil y Ambiental

Universidad Industrial de Santander
Facultad de Ingenierías Fisicomecánicas

Escuela de Ingeniería Civil

Bucaramanga

2025

Dedicatoria

A mis padres y a mi hermano, mi impulso y respaldo incondicional, la fuente constante
de estímulo que me lleva a superarme cada día.

A Wilson Pérez, por ser un pilar fundamental en mi proceso formativo; sus consejos y su energía
me han guiado especialmente en esta etapa tan crucial.

A Sergio Gómez, mi modelo académico y profesional, quien me ha demostrado que todo es
posible cuando nos lo proponemos.

A Carlos y Tatiana, por su aliento constante y por estar siempre presentes cuando los necesito.

Y a mis amigas, por su valiosa compañía en este camino.

Gracias a todos ustedes por ser parte esencial de mi historia.

Paula Ximena Gómez Bustos

A mi madre y a mi prima, por su constante apoyo, motivación y confianza, los cuales
fueron fundamentales para alcanzar esta meta profesional.

A mis amigos, por su compañía y respaldo en los diferentes momentos de este camino,
contribuyendo con su presencia a hacerlo más fácil y llevadero.

Sin ustedes, este logro no hubiera sido posible.

Jhon Sebastián García Agudelo

Agradecimientos

Nuestro más sincero agradecimiento a todas las personas que, con su invaluable apoyo, orientación y paciencia, hicieron posible la culminación de este proceso de tesis.

De manera especial, extendemos nuestra gratitud a nuestra directora, Tatiana Guarín, por su guía experta, su dedicación, confianza depositada en este proyecto y su colaboración, fueron de vital importancia para alcanzar nuestros objetivos.

Finalmente, agradecemos profundamente a la Universidad Industrial de Santander, a la Escuela de Ingeniería Civil y al Grupo de Investigación GPH por abrimos sus puertas, brindarnos los recursos necesarios y el acceso al laboratorio, siendo un pilar fundamental para el desarrollo de todo este proceso investigativo. Su constante apoyo y seguimiento fueron esenciales.

Tabla de Contenido

	Pág.
Introducción	11
1. Objetivos	14
1.1 Objetivo General	14
1.2 Objetivos Específicos.....	14
2. Marco Referencial.....	15
2.1. Descripción general de las características de aguas grises residenciales.....	15
2.2. Métodos de pretratamiento convencionales y avanzados	17
2.2.1. Sedimentación.....	19
2.2.2. Filtración Convencional.....	19
2.2.3. Filtración por membranas	21
2.2.4. Procesos avanzados de oxidación y adsorción.....	22
2.2.5. Métodos de Desinfección.....	24
2.3. Identificación de vacíos en la literatura	25
3. Metodología	27
3.1. Descripción del agua gris clara	27
3.2. Diseño Experimental.....	28
3.2.1. Componentes del sistema.....	29
3.2.2. Operación del sistema	35
3.3. Recolección de datos y procesamientos de muestras.....	36
4. Resultados y discusión	38
4.1. Rendimiento del tren de tratamiento 1- TAGCR1	41

4.2. Rendimiento del tren de tratamiento 2- TAGCR2	43
4.3 Análisis Comparativo de los Trenes de Tratamiento.....	46
4.4. Comparación de los efluentes con estándares de calidad existentes.....	54
5. Conclusiones	59
6. Recomendaciones	61
Referencias.....	62
Apéndices.....	72

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1 <i>Características del Agua gris clara en cada efluente del tren de tratamiento y porcentajes promedio de remoción.</i>	16
Tabla 2 <i>Criterios de calidad adicionales de aguas residuales para uso agrícola.</i>	26
Tabla 3 <i>Características principales de la membrana de ultrafiltración mini Cube.</i>	34
Tabla 4 <i>Métodos empleados para el análisis de los parámetros de calidad en el agua gris clara sintética.</i>	37
Tabla 5 <i>Características de calidad del Influyente y Efluente de cada tren de tratamiento y porcentajes promedio de remoción.</i>	39
Tabla 6 <i>Comparación de los efluentes en cada tren tratamiento.</i>	46
Tabla 7 <i>Calidad de las aguas grises tratadas para cada uno de los usos urbanos.</i>	55
Tabla 8 <i>Valor máximo admisible para uso urbano.</i>	56
Tabla 9 <i>Resumen de las especificaciones de reutilización no potable de Texas.</i>	57

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1 <i>Esquema de tratamiento a escala de laboratorio.</i>	29
Figura 2. <i>Tanque alimentador.</i>	30
Figura 3. <i>Tanque sedimentador.</i>	31
Figura 4. <i>Generador de ozono aqua-8.</i>	32
Figura 5. <i>Filtro de carbón y arena de sílice.</i>	33
Figura 6. <i>Filtro lento de arena.</i>	33
Figura 7. <i>Membrana de ultrafiltración.</i>	34
Figura 8. <i>Lámpara de radiación ultravioleta (UV).</i>	34
Figura 9. <i>Comparación de remoción de DQO entre trenes de tratamiento.</i>	48
Figura 10. <i>Comparación de remoción de DBO₅ entre trenes de tratamiento.</i>	48
Figura 11. <i>Comparación de remoción de TOC entre trenes de tratamiento.</i>	49
Figura 12. <i>Comparación de remoción de Turbiedad entre trenes de tratamiento.</i>	50
Figura 13. <i>Comparación de remoción de SST entre trenes de tratamiento.</i>	50
Figura 14. <i>Comparación de remoción de Nitratos entre trenes de tratamiento.</i>	51
Figura 15. <i>Comparación de remoción de Nitritos entre trenes de tratamiento.</i>	52
Figura 16. <i>Comparación de remoción de Grasas y Aceites entre trenes de tratamiento.</i>	53

Lista de Apéndices

	Pág.
Apéndice A. <i>Encuesta para determinar los productos de aseo personal a utilizar en la preparación del agua gris clara sintética.</i>	72
Apéndice B. <i>Detalles de granulometría de los materiales de los lechos filtrantes.</i>	74
Apéndice C. <i>Características hidráulicas y operación de los procesos de tratamiento evaluados.</i>	76
Apéndice D. <i>Detalles de los para análisis de laboratorios, resultados y diferencias estadística.</i>	79

Resumen

Título: Optimización de un sistema de tratamiento de aguas grises claras residenciales en el marco del proyecto VIE-UIS 4249.*

Autor: Jhon Sebastián García Agudelo, Paula Ximena Gómez Bustos**

Palabras Clave: Agua gris clara, reutilización, filtro de carbón activado, filtro lento de arena, membranas de ultrafiltración, desinfección.

Ante la creciente escasez hídrica provocada por lluvias irregulares y una demanda en aumento de agua, diversificar las fuentes de agua es prioritario. La reutilización de aguas residuales domésticas—especialmente las aguas grises claras (AGC)—se presenta como una alternativa viable porque su carga patogénica es menor y el tratamiento necesario es menos complejo. Sin embargo, para que el agua tratada sea apta para usos no potables se requiere eliminar eficientemente materia orgánica, nutrientes y microorganismos. En este contexto se comparan dos trenes de tratamiento de AGC. El Tren 1 combina sedimentación, filtración lenta en arena, membrana de ultrafiltración y desinfección UV; está diseñado para retirar partículas finas, sólidos suspendidos y patógenos. El Tren 2 también inicia con sedimentación, pero incorpora ozonización como oxidante potente y desinfectante, seguido de un filtro de carbón activado granular para adsorción de compuestos orgánicos y mejora organoléptica, finalizando con UV. El objetivo es evaluar el rendimiento operativo de cada configuración (remoción de sólidos y patógenos, DQO y DBO₅) y determinar cuál ofrece mayor eficiencia y viabilidad para la reutilización residencial del agua. Los resultados demostraron que ambos trenes de tratamiento funcionan de manera eficiente, alcanzando remociones promedio del 84% en la materia orgánica (DQO y DBO₅) y del 97% en turbidez. Aunque ninguno cumplió con los límites establecidos por las normativas para reúso, el tren del FLA + MUF mostró un mejor desempeño general, especialmente en la reducción de turbidez y parámetros microbiológicos (coliformes totales y *E. coli*). No obstante, es necesario fortalecer la remoción de materia orgánica residual y la carga microbiológica, de modo que el efluente tratado cumpla con los criterios de calidad exigidos para uso no potable residencial.

* Trabajo de grado.

** Facultad de Ingenierías Fisicomecánicas. Escuela de Ingeniería Civil. Director: Tatiana Constanza Guarín Corredor. PhD en Ingeniería Civil y Ambiental

Abstract

Title: Optimization of a Residential Light Greywater Treatment System within the framework of project VIE-UIS 4249*

Author: Jhon Sebastián García Agudelo, Paula Ximena Gómez Bustos**

Key Words: Light graywater, reuse, activated carbon filter, slow sand filter, ultrafiltration membrane, disinfection

Given the growing water scarcity caused by irregular rainfall and increasing demand, diversifying water sources is a priority. The reuse of domestic wastewater—especially light graywater (LGW)—is a viable alternative because it has a lower pathogen load and requires less complex treatment. However, to ensure that the treated water is suitable for non-potable uses, it is necessary to efficiently remove organic matter, nutrients, and microorganisms. In this context, two LGW treatment systems are compared. System 1 combines sedimentation, slow sand filtration, ultrafiltration membrane, and UV disinfection; it is designed to remove fine particles, suspended solids, and pathogens. System 2 also begins with sedimentation, whilst incorporating ozonation as a powerful oxidant and disinfectant, followed by a granular activated carbon filter for the adsorption of organic compounds and improvement of water quality, and finally UV disinfection. The objective was to evaluate the operational performance of each configuration (solids and pathogen removal, COD and BOD) and determine which offers greater efficiency and feasibility for residential water reuse. The results demonstrated that both treatment trains operate efficiently, achieving average removals of 84% for organic matter (COD and BOD₅) and 97% for turbidity. Although neither met the limits established by regulations for reuse, the FLA + UF train showed better overall performance, particularly in reducing turbidity and microbiological parameters (total coliforms and E. coli). However, it is necessary to strengthen the removal of residual organic matter and microbiological load to ensure that the treated effluent meets the quality criteria required for non-potable residential use.

* Degree Work

** Faculty of Physical-Mechanical Engineering, Civil Engineering Department. Advisor: Tatiana Constanza Guarín Corredor. PhD in Civil and Environmental Engineering

Introducción

Las aguas grises son las aguas residuales urbanas que incluyen las aguas provenientes de duchas, bañeras, lavamanos, lavadoras, lavaplatos y lavavajillas, pero excluyen las aguas provenientes de los sanitarios (E. Eriksson, 2002). Estas aguas se clasifican en aguas grises claras (AGC) y aguas grises oscuras (AGO), dependiendo de su procedencia. Las AGC no incluyen las aguas residuales provenientes de sanitarios, cocina y el lavado de ropa. La diferenciación entre estos tipos de aguas grises impacta tanto en la complejidad de los sistemas de tratamiento como en el volumen de agua disponible para su reutilización (E. Leiva, 2021).

El reúso de agua gris en una vivienda tiene el potencial de reducir entre un 29-47% del consumo de agua potable, lo que se traduce no solo en beneficios económicos sino también en la reducción de la necesidad de nuevas fuentes de agua potable (F. Hourlier, 2010). Las aguas grises tratadas pueden ser usadas para múltiples propósitos como descarga de inodoros, riego de jardines, lavado de pisos y áreas exteriores (A. Galvis, 2014). Este enfoque no solo permite reducir la extracción de agua de ríos, lagos y acuíferos, sino que también disminuye la descarga de efluentes tratados al medio ambiente, contribuyendo a la protección de los ecosistemas acuáticos.

El acceso a agua potable segura es un gran reto para las pequeñas comunidades con recursos limitados. Estas comunidades suelen depender de fuentes de agua de difícil acceso y propensas a la contaminación estacional. Los retos no solo radican en la captación y el transporte del agua, sino también en los procesos de tratamiento necesarios para garantizar su potabilidad. La falta de infraestructura adecuada, la escasez de personal capacitado para operar y mantener los sistemas de tratamiento, y la dificultad para acceder a repuestos y productos químicos esenciales, complican la implementación de soluciones de tratamiento convencionales. La calidad variable

del agua cruda (por clima o actividades humanas) requiere sistemas de tratamiento flexibles, pero la falta de inversión en tecnologías avanzadas o personal especializado hace que estas comunidades sean vulnerables en su suministro de agua potable.

Ante la creciente presión sobre los recursos hídricos y la búsqueda de soluciones sostenibles, la necesidad de sistemas descentralizados de tratamiento de aguas grises residenciales se hace cada vez más evidente. En este contexto, La transición hacia sistemas descentralizados y soluciones híbridas puede mejorar la resiliencia y sostenibilidad de los sistemas de suministro de agua urbana (Ghunmi et al., 2011).

Las aguas grises provenientes de fuentes de uso para la higiene personal pueden contener una variedad de contaminantes, incluyendo patógenos microbianos en forma de bacterias y virus, aceite y grasa, surfactantes, materia orgánica disuelta y particulada, así como sales inorgánicas (Wallin et al., 2021). Es crucial lograr una calidad de agua óptima para su reutilización en aplicaciones no potables (como inodoros o riego de jardines) para asegurar la seguridad y eficiencia. Sin embargo, hay una falta significativa de estudios comparativos detallados sobre tratamientos específicos para aguas grises claras residenciales, lo que dificulta la elección de las tecnologías más adecuadas para su uso generalizado

La mayoría de las investigaciones se han centrado en el tratamiento de aguas residuales en general, sin profundizar en las particularidades ni en la eficiencia de los sistemas diseñados específicamente para aguas grises (Ministerio de Ambiente y Desarrollo, 2021). En el contexto colombiano, la normativa existente sobre el reúso de aguas grises es aún limitada, ya que no contempla ni regula de forma clara otros usos potenciales. Esta situación dificulta el desarrollo e implementación de políticas públicas que promuevan su reutilización.

Teniendo como antecedente la investigación de Jessica Burgos (J. Burgos-Arias et al., 2025a, 2025b; J. P. Burgos Arias, 2024) y los proyectos desarrollados por el grupo de investigación de Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental (GHP), adscrito a la escuela de ingeniería civil UIS, se han implementado tecnologías avanzadas orientadas al aprovechamiento de aguas grises residenciales. Estas tecnologías integran etapas de pretratamiento, tratamiento biológico, filtración y desinfección, las cuales son esenciales para que el agua reciclada alcance los estándares de calidad requeridos para diversos usos. A partir de los resultados obtenidos en los análisis de los efluentes, su comportamiento y desempeño permitirán identificar los factores clave para optimizar la eficiencia de los sistemas de tratamiento de AGR, contribuyendo al fortalecimiento de estrategias sostenibles en la gestión del recurso hídrico.

1. Objetivos

1.1 Objetivo General

Optimizar dos trenes de tratamiento de aguas grises claras basados en filtros de arena y membranas de ultrafiltración con el fin de asegurar su reutilización en prácticas residenciales no potables.

1.2 Objetivos Específicos

Identificar tecnologías y procesos efectivos para la reutilización de aguas grises claras mediante una revisión bibliográfica exhaustiva, con el fin de aplicarlos en los trenes de tratamientos en estudio.

Determinar aspectos de funcionamiento de los trenes de tratamiento modificados para aguas grises claras residenciales a escala de laboratorio, mediante su construcción, operación y monitoreo.

Evaluar los trenes de tratamiento modificados para el tratamiento de aguas grises claras residenciales a escala laboratorio.

2. Marco Referencial

2.1. Descripción general de las características de aguas grises residenciales

La calidad del agua gris clara presenta una notable variabilidad entre diferentes hogares. Esta diversidad se origina principalmente por las prácticas de limpieza y los productos específicos que utilizan los residentes, como detergentes, jabones y otros artículos de aseo. Estos elementos impactan directamente la composición del agua, influyendo en su carga contaminante y, en general, en su calidad.

Dada la variabilidad en la composición del agua gris, influenciada por productos de limpieza, factores socioeconómicos, estilo de vida, costumbres y la fuente específica dentro del hogar (Oron et al., 2014), es crucial contar con sistemas de tratamiento flexibles. Estos sistemas deben adaptarse a las distintas características del agua para asegurar una reutilización efectiva y segura. Por ello, el paso inicial indispensable antes de proyectar el reúso de aguas grises claras (AGC) es una caracterización detallada de sus propiedades físicas, químicas y microbiológicas. Esto permite definir un tratamiento adecuado y optimizado.

Los sistemas de tratamiento de aguas grises usan etapas primarias (físicoquímicas), secundarias (biológicas) y terciarias (desinfección/mejora) para limpiar el agua antes de su descarga. Recientemente, se han adoptado tratamientos avanzados para mejorar eficiencias en el tratamiento. En referencia a sistemas de tratamiento de aguas grises, varios estudios han propuesto opciones descentralizadas, como como filtros de arena y grava (Maiyo et al., 2023), membranas de filtración (Kant et al., 2018), biorreactores de membrana (Najmi et al., 2020), y desinfección por cloración y UV (Friedler et al., 2021).

Dentro de las líneas de investigación e interés del grupo de investigación de Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental (GPH) adscrito a la escuela de Ingeniería Civil de la

Universidad Industrial de Santander (UIS), se han venido desarrollando proyectos asociados al aprovechamiento de aguas grises residenciales (J. Burgos-Arias et al., 2025a, 2025b; J. P. Burgos-Arias, 2024). Los resultados de la caracterización de calidad del agua, obtenidos antes y después del tratamiento, se presentan en la Tabla 1. Estos hallazgos constituyen la base fundamental para el desarrollo de este proyecto de investigación, cuyo objetivo es optimizar dos trenes de tratamiento específicos:

Tabla 1

Características del Agua gris clara en cada efluente del tren de tratamiento y porcentajes promedio de remoción.

PARÁMETRO	UNIDAD	AFLUENTE			EFLUENTE SEDIMENTADOR + FLA			EFLUENTE SEDIMENTADOR + UF				
		PROMEDIO	DE	CV	PROMEDIO	DE	CV	REMOCIONES	PROMEDIO	DE	CV	REMOCIONES
pH		7.54	0.07	1%	7.27	0.13	2%	-	7.70	0.06	1%	-
CE	μS/cm	184.28	5,20	3%	171.41	8.35	5%	7%	180.18	4.62	3%	2%
Turbiedad	NTU	342.3	79,15	23%	8.99	3.87	43%	97%	0.59	0.26	43%	100%
NT	mg N/L	6.48	1,38	21%	0.83	0.74	89%	87%	4.13	1.33	32%	36%
DQO	mg O ₂ /L	888.44	192,70	22%	83.19	38.54	46%	91%	213.07	81.03	38%	76%
DBO ₅	mg P/L	377.78	119,09	32%	33.71	18.64	55%	91%	91.21	36.22	40%	76%
PT	mg/L	0.57	0,13	24%	0.1	0.05	49%	82%	0.51	0.12	24%	9%
Grasas y aceites	mg/L	218.11	65,72	30%	3.21	2.39	74%	99%	3.73	1.88	50%	98%
SST	MG/L	209.11	44,82	21%	6.04	4.03	67%	97%	2.39	1.89	79%	99%

Nota. Adaptado de (J. P. Burgos-Arias, 2024)

La Tabla 1 resume los indicadores de calidad medidos para evaluar la eficiencia de dos trenes de tratamiento de aguas grises (AGR): sedimentador + filtración lenta de arena (FLA) y sedimentador + membrana de ultrafiltración (MUF) (J. Burgos-Arias et al., 2025b). Ambos

sistemas demostraron ser muy eficientes (más del 97%) en la eliminación de turbiedad, sólidos suspendidos totales (SST) y grasas y aceites. Sin embargo, el tren sedimentador + FLA destacó por su mayor eficiencia en la remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y materia orgánica. Esto se debe a la actividad microbiana desarrollada en el FLA, que actúa como biofiltro promoviendo la desnitrificación y la asimilación de fósforo, procesos que no ocurren en el MUF. En el caso del MUF, la materia orgánica fue mayormente permeada.

A partir de estos resultados de calidad del efluente de los trenes estudiados, desempeño, parámetros de operación y desventajas, se definirán factores clave para mejorar la eficiencia de los tratamientos de AGR. Estos factores a explorar incluyen los requerimientos asociados al uso del efluente, la demanda energética y los costos de implementación, operación y mantenimiento.

2.2. Métodos de pretratamiento convencionales y avanzados

Las aguas grises (AG) contienen materia orgánica, sólidos suspendidos, metales, iones y microorganismos, pero su carga contaminante es menor y más manejable que la de aguas residuales complejas, con menos compuestos orgánicos y patógenos (Oh et al., 2015). Su composición varía significativamente según la fuente de agua potable, factores socioeconómicos (estilo de vida, hábitos, productos de uso personal), origen (inodoros, cocina, lavadoras, etc.) y localización geográfica (Li et al., 2009; Oron et al., 2014; I. N. Shaikh & Ahammed, 2020). Por ello, la caracterización física, química y biológica es el primer paso esencial para diseñar un tratamiento adecuado para su reúso.

Se han probado diversos sistemas biológicos para AG, como reactores UASB, filtros biológicos aireados, reactores de lecho fluidizado, entre otros. Los tratamientos físicos, como la filtración (filtros lentos de arena, carbón activado granular, membranas) y la sedimentación, son

fundamentales para reducir sólidos suspendidos antes de tratamientos posteriores, siendo la filtración una opción de fácil adopción y operación (Tayara et al., 2021).

Estudios han propuesto opciones descentralizadas que combinan gravas y arenas (Maiyo et al., 2023; Palmarin & Young, 2019; I. N. Shaikh & Ahammed, 2021), membranas (Kant et al., 2018; Kant & Jaber, 2020), biorreactores con membranas (Najmi et al., 2020), sistemas naturales (Morandi et al., 2021), coagulación (I. Shaikh & Ahammed, 2021) y desinfección (Ekeren et al., 2016; Friedler et al., 2021).

Un enfoque prometedor para comunidades pequeñas con recursos limitados es la combinación de ozono con biofiltros de carbón activado. El ozono, con sus potentes capacidades de oxidación y desinfección, puede ser valioso, aunque su solubilidad limitada y la formación de subproductos requieren procesos avanzados de oxidación (Rivera-Utrilla et al., 2020; Wang & Chen, 2014). Por otra parte, el carbón activado retiene microorganismos y, gracias a sus propiedades de adsorción se espera una mejorar calidad del agua, particularmente en su olor y color. Por consiguiente, al ubicar un filtro de carbón junto con un proceso de ozonización, se combinan mecanismos de oxidación, adsorción y potencial degradación biológica, mostrándose como una tecnología de tratamiento prometedora y efectiva para el tratamiento de agua residual. La sinergia entre ozono y filtros biológicamente activados de carbono ofrece una solución sostenible y eficiente para el tratamiento in situ de AG, reduciendo la dependencia de infraestructuras centralizadas y mejorando la seguridad del agua potable (Zanacic et al., 2016; Zhang et al., 2020; Zhou & Smith, 2002; Kantor et al., 2019; Wang & Chen, 2014; Teichgräber et al., 2021).

2.2.1. Sedimentación

La sedimentación constituye un tratamiento primario fundamental en la gestión de aguas residuales, cuya importancia radica en su capacidad para eliminar partículas grandes y escombros presentes en el agua. Este proceso físico, que permite que las partículas más pesadas se depositen en el fondo del tanque mediante la acción de la gravedad (Pangarkar et al., 2010), es crucial para proteger las etapas posteriores del tratamiento y optimizar la eficiencia general del sistema. Al remover sólidos de mayor tamaño, como arena y grava, se previenen obstrucciones y daños en equipos más sensibles, como bombas o membranas, que podrían ser utilizados en tratamientos secundarios o terciarios. Además, la sedimentación reduce la carga orgánica y de sólidos suspendidos, facilitando así los procesos subsiguientes y, en algunos casos, permitiendo la recuperación de materiales valiosos.

2.2.2. Filtración Convencional

La filtración sigue siendo la columna vertebral del tratamiento hídrico, ya que permite una reducción eficiente de sólidos y contaminantes sin necesidad de emplear químicos agresivos. La elección entre filtración lenta, rápida, anaeróbica, así como el uso de materiales absorbentes como carbón activado, minerales como la zeolita o membranas, depende del equilibrio entre calidad del efluente deseada, recursos disponibles y condiciones operativas específicas del proyecto. En el contexto actual de escasez hídrica y reutilización de aguas grises claras, combinar varios tipos de filtración —por ejemplo, sedimentador → filtro lento → membrana UF → desinfección UV— brinda una barrera múltiple que maximiza la eliminación de sólidos, materia orgánica y patógenos mientras mantiene la sostenibilidad del proceso.

La selección de materiales adecuados, como arena, grava y carbón activado, refuerza la efectividad de la filtración al optimizar la superficie de contacto y la retención de

contaminantes. Los filtros lentos de arena (FLA) son habitualmente depósitos que contienen capas de arena graduada hasta una profundidad de 0.5 a 1.5 m, con la fracción más gruesa en la parte inferior y el nivel más fino en la parte superior (con partículas de tamaño efectivo de 0.15 a 0.3 mm) (Gomez-Rozo & Silva-Lara, 2019).

La implementación de un Filtro Lento de Arena (FLA) se presenta como una solución de gran ayuda en la segunda etapa del proceso de tratamiento. Su bajo costo operativo, la facilidad para obtener los materiales necesarios y la rapidez de su instalación lo convierten en una opción muy atractiva y accesible. La clave de su alta eficiencia radica en la creación de una capa biológica que se desarrolla en el lecho filtrante. Esta capa, compuesta por una comunidad de microorganismos, actúa como una barrera biológica y física muy efectiva, garantizando la retención y degradación de una amplia gama de contaminantes, incluyendo sólidos suspendidos finos, materia orgánica disuelta y, de manera crucial, microorganismos patógenos como bacterias y protozoos. Gracias a este mecanismo biológico y físico combinado, el FLA asegura una mejora significativa en la calidad del agua tratada.

La función del FLA en el tren de tratamiento es aprovechar su capacidad para retener microorganismos, bacterias y sólidos suspendidos que pudieron haber pasado el proceso de sedimentación. En cuanto a la efectividad en la remoción de contaminantes orgánicos, investigaciones previas (Maiyo et al., 2023; Verma et al., 2017; Zipf et al., 2016) han reportado que, debido a la acción microbiana en las capas superiores del filtro, se logra una biodegradación de estos compuestos, alcanzando porcentajes de remoción del 70% y 50% para DQO y DBO₅, respectivamente, lo que resalta este proceso como una alternativa eficiente en la relación costo-operación.

2.2.3. Filtración por membranas

La Ultrafiltración (UF), tal como la ofrece el CUBE® Mini Filter, representa una etapa de tratamiento avanzada y altamente efectiva para las aguas grises claras (AGC). Este sistema utiliza membranas con un tamaño de poro nominal de aproximadamente 35 nm (0.035 μm), lo que le permite actuar como una barrera física robusta (Martin membrane systems, 2023). Su principal aporte en el tratamiento de AGC es la retención de partículas suspendidas finas, materia orgánica disuelta y, de manera crucial, la eliminación de microorganismos patógenos como bacterias, protozoos y virus, logrando una calidad de agua purificada.

La tecnología de UF, al presentar un corte de peso molecular de 150 kDalton, garantiza una separación eficiente sin necesidad de químicos adicionales como el cloro, lo que la hace una solución sostenible y de bajo impacto ambiental. Además, la capacidad de la UF para reducir los sólidos suspendidos a niveles muy bajos, casi a cero, asegura un agua apta para diversas aplicaciones de reúso, cumpliendo con altos estándares de seguridad.

El uso de membranas de Ultrafiltración (UF) en el tratamiento de aguas grises claras (AGC) presenta un desafío inherente conocido como "fouling" o ensuciamiento, que se refiere a la acumulación de contaminantes en los poros de la membrana (Martin membrane systems, 2023). Este fenómeno puede ser causado por una variedad de sustancias presentes en las aguas grises, como partículas suspendidas finas, materia orgánica, lípidos, proteínas y microorganismos, que tienden a adherirse a la superficie y obstruir los poros. Este no solo reduce la eficiencia del proceso de filtración, disminuyendo el flujo de agua tratada y aumentando el consumo de energía, sino que también puede acortar la vida útil de las membranas si no se gestiona adecuadamente. Para mitigar este problema, se emplean diversas estrategias: la optimización de las etapas de pretratamiento, como la sedimentación y la filtración lenta de arena mencionadas anteriormente, fundamentales

para eliminar la mayor cantidad posible de contaminantes gruesos antes de que lleguen a las membranas de UF.

Finalmente, la selección adecuada del material de la membrana y la configuración del sistema de UF, así como un monitoreo constante del rendimiento, son cruciales para prevenir y gestionar eficazmente el "fouling", asegurando así la operación continua y eficiente del sistema de tratamiento de AGC.

2.2.4. Procesos avanzados de oxidación y adsorción

El ozono es un poderoso oxidante utilizado en el tratamiento de aguas grises residenciales, destacando por su capacidad para descomponer eficazmente contaminantes orgánicos, incluidos los precursores del trihalometano clorado (THM) y el ácido haloacético (HAA), así como varios productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCP).

Este proceso se lleva a cabo mediante la oxidación de compuestos orgánicos, donde el ozono descompone contaminantes de alto peso molecular en moléculas más pequeñas y manejables, facilitando su filtración y eliminación (Lee et al., 2005). Además, el ozono oxida contaminantes inorgánicos como el hierro, el manganeso y el arsénico, convirtiéndolos en formas insolubles que pueden ser separadas por filtración.

En términos de desinfección, el ozono actúa como un biocida fuerte, capaz de desactivar microorganismos, incluidas bacterias como *E. coli* y parásitos protozoarios, a través de la oxidación directa y la generación de radicales hidroxilos, lo que también ayuda a reducir las bioincrustaciones en membranas. Dentro de los procesos de oxidación avanzada (AOP), el ozono se descompone en agua para producir radicales hidroxilos, que son oxidantes muy potentes, especialmente en presencia de peróxido de hidrógeno, lo que es crucial para la oxidación indirecta de contaminantes orgánicos refractarios (Rodríguez et al., 2008). La ozonización también puede

mejorarse utilizando catalizadores como el dióxido de titanio, lo que lleva a una degradación más eficiente de compuestos orgánicos complejos y micro contaminantes. Además, el tratamiento con ozono mejora la calidad del agua al reducir la turbidez y el color, permitiendo su reutilización en aplicaciones no potables como inodoros, y controla compuestos de sabor y olor, mejorando la calidad general del agua tratada, Esto incluye reducciones en la demanda química de oxígeno (DQO), carbono orgánico total (TOC) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) (Ali et al., 2022; Alrousan & Dunlop, 2020; Vilve et al., 2007). El tratamiento con ozono se destaca por la capacidad para degradar eficazmente tensioactivos, aceites y grasas, mejorando así la calidad del agua para su reuso. La aplicación de ozono en el tratamiento de aguas grises ha demostrado mejorar varios parámetros de calidad del agua, como una disminución del 46% en la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y del 32% en el Carbono Orgánico Total (TOC), gracias a esta tecnología (Vilve et al., 2007).

El ozono se considera un método limpio, económico y respetuoso con el medio ambiente para tratar las aguas grises. Se puede integrar fácilmente en los sistemas de tratamiento existentes e implementar a pequeña escala, lo que lo convierte en una opción viable para mejorar la calidad del agua en varios entornos (Esposito et al., 2023; Poblete et al., 2024). Sin embargo, el proceso de ozonización puede producir varios subproductos, incluidos aldehídos, cetonas y ácidos carboxílicos de bajo peso molecular, que generalmente se eliminan mediante procesos de filtración posteriores.

Es importante destacar las notables ventajas que ofrece el carbón activado en su aplicación dentro de los filtros de tratamiento de agua. Su principal fortaleza radica en su vasta área superficial y estructura porosa, que lo posicionan como un material de adsorción superior para eliminar una amplia gama de contaminantes orgánicos, incluyendo aquellos responsables del sabor y olor.

Adicionalmente, al funcionar como un medio biológicamente activo en el tratamiento biológico aeróbico (BAC), fomenta el desarrollo de microorganismos beneficiosos que degradan contaminantes orgánicos y nitrogenados, lo que se traduce en una mejora de la calidad del agua tratada y una reducción de la carga contaminante antes de etapas de tratamiento subsecuentes. Considerando que la dinámica de la comunidad microbiana que coloniza el carbón activado puede impactar significativamente el rendimiento del BAC, dado que estas comunidades evolucionan con el tiempo y las distintas condiciones operativas, afectando la eficiencia global del proceso (Shi et al., 2024).

Su naturaleza inerte y su robustez garantizan durabilidad y capacidad para operar bajo diversas condiciones de flujo y operación en los filtros, asegurando una mayor vida útil y una menor frecuencia de reemplazo del medio filtrante. Finalmente, su habilidad para adsorber cloro residual lo hace especialmente valioso en etapas de postratamiento, protegiendo membranas o previniendo la formación de subproductos indeseados en sistemas posteriores.

2.2.5. Métodos de Desinfección

Para realizar etapas de desinfección se emplean tecnologías como tanques sépticos, reactores biológicos, membranas biológicas y desinfección por medio de radiación UV o cloración, etc. (Abdel-Kader, 2013; Massoud et al., 2009).

La radiación ultravioleta (UV) se ha convertido en un proceso final crucial en el tratamiento de agua, especialmente después de que el agua ha pasado por etapas como sedimentación, filtros de arena, ozonización y filtración con carbón activado. Este método de desinfección es altamente efectivo para inactivar microorganismos patógenos, como bacterias, virus y protozoos, que pueden haber sobrevivido a las etapas anteriores del tratamiento.

Una de las principales ventajas de la radiación UV es su capacidad para proporcionar una desinfección rápida y eficiente sin la necesidad de utilizar productos químicos peligrosos, lo que minimiza el riesgo de formación de subproductos nocivos que pueden ocurrir con métodos químicos como la cloración. Además, la luz UV no deja residuos en el agua tratada, lo que garantiza que el agua sea segura para el consumo humano y para otros usos no potables.

La radiación UV actúa al dañar el material genético de los microorganismos, lo que impide su reproducción y, por ende, su capacidad de causar enfermedades. Esto lo convierte en un paso final esencial en el proceso de tratamiento, asegurando que el agua que llega al consumidor sea de la más alta calidad y libre de patógenos.

En resumen, la implementación de la desinfección por radiación UV como etapa final en el tratamiento de agua, después de procesos como sedimentación y filtración, es fundamental para garantizar la seguridad y la calidad del agua, proporcionando una protección adicional contra microorganismos potencialmente dañinos.

2.3. Identificación de vacíos en la literatura

La Resolución de 1256 de 2021, aunque establece disposiciones sobre el uso de aguas residuales en Colombia (como se ilustra en la Tabla 2), presenta una carencia significativa. Dicha norma no incluye especificaciones detalladas respecto a los parámetros y requisitos técnicos necesarios para la implementación del agua gris clara como alternativa de reúso residencial no potable. Esta omisión genera un vacío normativo general, dejando sin regulación aspectos fundamentales para garantizar una implementación segura y efectiva de estas prácticas.

La información disponible se basa principalmente en investigaciones y prácticas de laboratorio, las cuales, aunque útiles, no siempre reflejan la diversidad de condiciones y contextos en los que se aplican estos métodos en la realidad. Además, la falta de comparaciones amplias

entre las diferentes configuraciones de filtración dificulta la consolidación de un conocimiento robusto y la generación de directrices claras para la optimización de estos procesos en diversos contextos. Por ello, existe una necesidad en la comunidad científica de realizar investigaciones más exhaustivas y comparativas que permitan cerrar esta brecha de conocimiento y fundamentar futuras normativas.

Tabla 2

Criterios de calidad adicionales de aguas residuales para uso agrícola.

Parámetro	Unidad	Valor límite máximo permisible
Conductividad	µS/cm	1500
Fenoles totales	mg/L	0.2
Hidrocarburos totales	mg/L	1
Cianuro libre	Mg CN-/L	0.2
Cloruros	mg Cl ⁻ /L	300
Fluoruros	mg F ⁻ /L	1
Sulfatos	mg SO ⁻² ₄ /L	500
Mercurio	mg Hg/L	0.001
Sodio	mg Na/L	200
Antimonio	mg Sb/L	0.1

Nota. Adaptado de “Resolución 1256 de 2021” (Ministerio de Ambiente y Desarrollo, 2021)

Las investigaciones previas del GPH-UIS han sentado las bases para el tratamiento descentralizado de aguas grises claras (AGC) a escala de laboratorio, explorando tecnologías de filtración como filtros de arena y membranas (J. Burgos-Arias et al., 2025b, 2025a). Estos estudios confirmaron la viabilidad técnica y los beneficios ambientales de la recuperación de AGC, logrando una eliminación significativa de turbidez, sólidos suspendidos, aceites y grasas. No obstante, para posibilitar la reutilización segura del agua tratada, es imperativo mejorar la reducción de materia orgánica, nutrientes y contenido microbiológico. Por consiguiente, la presente investigación se enfoca en optimizar la eficiencia y la calidad del efluente de dos sistemas de tratamiento de AGC. A continuación, se detallarán los procesos de tratamiento específicos que serán implementados en los trenes de estudio.

3. Metodología

3.1. Descripción del agua gris clara

La composición de las aguas grises es diversa y depende de la fuente de procedencia, abarcando desde la calidad y tipo del agua de abastecimiento hasta las características socioeconómicas de los residentes, como su estilo de vida, costumbres y el uso de productos químicos. Adicionalmente, la fuente específica dentro de la vivienda (agua residual del sanitario, lavandería, lavaplatos, lavamanos) y la localización geográfica también juegan un papel crucial (G. Oron, 2014). En consecuencia, el primer paso indispensable antes de proyectar el reúso de aguas grises claras (AGC) implica una caracterización detallada de sus propiedades físicas, químicas y microbiológicas, permitiendo así definir un tratamiento adecuado y optimizado.

En la literatura, algunos estudios utilizaron agua gris real, mientras que en otros se empleó agua gris sintética. En este estudio, se usó agua gris sintética para simular aguas grises claras residenciales. Los ingredientes para preparar la solución estuvieron compuestos por una mezcla de productos químicos y no químicos, que fueron seleccionados apuntando a una concentración de demanda química de oxígeno (DQO) mayor a 450 mg/L, siguiendo las recetas reportadas por investigaciones previas (Diaper et al., 2008; Gallardo-Bustos et al., 2024; Hamidi, 2025; Toifl et al., 2008).

La concentración de los constituyentes base para 60 litros de agua gris sintética fueron: sulfato de sodio (70 mg/L), ácido láctico (56 mg/L), ácido bórico (2.8 mg/L), efluente secundario (100 mg/L) —obtenido de la planta de tratamiento de agua residual (PTAR) Río Frío del efluente del UASB5—, además de una mezcla de productos de cuidado personal.

Para definir los productos de cuidado personal, se realizó una encuesta entre los estudiantes de la Escuela de Ingeniería Civil de la UIS. La información de dicha encuesta se

analizó estadísticamente para identificar las marcas con mayor porcentaje de uso en cada categoría de producto, estas se emplearon en la replicación del agua. Como resultado, se preparó y añadió a la mezcla base de agua sintética una combinación de jabón (50 mg/L), desodorante (10 mg/L), champú (720 mg/L), acondicionador (500mg/L), pasta dental (32.5 mg/L), enjuague bucal (100 mg/L), crema de afeitar (200 mg/L), crema hidratante (10 mg/L), protector solar (15 mg/L), y aceite vegetal (7mg/L). Para mayor detalle de resultados de la encuesta, ver Apéndice A.

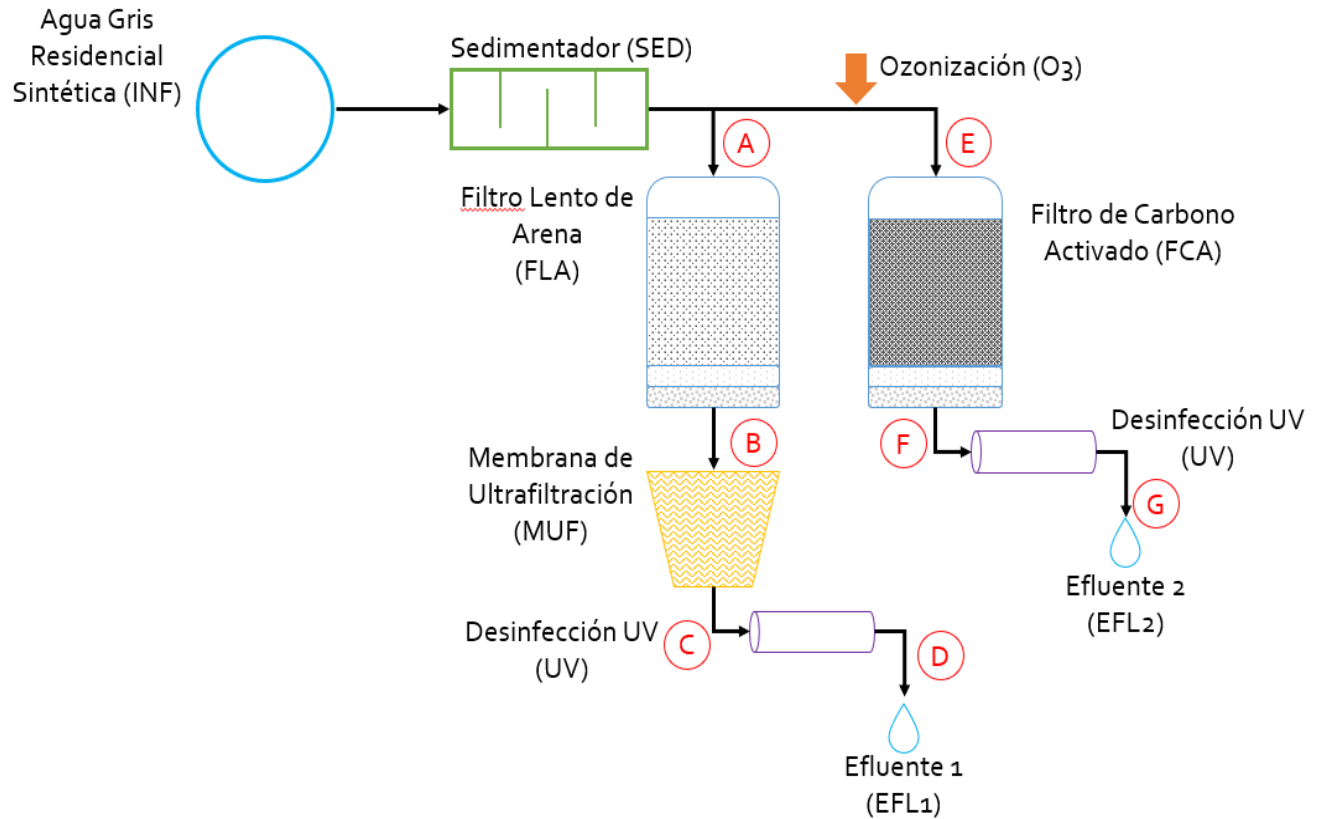
El agua gris clara sintética se preparaba con una anticipación de 12 a 20 horas previas al proceso de muestreo, preparando un volumen total de 60 litros. Se emplearon bombas sumergibles para facilitar la disolución completa y eficiente de todos los insumos, incluidos los reactivos químicos, conforme a las concentraciones establecidas.

3.2. Diseño Experimental

Los trenes de tratamiento evaluados en escala de laboratorio constan de cuatro etapas. El agua gris clara depositada en un tanque alimentará los dos trenes que se nombran a continuación. En el Tren 1, el proceso inicia con sedimentación, a la cual le sigue el FLA, una membrana de ultrafiltración (MUF) y culmina con la aplicación de radiación UV. El Tren 2 sigue una secuencia similar, comenzando con sedimentación, seguida de ozonización del agua. Posteriormente, el agua atraviesa un filtro de carbón activado antes de pasar finalmente por radiación UV. Dicho sedimentador funciona en dos tiempos, ya que debe alimentar un tren con 17 litros y el otro con 43 litros.

Figura 1

Esquema de tratamiento a escala de laboratorio.



3.2.1. Componentes del sistema

- **Tanque de almacenamiento**

Una vez preparada el agua sintética es almacenada en un tanque de 60L de capacidad (Figura 2). La mezcla preparada es almacenada durante 12 horas donde una bomba sumergible de 10 W mantuvo la mezcla en circulación para garantizar una mezcla homogénea.

Figura 2.

Tanque alimentador.



- **Tanque sedimentador**

El primer proceso, que es común a ambos trenes de tratamiento, es el proceso físico de sedimentación. La sedimentación aprovecha la fuerza de gravedad para separar los sólidos suspendidos en el agua, permitiendo así que las partículas más densas se depositen en el fondo, mientras que las menos densas estén en la superficie del fluido. Por medio de este proceso, se busca reducir la carga de sólidos antes de seguir al siguiente proceso. Para este proyecto de investigación, se empleó un tanque sedimentador de vidrio con unas dimensiones en su base de 0.15 m X 0.60 m, con una capacidad de 40 litros. El sedimentador funcionaba en dos tiempos, ya que debía alimentar un tren con 17 litros y el otro con 43 litros.

Figura 3.

Tanque sedimentador.



- **Ozonización de agua**

El siguiente proceso es la aplicación de ozono al agua tratada. Las propiedades oxidantes del ozono permiten reducir significativamente, e incluso eliminar, la presencia de bacterias, virus y olores que puedan persistir después de la etapa de sedimentación. La ozonización promete una disminución de contaminantes sin emplear productos químicos que puedan modificar los parámetros fisicoquímicos del agua. Adicionalmente, la ozonización tiene capacidad de desinfección, una vez la demanda de oxidación ha sido alcanzada. El propósito de la aplicación de ozono en este tren de tratamiento es el de destruir y romper los dobles enlaces de los grupos orgánicos de los compuestos asociados a los componentes de los productos de uso personal, que en su mayoría son los aportantes de la carga de DQO que entran al sistema (Guarin & Pagilla, 2021; Michael-Kordatou et al., 2018; Tripathi & Tripathi, 2011). En el tren 2 se implementó un paso de ozonización, en el cual se usó el generador de ozono aqua 8.

Figura 4.

Generador de ozono aqua-8.



Tomado de (A2Z Ozone Inc, 2025)

- **Filtro de carbón activado (FCA)**

El filtro de carbón activado usado tiene dimensiones de 0.29 x 0.29 m² para su base, el medio filtrante fue construido, de abajo hacia arriba, por un fondo falso de 0.13m, seguido de una capa de grava fina 0.03 m, 0.20 m de carbón activada y 0.40 m de arena de sílice (Tamaño promedio 0.425 mm), como muestra la Figura 5. Para mayores detalles de las características del medio filtrante ver Apéndice B.

Figura 5.

Filtro de carbón y arena de sílice.

**Figura 6.**

Filtro lento de arena.



- **Filtro lento de arena (FLA)**

El FLA usado en esta investigación tiene dimensiones de $0.29 \times 0.29 \text{ m}^2$ para su base y altura se compone de un falso fondo de 0.15 m de alto, una capa de grava (tamaño medio de 9.5 mm) de 0.05 m de espesor, seguido de una capa de 0.05 cm de grava media (tamaño medio 4.75 mm) y 0.45 m de arena media (tamaño medio de 0.425 mm). Para más detalles de la granulometría de los medios filtrantes utilizados en el FLA ver Apéndice C.

- **Membrana de ultrafiltración (MUF)**

La membrana de ultrafiltración es un método de filtración avanzado. En el TAGCR1, se proyectó una MUF posterior al FLA con el propósito de atrapar los microorganismos que no pudieron ser removidos en barreras anteriores y además como proceso de refinamiento para asegurar una mayor eliminación de carga orgánica y sólidos suspendidos previo al pase de desinfección con luz ultravioleta. En la Tabla 3 se describen las características principales de la MUF.

Tabla 3

Características principales de la membrana de ultrafiltración mini Cube.

Características principales de la MUF mini Cube	
Separación	Ultrafiltración
Tamaño de poro, nominal	35 nm aprox.
Tamaño de poro, máximo	0.1 μm
Área de la membrana	0.45 m ²
Espaciamiento entre los módulos	6mm
Largo	250 mm
Ancho	75 mm
Alto	260 mm
Material	PES Type 2

Nota. Tomado de ficha técnica de la MUF Mini Cube (Martin Membrane Systems, 2023)

Figura 7.

Membrana de ultrafiltración.

**Figura 8.**

Lámpara de radiación ultravioleta (UV).



- **Desinfección con luz ultravioleta (UV)**

Este proceso de desinfección, el cual es la última fase de ambos trenes de tratamiento, tiene como objetivo la inactivación de los microorganismos presentes al final del tratamiento, sin necesidad de aplicar químicos, siendo esta una forma eficiente y ecológica de desinfección.

3.2.2. Operación del sistema

Durante un día de muestreo, la primera tarea consistió en preparar 60 litros de agua gris sintética. Dicho proceso se realizaba en un rango de 12 a 20 horas antes de iniciar el tratamiento. El efluente secundario era recolectado los martes entre las 7:00-7:30 am, de tal manera que la carga de agua residual fuera fresca cada semana. Una vez la muestra de agua residual llegara al laboratorio, se preparaba un nuevo lote de agua gris sintética siguiendo la receta previamente descrita. Posteriormente, el agua gris sintética preparada era bombeada al tanque sedimentador a una tasa constante de 7.5 L/min, esto mediante una bomba sumergible. El agua tratada era retenida cerca de 150 minutos, con el propósito de favorecer la sedimentación de los sólidos en el fondo del tanque. Luego, se abría la válvula de salida del sedimentador, conduciendo 43L y 17L de agua hacia los sistemas de tratamiento TAGCR1 y TAGCR2, respectivamente.

En el TAGCR1, el FLA trabajaba a una carga de tasa hidráulica de 2.22 m³/m²-d, entregando su efluente al tanque de sumergencia donde se colocó la membrana de ultrafiltración. El caudal promedio del efluente proveniente de la MUF fue de 0.094 l/min y era recogido en un tanque plástico. Este efluente fue posteriormente bombeado para ser desinfectado con radiación ultravioleta.

Por otro lado, el volumen restante del tanque de sedimentación alimentaba el tanque de ozonización (17L) donde el agua era tratada con ozono durante 20 minutos. Luego, el agua ozonizada fue bombeado hacia el FCA, que operaba a una carga hidráulica de 188.6 m³/m²-d

(Apéndice C). Finalmente, el efluente del FCA era desinfectado usando radiación ultravioleta, obteniéndose así el efluente final del TAGCR2.

Con la finalidad de realizar un monitoreo del comportamiento del agua gris sintética a lo largo del sistema, se tomaban parámetros de calidad como DQO, conductividad eléctrica (CE), pH y Turbidez después de cada proceso de tratamiento, tal como se indica en la figura 1.

3.3. Recolección de datos y procesamientos de muestras.

Se realizaron cuatro campañas de muestreo durante la segunda y tercera semana de agosto de 2025. Además, se llevó a cabo un muestreo adicional una semana antes del inicio de las campañas, con el fin de evaluar el agua gris sintética. Se recolectó un volumen de 2 litros por muestra de agua en los puntos indicados en la Figura 1, utilizando botellas ámbar estériles. Las muestras fueron transportadas a temperatura ambiente al Laboratorio Químico de Consultas Industriales de la UIS. Después de cada barrera de tratamiento, se midieron parámetros de calidad del agua como temperatura ($^{\circ}\text{C}$), conductividad (mS/cm^2), y pH, utilizando un medidor portátil de conductividad/pH SevenGo Duo de Mettler Toledo (Greifensee, Suiza); turbidez (NTU) mediante un turbidímetro portátil HACH 2100 Q (Hach Sales and Services LP, Londres, Canada). Para evaluar el rendimiento general del sistema y las eficiencias de remoción, se realizaron mediciones de demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO), nitritos, nitratos, nitrógeno total, fosforo, carbono orgánico total (COT), grasas y aceites, fenoles, fluoruros, cloruros, sulfuros, surfactantes aniónicos, turbidez, dureza total, acidez total, alcalinidad total, solidos suspendidos totales, coliformes totales, E coli, y mesófilos. En la tabla 4 se presentan los métodos utilizados en el Laboratorio Químico de Consultas Industriales UIS para los análisis de calidad del agua. Todos los datos fueron procesados con el propósito de determinar si hubo

diferencia estadística significativa entre el influente y los efluentes. Los análisis estadísticos realizados mediante la herramienta de análisis de datos de MS Excel se detallan en el apéndice D.

Tabla 4

Métodos empleados para el análisis de los parámetros de calidad en el agua gris clara sintética.

Parámetros	Unidades	Método de análisis
DBO ₅	mg O ₂ /L	Respirométrico, SM 5210 D
DQO	mg O ₂ /L	Espectrofotométrico, SM 5220 D
TOC	mg C/L	Espectrofotométrico UV-Vis, SM 5310 C
NITRATOS	mg NO ₃ ⁻ /L	Espectrofotométrico, SM 4500-NO ₃ ⁻ B
NITRITOS	mg NO ₂ ⁻ /L	Espectrofotométrico, SM 4500-NO ₂ ⁻ B
FOSFORO	mg P/L	Espectrofotométrico, SM 4500-P D
GRASAS Y ACEITES	mg/L	Extracción Líquido-Líquido, Gravimetría SM 5220 B, SM 5520 F
FENOLES	mg/L	Espectrofotométrico, SM 5530 D
SURFACTANTES ANIONICOS	mg SAAM/L	Espectrofotometría, Rodier J. análisis de aguas, 2009. D 3.1.1 Modificado
NITROGENO AMONIAICAL	mg N-NH ₄ ⁺ /L	Método Kjeldahl
SULFUROS	mg S ²⁻ /L	Titrimétrico, SM 4500-S ²⁻
SULFATOS	mg SO ₄ ²⁻ /L	Turbidimétrico, SM 4500-SO ₄ ²⁻ E
CLORUROS	mg Cl ⁻ /L	Argentométrico, SM 4500-Cl ⁻ B
FLUORUROS	mg F ⁻ /L	Espectrofotométrico, SM 4500-F ⁻ D
ALCALINIDAD TOTAL	mg CaCO ₃ /L	Titrimétrico, SM 2320 B
DUREZA TOTAL	mg CaCO ₃ /L	Titrimétrico, SM 2340 C
TURBIEDAD	NTU	Nefelométrico, SM 2130 B
ACIDEZ TOTAL	mg CaCO ₃ /L	Titrimétrico, SM 2310 B
SST	mg/L	Gravimétrico, SM 2540 D
COLIFORMES TOTALES	UFC/100 ml	Filtración por membrana, SM 9222 J
E. COLI	UFC/100 ml	Filtración por membrana, SM 9222 J
MESÓFILOS	UFC/100 ml	Filtración por membrana, SM 9222 J

4. Resultados y discusión

Una vez finalizada la fase experimental, se procedió al análisis de los resultados obtenidos, los cuales se presentan a continuación de manera detallada con el fin de evaluar el desempeño de los trenes de tratamiento. En la Tabla 5 se pueden ver los análisis de los parámetros de calidad del AGCS cruda y del AGCS tratada por cada tren de tratamiento.

Tabla 5

Características de calidad del Influyente y Efluente de cada tren de tratamiento y porcentajes promedio de remoción.

Parámetros	Unidades	Influyente			Efluente FCA				Efluente FLA + MUF			
		Promedio	DE	CV	Promedio	DE	CV	Remoción	Promedio	DE	CV	Remoción
DBO ₅	mg O ₂ /L	296	118.0	0.4	45	7.1	0.2	85%	52.5	11.9	0.2	82%
DQO	mg O ₂ /L	714.3	296.9	0.4	103.6	21.0	0.2	85%	121.2	29.2	0.2	83%
CARBONO ORGANICO TOTAL	mg C/L	43.8	13.9	0.3	20.8	5.6	0.3	53%	21.3	2.9	0.1	51%
NITRATOS	mg NO ₃ /L	12.7	2.2	0.2	9.5	1.4	0.1	26%	5.1	0.6	0.1	60%
NITRITOS	mg NO ₂ /L	0.08	0.1	0.7	0.02	0.0	0.0	75%	0.02	0.0	0.0	75%
FOSFORO	mg P/L	0.50	0.3	0.5	0.23	0.2	0.7	54%	0.24	0.1	0.6	53%
GRASAS Y ACEITES	mg/L	10.1	5.4	0.5	8.5	3.6	0.4	16%	7.8	1.5	0.2	23%
FENOLES	mg/L	0.12	0.0	0.2	2.8	5.3	1.9	-2121%*	0.10	0.0	0.0	19%
SURFACTANTES ANIONICOS	mg SAAM/L	0.98	0.6	0.6	0.24	0.1	0.3	75%	0.25	0.1	0.5	75%
NITROGENO AMONIACAL	mg N-NH ₄ ⁺ /L	0.43	0.0	0.0	0.53	0.2	0.4	-25%*	0.53	0.2	0.4	-25%*
SULFUROS	mg S ²⁻ /L	177.4	11.9	0.1	185.4	18.9	0.1	-4%*	171.1	13.4	0.1	4%
SULFATOS	mg SO ₄ ²⁻ /L	106.0	72.8	0.7	83.0	26.6	0.3	22%	35.4	3.6	0.1	67%
CLORUROS	mg Cl/L	25.5	5.4	0.2	26.8	3.9	0.1	-5%*	22.5	2.0	0.1	12%

Parámetros	Unidades	Influyente			Efluente FCA				Efluente FLA + MUF			
		Promedio	DE	CV	Promedio	DE	CV	Remoción	Promedio	DE	CV	Remoción
FLUORUROS	mg F/L	0.65	1.2	1.9	0.58	0.34	0.6	10%	0.28	0.15	0.5	57%
ALCALINIDAD TOTAL	mg CaCO ₃ /L	95.5	37.5	0.4	148.2	21.8	0.1	-55%*	116.2	3.9	0.0	-22%*
DUREZA TOTAL	mg CaCO ₃ /L	151.6	107.4	0.7	115.0	17.5	0.2	24%	115.5	12.5	0.1	24%
TURBIEDAD	NTU	118	10.2	0.1	5.1	2.9	0.6	96%	2.8	1.4	0.5	98%
ACIDEZ TOTAL	mg CaCO ₃ /L	85.8	23.5	0.3	76.6	13.2	0.2	11%	102.1	22.1	0.2	-19%*
SST	mg/L	50	16.3	0.3	20	0.0	0.0	60%	20	0.0	0.0	60%
COLIFORMES TOTALES	UFC/100 ml	819.2	529.8	0.6	748.7	409.9	0.5	9%	77.5	53.3	0.7	91%
ECOLI	UFC/100 ml	348.8	304.3	0.9	100.5	186.6	1.9	71%	14.5	25.2	1.7	96%
MESÓFILOS	UFC/100 ml	38.2	25.4	0.7	41.0	28.3	0.7	-7%*	20.5	16.4	0.8	46%

Nota: *Los porcentajes negativos significan incremento de concentración del parámetro.

4.1. Rendimiento del tren de tratamiento 1- TAGCRI

Este tren de tratamiento presentó una disminución de DQO, DBO₅ y TOC (carbono orgánico total) del 83%, 82% y 51%, respectivamente. Esto debido a que los sólidos suspendidos orgánicos se acumularon en la parte inferior del sedimentador; luego, al pasar por el filtro lento de arena, la capa biológica compuesta por comunidades de microorganismos ayudó a degradar y retener la materia orgánica disuelta; y, por último, la membrana de ultrafiltración ayudó a retener todas aquellas partículas diminutas que no pudieron retenerse en los procesos anteriores, dejando así únicamente las partículas lo suficientemente pequeñas para atravesar la membrana y aquellas que no se degradaron fácilmente. Las remociones obtenidas fueron similares a otros estudios (Babaei et al., 2019), donde usaron un sistema híbrido que incluyó un filtro lento de arena multicapa, un microfiltro (MF) y un ultrafiltro (UF) para tratar aguas grises sintéticas, alcanzando remociones de DQO del 96%. Por otro lado, El-Wattar (2023) evaluó un tratamiento para aguas grises residenciales, usando aguas sintéticas y reales, mediante filtración de arena seguida de ultrafiltración por gravedad, reportando remociones de DQO del 67% y 73% para aguas grises sintéticas y reales, respectivamente, y una remoción de DBO₅ del 97% para aguas grises reales. J. Burgos (2024), presentó remociones por encima del 90% para DQO y DBO₅ en el tratamiento de aguas grises claras residenciales usando un tren de tratamiento de sedimentador + FLA y remociones del 76% de DQO y DBO₅ con un tren de tratamiento de sedimentador + MUF.

En cuanto a los parámetros de turbidez y sólidos suspendidos totales, el sistema alcanzó una disminución del 98% y 60%, respectivamente. El proceso asociado a este resultado fue la combinación de la sedimentación, que permitió que las partículas grandes cayeran al fondo del sedimentador, y la acción filtrante del FLA y la MUF, capaces de retener las partículas más finas, resultando que la turbiedad disminuya en gran medida. Sin embargo, los SST no disminuyeron en

la misma proporción, debido a que la remoción presentada correspondió al límite de detención reportado por el laboratorio, por lo cual no se pudo obtener un valor exacto de remoción. Comparando con estudios similares (Babaei et al., 2019; El-Wattar, 2023), el rango de remociones fue del 71-99.9 y 91-99.9% para turbiedad y SST, respectivamente, demostrando y validando que los procesos propuestos fueron efectivos y eficientes para estos dos parámetros de calidad.

En cuanto a los nutrientes, los nitratos y nitritos mostraron una remoción del 60% y 75%, respectivamente, esto debido potencialmente a la acción biológica en el FLA, pues los microorganismos degradaron y oxidaron los compuestos nitrogenados, además que la MUF ayudó a retener estos compuestos. La explicación asociada a la eliminación de nitrógeno en los FLA debido a la presencia de actividad microbiana, particularmente de microorganismos nitrificantes, ha sido reportada anteriormente (Verma et al., 2017). En contraste, se hipotetiza que, por la descomposición y degradación de la materia orgánica (jabones, sudor, etc.), se va liberando amonio, generando un aumento del 24% del nitrógeno amoniacal. La eliminación de compuestos nitrogenados requiere procesos de nitrificación y desnitrificación, haciendo el ciclo de amonio a nitrito, de nitrito a nitrato y de nitrato a nitrógeno (Leyva-Díaz et al., 2015), secuencia de transformación que no se dio dentro del FLA en evaluación, debido a la poca maduración de la comunidad bacteriana colonizadora del medio filtrante y a la falta de condiciones anaeróbicas para mediar procesos de desnitrificación.

La remoción de grasas y aceites en el tren de tratamiento fue del 23%, esto debido a que la densidad de las grasas y aceites es menor que la del agua, lo que impide su sedimentación. Además, es probable que la granulometría escogida para el lecho filtrante no haya sido la más adecuada, por lo cual no se pudieron retener las grasas y aceites en el filtro. La eficiencia de filtración en

filtros de arena está fuertemente determinada por el tamaño de los granos del medio filtrante. A medida que disminuye el tamaño de los granos de arena, la eficiencia de la filtración aumenta (Verma et al., 2017).

La reducción de los parámetros microbiológicos fue del 91%, 96% y 46% para coliformes totales, *E. coli* y mesófilos, respectivamente. La reducción de los coliformes y el *E. coli* se debió a la retención de las bacterias en el lecho filtrante y en la MUF, además que la radiación UV inactivó los microorganismos patógenos que hayan sobrevivido a las etapas anteriores, esto pasa al atacar al material genético impidiendo su reproducción. Por otro lado, los mesófilos no se redujeron en gran medida dada la posible presencia de microorganismos resistentes a la radiación UV. Según Ni'matuzahroh et al (2020), los SSF puede remover *E. coli* hasta en un 99% debido a la acción de la biocapa o schmutzdecke, la cual debería tener una comunidad bacteriana robusta y madura, lo que posiblemente no fue el caso en el presente experimento.

4.2. Rendimiento del tren de tratamiento 2- TAGCR2

La DBO₅, DQO y TOC disminuyeron en un 85%, 85% y 53%, respectivamente. Esto debido a que en el sedimentador los sólidos orgánicos más pesados se asentaron en el fondo; luego, el ozono oxidó y rompió las moléculas grandes, volviéndolas más fáciles de degradar, y en el FCA, la biocapa compuesta por microorganismos retuvo y degradó la materia orgánica presente en el agua. En un estudio (Reaume et al., 2015) se evaluó y comparó el rendimiento de biofiltros posteriores al tratamiento con ozono de efluentes de aguas residuales municipales, reportando remociones del 41% de DQO usando filtros de carbón activado granular. (Wu et al., n.d.) evaluó la eficiencia de un proceso combinado de ozono + UV + carbón activado biológico para tratar las aguas microcontaminadas del río Huaihe. Reportaron remociones de COD_{mn} (demanda química de oxígeno que utiliza permanganato de potasio como agente oxidante) del 38%.

Por otro lado, la turbidez y los sólidos suspendidos totales disminuyeron en un 96% y 60%, respectivamente, debido a que las partículas más grandes se depositaron en el fondo del sedimentador, el medio filtrante retuvo las partículas finas y el carbón activado ayudó con la adsorción de compuestos orgánicos disueltos, todo esto ayudó a la disminución de la turbidez. Sin embargo, las lecturas realizadas para la medición de sólidos suspendidos totales presentaron una limitante, ya que la remoción presentada corresponde al límite de detención reportado por el laboratorio, por lo que no se pudo estimar un valor exacto de remoción de SST. (Wu et al., n.d.) reportó remociones del 85% de turbidez en una secuencia de procesos de ozono, luz UV y filtración mediante carbón activado con el propósito de remover los microcontaminantes presentes en las aguas del río Huaihe.

Los nitratos y nitritos presentaron una remoción del 26% y 75%, respectivamente, esto es debido a que el ozono oxidó los compuestos nitrogenados, mientras que en el FCA el lecho filtrante, con la ayuda de la biocapa de microorganismos, terminó de oxidar, degradar y retener todos estos compuestos. Sin embargo, debido a la oxidación y descomposición de materia orgánica (Jabones, sudor, etc.) en el biofiltro, se liberó amonio, lo que incrementó la concentración de nitrógeno amoniacal en un 24%. (Wu et al., n.d.) reportó una remoción del 96% de nitritos y del 86% de nitrógeno amoniacal en un sistema integrado de tratamiento que combina ozonización, radiación ultravioleta y carbón activado biológico para eliminar microcontaminantes del río Huaihe. Se resaltó que el proceso de ozono + UV incrementó la concentración de nitrógeno amoniacal debido a la estabilidad del amonio, lo que lo hizo difícil de eliminar por oxidación en los procesos de ozonización y radiación UV, siendo la reducción principalmente en la etapa del FCA.

Las grasas y aceites presentaron una remoción del 16%, esto pasó por la oxidación parcial con ozono. Sin embargo, al ser menos densas que el agua, no sedimentaron y, debido al tamaño de la arena en el lecho filtrante, no lograron retenerse en el filtro.

En cuanto a los parámetros microbiológicos, los coliformes totales y *E. coli* mostraron una disminución del 9% y 71%, respectivamente, esto debido al paso por ozono, el cual oxidó, y por la radiación UV, que inactiva la reproducción de los microorganismos patógenos. Sin embargo, durante la creación de la biocapa de microorganismos, el filtro fue sometido a una recirculación de un efluente secundario de una PTAR, aunque la biocapa ayuda a la retención y degradación de materia orgánica, también tiene poblaciones microbianas que pueden desprenderse y afectar el efluente tratado. A esto se suma la posible contaminación externa derivada del contacto humano y la manipulación física del efluente. Estas condiciones combinadas puede ser una posible explicación del aumento del 7% de los mesófilos y la baja reducción de los coliformes totales y el *E. coli*. Normalmente, la aplicación de ozono y la desinfección por radiación UV son procesos que tienen efecto germinicida; por tanto, los resultados vistos no indican una deficiencia en los procesos de desinfección, sino más bien la interacción de factores operativos y biológicos que pueden opacar la efectividad real de las etapas de desinfección. La aparición de microorganismos después de filtro son resultados que se han presentado en otros estudios (Reaume et al., 2015). En ese estudio particular, se analizó la eficiencia de un proceso de ozonización seguido de un biofiltro en carbón activado tratando aguas residuales de efluentes secundarios. En dicho estudio, se observó un incremento entre el 0.3-0.7 log de *E. coli* en el efluente, sugiriendo que los microorganismos se asientan y colonizan el medio, pero por falta de sustrato y supervivencia se desprenden del medio filtrante y resultan marcando mayores concentraciones en el efluente.

4.3 Análisis Comparativo de los Trenes de Tratamiento.

Se analizó la comparación entre los efluentes de cada tren de tratamiento (Sedimentador + FLA + MUF + UV y Sedimentador + Ozono + FCA + UV) mediante la prueba T-Student – pareada, con el fin de verificar si el porcentaje de remoción entre trenes de tratamientos varió de forma significativa. Los resultados de este análisis se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6

Comparación de los efluentes en cada tren tratamiento.

Parámetros	Valor p
DBO ₅	0.2152
DQO	0.2151
TOC	0.8660
NITRATOS	0.0121**
NITRITOS*	-
FOSFORO	0.7345
GRASAS Y ACEITES	0.7464
FENOLES	0.3910
SURFACTANTES ANIONICOS	0.9334
NITROGENO AMONICAL	1.0000
SULFUROS	0.4108
SULFATOS	0.0384**
CLORUROS	0.0947
FLUORUROS	0.1006
ALCALINIDAD TOTAL	0.0522

Parámetros	Valor p
DUREZA TOTAL	0.9547
TURBIEDAD	0.0926
ACIDEZ TOTAL	0.1265
SST*	-
COLIFORMES TOTALES	0.0407**
E. COLI	0.4416
MESÓFILOS	0.3897

Nota: *el parámetro tiene una remoción correspondiente al límite de detención reportada por el laboratorio, por lo cual no hay variación entre los resultados de los muestreos, se consideran datos censurados y no se puede hacer la prueba estadística.

**el parámetro presentó diferencias estadísticas significativas entre los efluentes.

Ambos trenes presentaron remociones altas en términos de materia orgánica, lo que indica que los tratamientos fueron eficientes en la eliminación de materia biodegradable y no degradable. El FCA presentó una remoción del 85% tanto para DBO₅ y DQO y del 53% para el TOC, mientras que el tren de FLA + MUF presentó remociones del 82%, 83% y 51% para DBO₅, DQO y TOC respectivamente. Aunque las remociones del FCA son mayores, se observó que no existen diferencias estadísticas significativas en los efluentes de los trenes de tratamiento (p=0.8660 para TOC, p= 0.2152 para DBO₅ y p=0.21531 para DQO). En las figuras 10, 11 y 12 se puede observar la comparación de las remociones obtenidas entre los dos trenes de tratamiento.

Figura 9.

Comparación de remoción de DQO entre trenes de tratamiento.

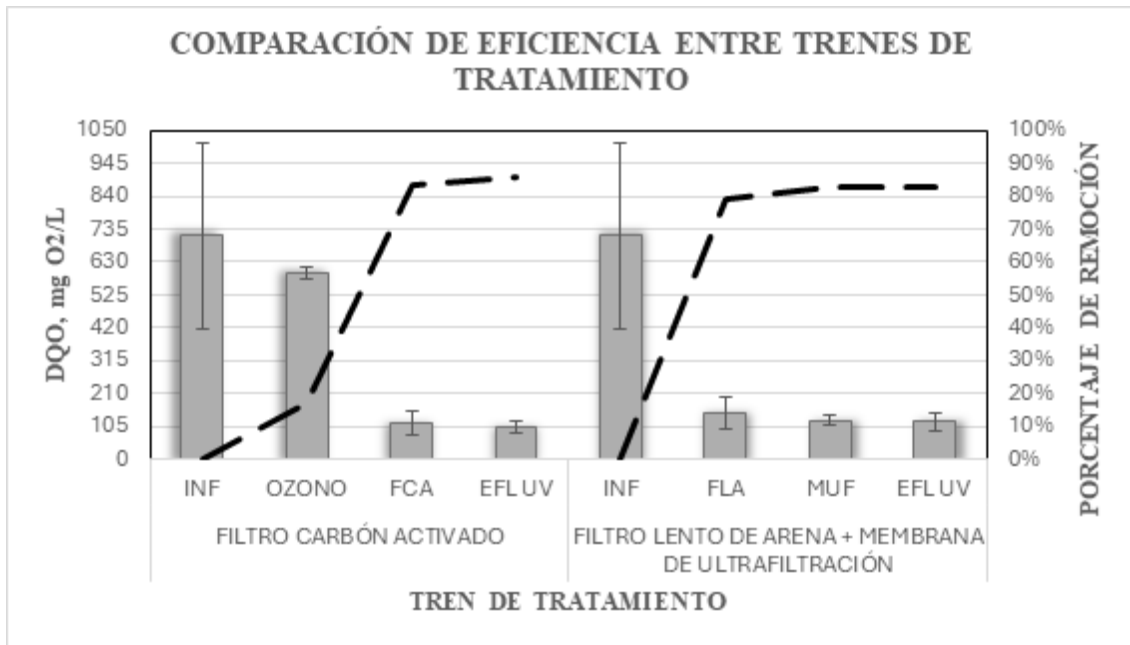


Figura 10.

Comparación de remoción de DBO₅ entre trenes de tratamiento.

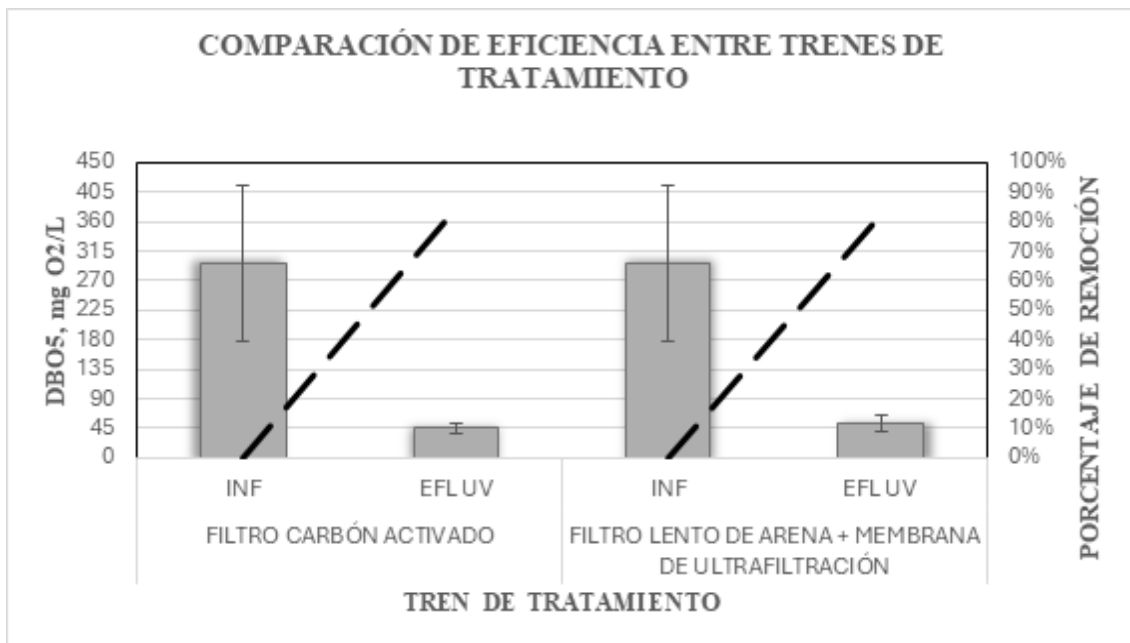
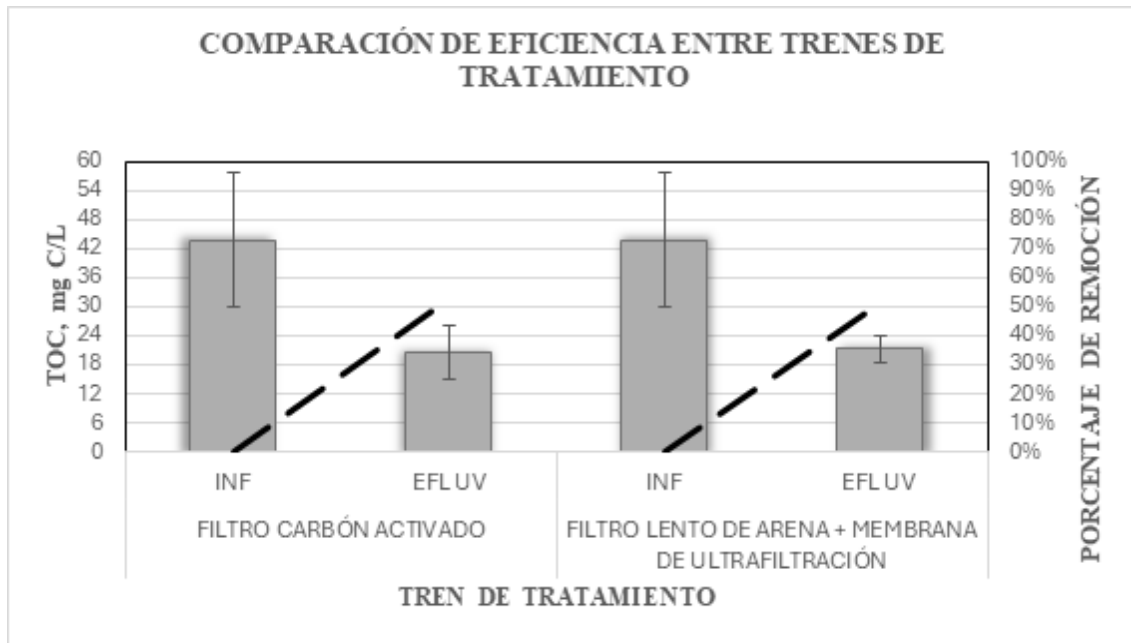


Figura 11.

Comparación de remoción de TOC entre trenes de tratamiento.



Ambos trenes presentaron una alta remoción de turbidez, siendo el FLA + MUF el tren con mayor eficiencia, pues presenta una remoción del 98% a comparación del tren de FCA con una remoción del 96%. Aunque el FLA + MUF presenta mayor remoción de turbidez, se observó que no hay diferencia estadística significativa ($p= 0.0926$).

En cuanto a los sólidos suspendidos totales, ambos trenes presentaron una remoción del 60%; sin embargo, este valor corresponde al límite de detención reportado por el laboratorio, por lo que no se pudo evidenciar cuál de los 2 trenes tuvo una mayor eficiencia en la remoción de los sólidos suspendidos totales. En las figuras 13 y 14 se puede observar la comparación de las remociones entre los trenes de tratamiento.

Figura 12.

Comparación de remoción de Turbiedad entre trenes de tratamiento.

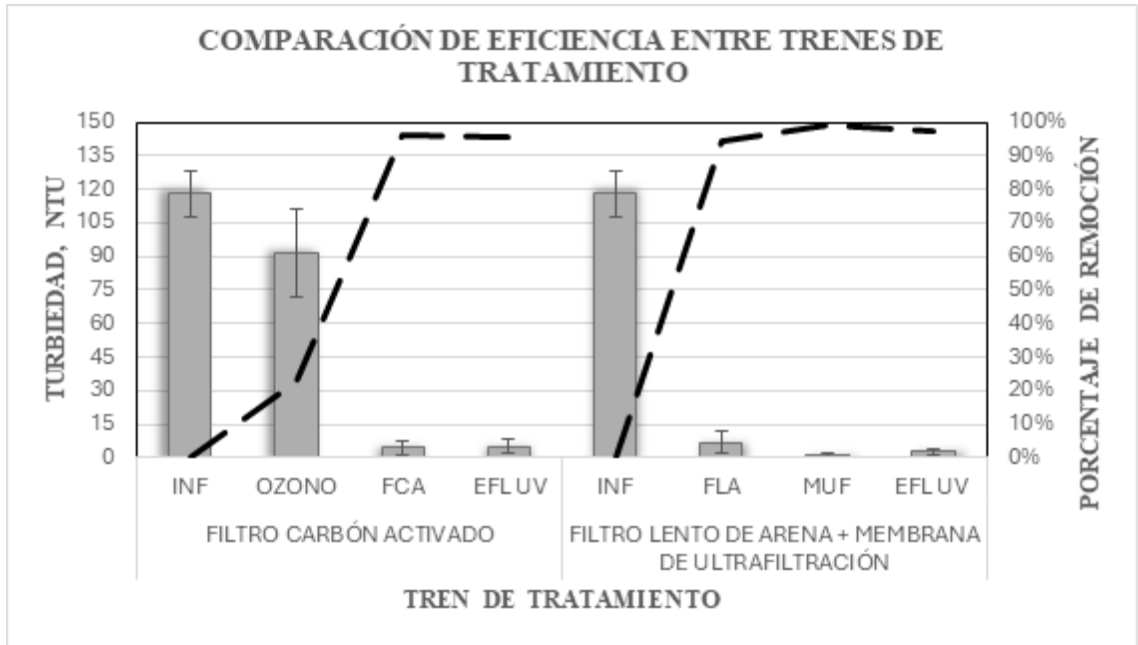
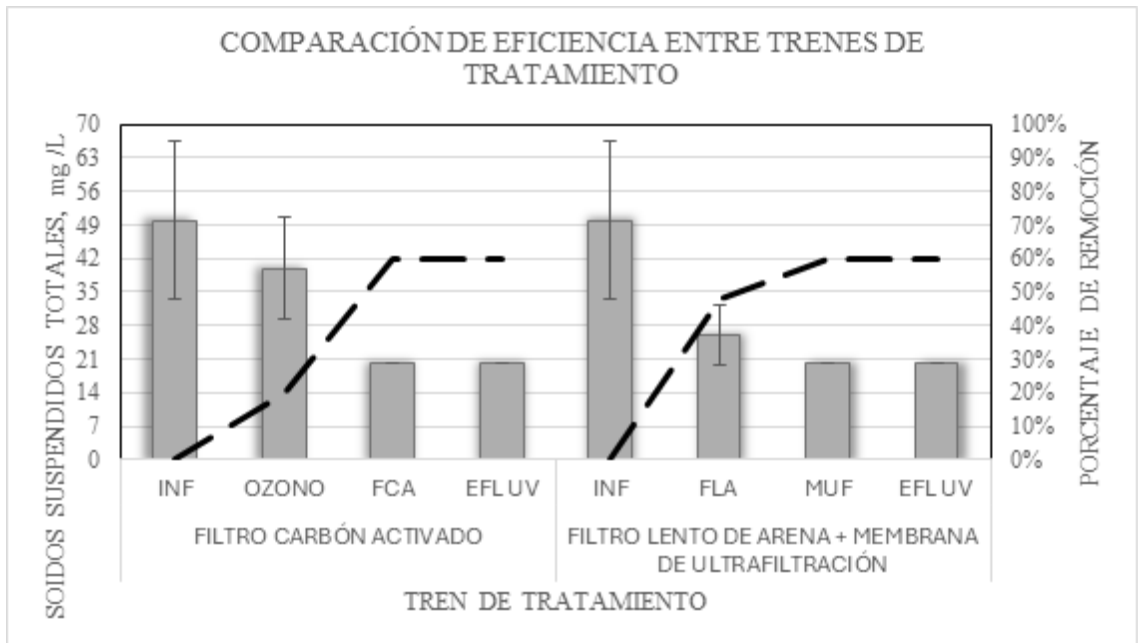


Figura 13.

Comparación de remoción de SST entre trenes de tratamiento.



La remoción de nitratos fue del 60% para el tren de FLA + MUF y del 26% para el FCA, siendo el tren de FLA + MUF el más eficiente para la remoción de este parámetro, pues sí hay diferencia estadística significativa ($p= 0.0121$). En contraste, para los nitritos ambos trenes presentaron una remoción del 75%; Sin embargo, esto se debe a que la remoción obtenida corresponde al límite de detección reportado por el laboratorio, por lo cual no se pudo evidenciar cuál de los 2 trenes tuvo una mayor eficiencia en la remoción.

De igual modo, ambos trenes de tratamiento presentaron un incremento del 25% en la concentración de nitrógeno amoniacal. En las figuras 15 y 16 se puede observar la comparación de las remociones de nitratos y nitritos entre los trenes de tratamiento.

Figura 14.

Comparación de remoción de Nitratos entre trenes de tratamiento.

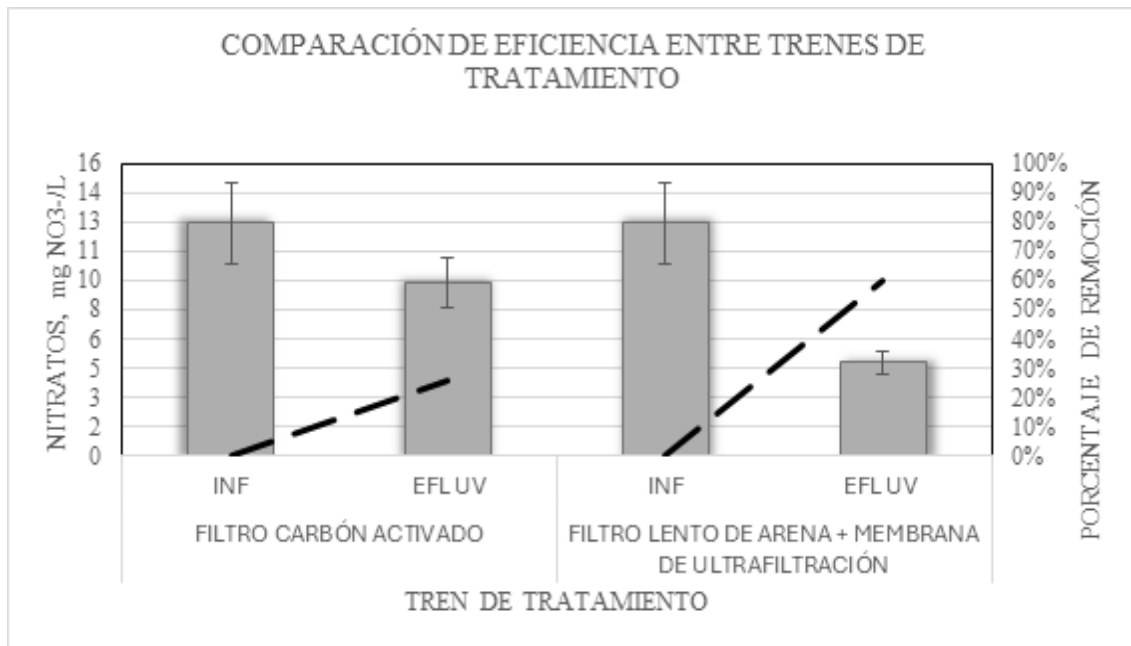
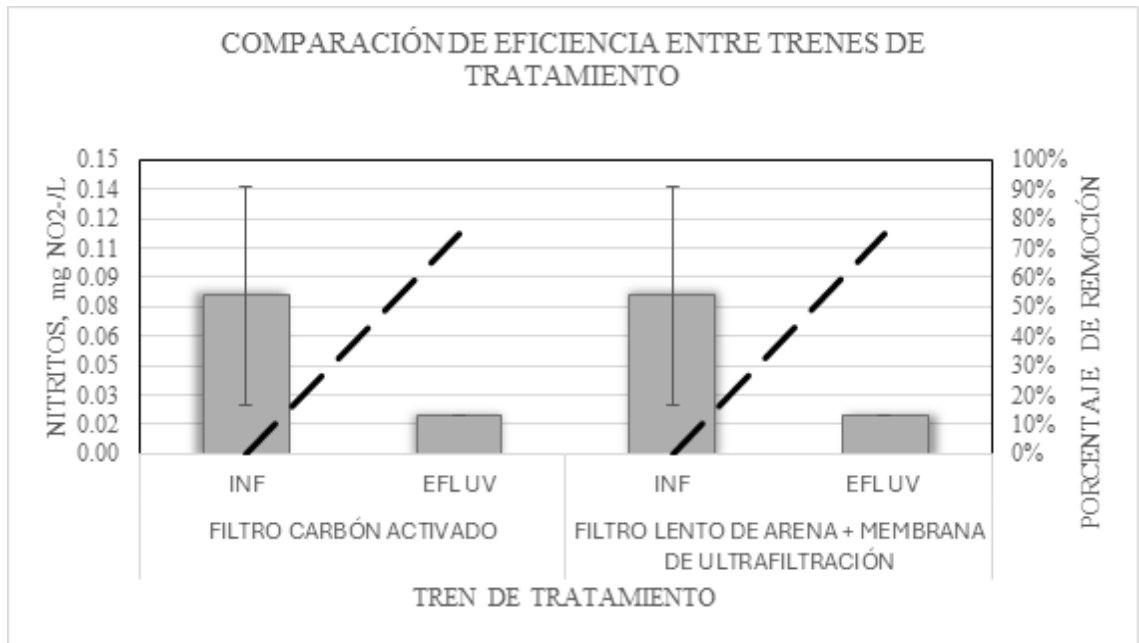


Figura 15.

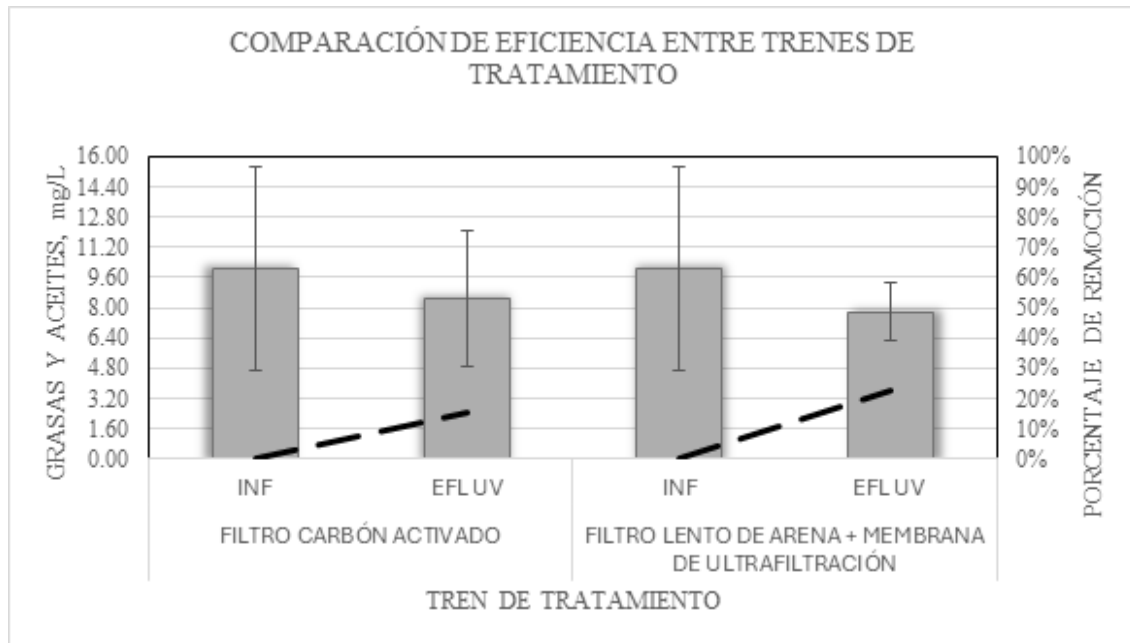
Comparación de remoción de Nitritos entre trenes de tratamiento.



La remoción de grasas y aceites fueron del 16% para el FCA y del 23% para el FLA + MUF, siendo este último el más eficiente en la remoción de estos compuestos. Sin embargo, no hubo diferencia estadística significativa entre ambos trenes de tratamiento ($p=0.7464$). En la figura 17 se presenta la comparación de las remociones obtenidas entre los 2 trenes de tratamiento.

Figura 16.

Comparación de remoción de Grasas y Aceites entre trenes de tratamiento.



Para los parámetros microbiológicos, el FLA + MUF obtuvo remociones del 91%, 96% y 46% para coliformes totales, *E. coli* y mesófilos, respectivamente, mientras que el FCA alcanzó remociones del 9% y 71% para los coliformes totales y *E. coli*, y un aumento del 7% de los mesófilos. El tren de FLA + MUF presentó una mayor eficiencia en la remoción de coliformes totales, pues hubo una diferencia estadística significativa entre los efluentes de los trenes de tratamiento ($p=0.0407$). Aunque la remoción de *E. coli* y mesófilos fue mayor en el tren de FLA + MUF, no hubo diferencia estadística significativa entre los efluentes ($p= 0.4416$ para *E. coli* y $p= 0.3897$ para mesófilos).

En cuanto a otros parámetros, como surfactantes aniónicos, dureza y acidez totales, el tren del FCA tuvo una mayor eficiencia, con porcentajes de remoción del 75%, 24% y 11%, respectivamente, frente a 74%, 23% y -19% del tren del FLA + MUF. Mientras que, para los parámetros de sulfuros, sulfatos, cloruros, fluoruros, y alcalinidad total, el tren del FLA + MUF

presentó una mayor eficiencia con porcentajes de remoción del 4%, 67%, 12%, 57% y -22%, respectivamente, frente a -4%, 22%, -5%, 10% y -55% obtenidos del tren del FCA.

Aunque entre los trenes de tratamiento hubo diferencia entre los porcentajes de remoción, las diferencias estadísticas no son significativas (Tabla 6), excepto para el parámetro de sulfatos, en el cual sí evidenció una diferencia estadística significativa ($p= 0.0384$).

4.4. Comparación de los efluentes con estándares de calidad existentes

En Colombia, no hay normativa que rija sobre la reutilización de aguas grises. Si bien la resolución 1256 de 2021 establece límites relacionados con el uso de aguas residuales, estos se enfocan en los usos agrícola e industrial. En Latinoamérica, Chile es el único país que cuenta con una normativa que regula la reutilización de aguas grises (Proyecto de Reglamento Sobre Condiciones Sanitarias Básicas Para La Reutilización de Aguas Grises, 2024). En esta norma, se establece que los efluentes provenientes de sistemas de tratamiento solo pueden ser destinados para uso Urbano (recarga de inodoros y urinarios, y el riego de jardines privados), riego de áreas recreativas y de servicios (áreas verdes con libre acceso al público), riego ornamental (áreas verdes y jardines ornamentales con fines estéticos y de decoración, sin acceso al público).

En esta normativa se mencionan parámetros de calidad que son de interés en el presente estudio, ya que estos parámetros fueron analizados en los efluentes de los trenes de tratamiento propuestos. En la Tabla 7, se puede observar los límites máximos de calidad para cada uno de los parámetros, los cuales deben cumplirse con el fin de la reutilización del agua gris tratada.

Tabla 7

Calidad de las aguas grises tratadas para cada uno de los usos urbanos.

Usos urbanos		
Parámetro	Unidad	Límite máximo
DBO ₅	mg/L	10
SST	mg/L	10
CF	UFC/100ml	10
Turbiedad	UNT	5
Cloro libre residual	mg/L	0.5<X<2

Nota. adaptado de “*proyecto de reglamento sobre condiciones sanitarias básicas para la reutilización de aguas grises*” (ministerio de salud, Chile)

En el ámbito europeo, España también tiene marco normativo en materia de reúso hídrico (Real Decreto 1085/2024 Por El Que Se Aprueba El Reglamento de Reutilización Del Agua y Se Modifican Diversos Reales Decretos Que Regulan La Gestión Del Agua, 2024). El decreto establece parámetros que se deben cumplir para la reutilización de las aguas regeneradas. En la Tabla 8 se puede observar los límites máximos de calidad para uso urbano que establece el decreto con el fin de la reutilización de las aguas regeneradas.

Tabla 8*Valor máximo admisible para uso urbano.*

Clase de calidad / Uso urbano	E. coli UFC/100 ml	Turbidez UNT	SST mg/L	Nematodos intestinales huevo/10L	Bacteriófagos UFP/100 ml	Legionella spp.** UFC/L	Contaminantes***
Calidad U. A+ -Riego de jardines privados -Descarga de inodoros	Ausencia*	5	10	1	100 cuando existe riesgo de aerosolización	Ver observaciones	Ver observaciones
Calidad U. A -Estanques y caudales circulantes ornamentales accesibles al público.	10	5	10	1	100 cuando existe riesgo de aerosolización	Ver observaciones	Ver observaciones
Calidad U. B -Baldeo de calles. -Riego de zonas verdes y urbanas (parques y similares).	100	-	35-60	-	-	Ver observaciones	Ver observaciones
-Sistemas contra incendios. -Lavado industrial de vehículos.							
Calidad U. C -Estanques y caudales circulantes ornamentales no accesibles al público.	1000	-	35-60	-	-	-	Ver observaciones

Nota. Adaptado de “Real Decreto 1085/2024”, ministerio de medio ambiente, España.

*Se considera ausencia de E. coli cuando su concentración sea menor a 1 UFC/100 ml.

**La concentración de Legionella spp debe cumplir con los requisitos de calidad establecidos en el Real decreto 487/2022.

***Contaminantes: con carácter general se controlarán los contaminantes limitados en la autorización de vertido aguas residuales de forma que la producción y suministro del agua regenerada no cause el deterioro del medio receptor conforme a lo establecido en el Real Decreto 817/2015.

En Estados Unidos, la regulación del reúso de aguas no potables varía según el Estado, las normas específicas están recogidas y resumidas por la EPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos). En el *Texas Administrative Code*, título 30, capítulo 210 (EPA US, 2025) están estipulados las especificaciones de reutilización no potable. En la Tabla 9 se pueden observar las especificaciones de los parámetros de calidad de las aguas grises.

Tabla 9

Resumen de las especificaciones de reutilización no potable de Texas.

Clase/categoría de agua reciclada	Tipo de origen	Parámetro de calidad del agua	Especificación	Requisitos de muestreo/monitoreo
Reutilización residencial en el sitio (estabilización de cimientos, jardinería, compostaje, paisajismo, descarga de inodoros y urinarios)	Aguas grises y aguas alternativas in situ	E. coli	< 14 NMP o UFC/100 ml (media geométrica de 30 días) <214 NMP o UFC/100 ml (muestra única como máximo)	El dueño de la propiedad es responsable de garantizar que el sistema de reutilización combinado se opere y mantenga correctamente para lograr estos requisitos. No se requiere monitoreo ni mantenimiento de registros de E. coli y SST.
		SST	<10 mg/L (media geométrica de 30 días) <30 mg/l (muestra única como máximo)	

Nota. Adaptado de United States Environmental Protection Agency.

Comparando la calidad del agua recomendada por cada uno de los países con la calidad de los efluentes de los trenes de tratamiento. En Chile, ninguno de los trenes de tratamiento cumple con los parámetros de DBO₅, SST y Coliformes Fecales, el tren del FLA+MUF cumple con el parámetro de turbiedad, pues es menor a 5 UNT. En España, para uso residencial, ninguno de los trenes de tratamiento cumple los valores máximos de E. Coli y SST, el tren del FLA+MUF cumple el parámetro de turbiedad, pues es menor a 5 UNT. En el estado de Texas, ninguno de los dos trenes cumple con las especificaciones definidas en el Texas Administrative Cod, en el tren del FLA+MUF el parámetro de E. coli, aunque cumple que ninguna muestra sea mayor a 214 UFC/100ml, no cumple con la media geométrica <14 UFC/100ml, igualmente en el parámetro de SST, la media geométrica es mayor a 10 mg/L. En el tren del FCA, el parámetro de E. coli no cumple que ninguna muestra sea mayor a 214 UFC/100ml mientras que el parámetro de SST no cumple que la media geométrica sea menor a 10 mg/L.

Según los resultados obtenidos en los trenes de tratamiento, aunque estos no cumplen con normativa internacional, el tren del FLA+MUF presenta mayor eficiencia con respecto a los límites exigidos por las normativas. Es necesario mejorar la remoción de los parámetros DQO, DBO₅, Coliformes Totales y E. coli para que el agua gris clara tratada pueda ser reutilizada en prácticas residenciales no potables, como la descarga de inodoros y riego de áreas privadas.

5. Conclusiones

La revisión bibliográfica confirmó que las combinaciones tecnológicas de alta eficiencia y viabilidad para sistemas descentralizados son prometedoras en el tratamiento de aguas grises claras (AGC), ya que permiten optimizar tanto los medios filtrantes como los procesos de pre y postratamiento. La selección de tecnologías se enfocó en obtener agua de alta calidad para usos no potables, construyendo a aliviar la presión sobre los recursos hídricos. La integración de procesos físicos (filtración), químicos (adsorción con carbón activado y ozonización) y fisicoquímicos (radiación UV) permitió abordar integralmente los contaminantes presentes en las AGC. En conjunto, la combinación y organización de estos procesos demostraron ser eficaces para producir agua reciclada de AGC, considerando la eficiencia de remoción, la viabilidad técnica y la factibilidad económica en aplicaciones descentralizadas, aportando información valiosa para futuras investigaciones e implementaciones a mayor escala.

El objetivo de construir, operar y monitorear los trenes de tratamiento de aguas grises claras residenciales a escala de laboratorio se cumplió satisfactoriamente. Los medios filtrantes se prepararon con granulometrías específicas: en el FLA se utilizó un lecho progresivo de gravas (9.5 mm, 4.75 mm, 2 mm) y una capa principal de arena media (0.425 mm); mientras que en el FCA se combinó carbón activado granular (1-5 mm) con arena de sílice (0.425 mm). Estas configuraciones se definieron con base en literatura científica para optimizar la remoción de contaminantes, especialmente para el FLA, maximizando la retención de microorganismos. Los filtros fueron contruidos y compactados cuidadosamente, e integrados a procesos complementarios de ozonización, membranas de filtración y desinfección con luz UV. El monitoreo continuo de parámetros como pH, DQO y turbidez en cada etapa permitió validar la eficacia del sistema,

evidenciando una disminución de microorganismos y compuestos orgánicos e inorgánicos, así demostrando la capacidad de los trenes de tratamiento diseñados a escala de laboratorio.

En la evaluación de los trenes de tratamiento, se observó que el FCA fue más eficiente en la remoción de materia orgánica con porcentajes de remoción superiores al 85% para los parámetros de DBO₅ y DQO y del 53% para TOC, evidenciando la efectividad del carbón activado en la adsorción de compuestos orgánicos. El tren de FLA + MUF presentó mayor eficiencia en la remoción de Turbidez (98%), grasas y aceites (23%) y en los parámetros microbiológicos (Coliformes totales 91%, E. coli 96% y mesófilos 46%), lo que confirmó el aporte de la ultrafiltración y la radiación UV en la etapa final de tratamiento. En cuanto a los nutrientes, el FLA + MUF fue más eficiente en la remoción de nitratos con un porcentaje del 60%, mientras que el FCA mostró mayor eficiencia en la remoción de fósforo con un 54%; además, ambos trenes de tratamiento presentaron un aumento del 25% en Nitrógeno Amoniacal y una remoción del 75% de los nitritos.

En general, los resultados obtenidos confirman que la integración de barreras físicas, químicas y biológicas mejoran significativamente la calidad del efluente y la resiliencia del sistema de tratamiento. El agua gris clara tratada todavía no es apta para aplicaciones de reúso residencial no potable como riego, descarga de inodoros y limpieza. Esta investigación respalda la implementación de estrategias descentralizadas de reúso de agua eficientes en recursos, contribuyendo a la conservación del recurso hídrico y a la reducción de la dependencia de infraestructuras centralizadas.

6. Recomendaciones

Las siguientes recomendaciones se realizan con la finalidad de optimizar los trenes de tratamiento empleados en futuras investigaciones, para así continuar con este proceso respetuoso con el medio ambiente, garantizando que sea viable a largo plazo y se logren mejores valores en parámetros normativos.

Como primera recomendación, prolongar el tiempo de contacto de ozonización de forma cíclica, buscando así una mayor oxidación y una disminución la materia orgánica presente, así como ajustar una mayor dosis de ozono para garantizar su potencial como agente oxidante. Adicionalmente, se recomienda una producción de ozono de mayor pureza y carga al emplear directamente oxígeno para su generación.

Otra recomendación en cuanto a la desinfección final, elevar la radiación UV a una carga mayor de $30 \mu\text{J}/\text{cm}^2$, que corresponde a la dosis máxima de la lámpara que fue utilizada en el estudio. Permitiendo así una mayor inactivación microbiológica y reducir la concentración de posibles subproductos generados durante el proceso de filtración. Todo con el propósito de cumplir con requisitos para reúso no potable en normativas y regulaciones que apliquen según el contexto y lugar.

Pensando en el cumplimiento normativo de los efluentes producidos, los autores proponen una experimentación futura que estructure los tratamientos de la siguiente manera SED+O₃+FCA+MUF+UV. La idea es combinar los beneficios de la combinación de O₃/BAC para la oxidación y biodegradación de contaminantes, seguida de la MUF para el pulimiento de la remoción de patógenos, microorganismos, y compuestos orgánicos recalcitrantes aun presentes, además de producir un efluente con menor contenido de material soluble haciendo más efectivo el proceso de radiación UV.

Referencias

- A2Z Ozone Inc. (2025). *Kit Aqua-8 Water Ozone Generator and Complete Precision Kit – 110V*.
<https://a2zozone.com/product/kit-aqua-8-water-ozone-generator-and-complete-precision-kit-110v/>
- Abdel-Kader, A. M. (2013). Studying the efficiency of grey water treatment by using rotating biological contactors system. *Journal of King Saud University – Engineering Sciences*, 25(2), 89–95. <https://doi.org/10.1016/j.jksues.2012.05.003>
- Ali, E. H., Hussein, A. A., & Imran, N. J. (2022). Comparative study of ozone treatment and magnetic field treatment in the fractionation of organic matter and hydrocarbons in gray water. *Journal of Pharmaceutical Negative Results*, 13(4).
<https://doi.org/10.47750/pnr.2022.13.04.002>
- Alrousan, D. M. A., & Dunlop, P. S. M. (2020). Evaluation of ozone-based oxidation and solar advanced oxidation treatment of greywater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104309. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104309>
- Babaei, F., Ehrampoush, M. H., Eslami, H., Ghaneian, M. T., Fallahzadeh, H., Talebi, P., Fard, R. F., & Ebrahimi, A. A. (2019). Removal of linear alkylbenzene sulfonate and turbidity from greywater by a hybrid multi-layer slow sand filter microfiltration ultrafiltration system. *Journal of Cleaner Production*, 211, 922–931. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.255>
- Burgos-Arias, J. P. (2024). *Evaluación de sistemas de tratamiento y reúso de aguas grises claras, aplicables a un sector residencial del área metropolitana de Bucaraman. Caso de estudio: barrio La Victoria* [MsC]. Universidad Industrial de Santander.

- Burgos-Arias, J., Rey-Romero, D. C., & Oviedo-Ocaña, E. R. (2025^a). Social perception and challenges of light greywater reuse at the household level in developing countries: A case study of Bucaramanga, Colombia. *Water Policy*, 27(2), 141–160. <https://doi.org/10.2166/wp.2025.014>
- Burgos-Arias, J., Rey-Romero, D. C., & Oviedo-Ocaña, E. R. (2025b). Technical implications of light greywater production and quality for decentralized treatment and reuse: A case study in Bucaramanga, Colombia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(4), 381. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13853-6>
- Diaper, C., Toifl, M., & Storey, M. F. (2008). *Greywater Technology Testing Protocol*. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:56269416>
- Ekeren, K. M., Hodgson, B. A., Sharvelle, S. E., & De Long, S. K. (2016). Investigation of pathogen disinfection and regrowth in a simple graywater recycling system for toilet flushing. *Desalination and Water Treatment*, 57(54), 26174–26186. <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1159992>
- El-Wattar, A. (2023). *Greywater Treatment using Integrated Sand Filtration with Ultrafiltration for Reuse* [Master's Thesis, American University in Cairo]. <https://fount.aucegypt.edu/etds/2028>
- EPA US. (2025). *Summary of Texas' Water Reuse Guideline or Regulation for Centralized Non-potable Reuse*. <https://www.epa.gov/waterrreuse/summary-texas-water-reuse-guideline-or-regulation-centralized-non-potable-reuse>
- Esposito, B., Capobianco, M., Navacchia, M. L., Sabia, G., Guzzinati, R., Riminucci, F., Bolelli, L., Ponti, F., Longino, G., & Ferri, E. N. (2023). Safe Reuse of Wastewater: Organic

- Contaminants Degradation and Sanitization by Ozone in a Modulable Continuous-Flow System. *Applied Sciences*, 13(12), 7087. <https://doi.org/10.3390/app13127087>
- Friedler, E., F. Chavez, D., Alfiya, Y., Gilboa, Y., & Gross, A. (2021). Impact of Suspended Solids and Organic Matter on Chlorine and UV Disinfection Efficiency of Greywater. *Water*, 13(2), 214. <https://doi.org/10.3390/w13020214>
- Gallardo-Bustos, C., Tapia, N., & Vargas, I. T. (2024). Synthetic greywater treatment using a scalable granular activated carbon bioelectrochemical reactor. *Bioelectrochemistry*, 159, 108741. <https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2024.108741>
- Ghunmi, LA, Zeeman, G., Fayyad, M. y van Lier, J.B. (2011). Sistemas de tratamien (Ghunmi et al., 2011 to de aguas grises: Una revisión. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* , 41 (7), 657–698. <https://doi.org/10.1080/10643380903048443>
- Gomez-Rozo, M. A., & Silva-Lara, M. C. (2019). *Propuesta de 64olombia64ga para el tratamiento de aguas lluvias, como 64olomb para su aprovechamiento en viviendas unifamiliares. Caso de estudio: Bucaramanga (Colombia)* [Tesis de Pregrado, Universidad Industrial de Santander]. Propuesta de 64olombia64ga para el tratamiento de aguas lluvias, como 64olomb para su aprovechamiento en viviendas unifamiliares. Caso de estudio: 64olombia64ga (64olombia)
- Guarin, T. C., & Pagilla, K. R. (2021). Microbial Community in Biofilters for Water Reuse Applications: A Critical Review. *Science of The Total Environment*, 773, 145655. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145655>
- Hamidi, M. N. (2025). Membrane bioreactor technology for greywater treatment: A review. *Separation and Purification Technology*, 361, 131451. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.131451>

- Kant, S., & Jaber, F. H. (2020). Advanced filtration in greywater treatment: a modelling approach with water reuse perspectives. *Urban Water Journal*, 17(9), 795–812. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1828498>
- Kant, S., Jaber, F. H., & Karthikeyan, R. (2018). Evaluation of a portable in-house greywater treatment system for potential water-reuse in urban areas. *Urban Water Journal*, 15(4), 309–315. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1457165>
- Kantor, R. S., Miller, S. E., & Nelson, K. L. (2019). The Water Microbiome Through a Pilot Scale Advanced Treatment Facility for Direct Potable Reuse. *Frontiers in Microbiology*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00993>
- Katukiza, A. Y., Ronteltap, M., Niwagaba, C. B., Kansime, F., & Lens, P. N. L. (2014). Grey water treatment in urban slums by a filtration system: Optimisation of the filtration medium. *Journal of Environmental Management*, 146, 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.033>
- Kirisits, M. J., Emelko, M. B., & Pinto, A. J. (2019). Applying biotechnology for drinking water biofiltration: advancing science and practice. *Current Opinion in Biotechnology*, 57, 197–204. <https://doi.org/10.1016/J.COPBIO.2019.05.009>
- Lee, S., Lee, K., Wan, W. M., & Choi, Y. (2005). Comparison of membrane permeability and a fouling mechanism by pre-ozonation followed by membrane filtration and residual ozone in membrane cells. *Desalination*, 178(1–3), 287–294. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.11.040>
- Leyva-Díaz, J. C., González-Martínez, A., González-López, J., Muñío, M. M., & Poyatos, J. M. (2015). Kinetic modeling and microbiological study of two-step nitrification in a membrane bioreactor and hybrid moving bed biofilm reactor–membrane bioreactor for wastewater

- treatment. *Chemical Engineering Journal*, 259, 692–702.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.07.136>
- Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of The Total Environment*, 407(11), 3439–3449.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.004>
- Maiyo, J. K., Dasika, S., & Jafvert, C. T. (2023). Slow Sand Filters for the 21st Century: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(2), 1019.
<https://doi.org/10.3390/ijerph20021019>
- Martin Membrane Systems. (2023). *CUBE Mini Module (FM 045)*.
- Massoud, M. A., Tarhini, A., & Nasr, J. A. (2009). Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 652–659. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.001>
- Mercer, K. L. (2020). A Multibarrier Approach. *Journal AWWA*, 112(1), 1–1.
<https://doi.org/10.1002/awwa.1424>
- Michael-Kordatou, I., Karaolia, P., & Fatta-Kassinos, D. (2018). The role of operating parameters and oxidative damage mechanisms of advanced chemical oxidation processes in the combat against antibiotic-resistant bacteria and resistance genes present in urban wastewater. *Water Research*, 129, 208–230. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.007>
- Morandi, C., Schreiner, G., Moosmann, P., & Steinmetz, H. (2021). Elevated Vertical-Flow Constructed Wetlands for Light Greywater Treatment. *Water*, 13(18), 2510.
<https://doi.org/10.3390/w13182510>
- Najmi, M., Mehrnia, M. R., Tashauoei, H. R., Iranpoury, A., & Alivand, M. S. (2020). Removal of personal care products (PCPs) from greywater using a submerged membrane bioreactor

- (SMBR): The effect of hydraulic retention time. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104432. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104432>
- Ni'matuzahroh, N., Fitriani, N., Ardiyanti, P. E., Kuncoro, E. P., Budiyanto, W. D., Isnadina, D. R. M., Wahyudianto, F. E., & Radin Mohamed, R. M. S. (2020). Behavior of schmutzdecke with varied filtration rates of slow sand filter to remove total coliforms. *Heliyon*, 6(4), e03736. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03736>
- Oh, K. S., Poh, P. E., Chong, M. N., Gouwanda, D., Lam, W. H., & Chee, C. Y. (2015). Optimizing the in-line ozone injection and delivery strategy in a multistage pilot-scale greywater treatment system: System validation and cost-benefit analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(2), 1146–1151. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.04.022>
- Oron, G., Adel, M., Agmon, V., Friedler, E., Halperin, R., Leshem, E., & Weinberg, D. (2014). Greywater use in Israel and worldwide: Standards and prospects. *Water Research*, 58, 92–101. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.032>
- Palmarin, M. J., & Young, S. (2019). Comparison of the treatment performance of a hybrid and conventional membrane bioreactor for greywater reclamation. *Journal of Water Process Engineering*, 28, 54–59. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.12.012>
- Pangarkar, B. L., Parjane, S. B., & Sane, M. G. (2010). Design and economical performance of gray water treatment plant in rural region. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 37, 896–900. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84871963389&partnerID=40&md5=d7f846ad353d2532adaeb1e9c1352158>
- Poblete, R., Pérez, N., Cortes, E., & Chacana, J. (2024). Treatment of greywater coming from a food court using adsorption and advanced oxidation processes. *Journal of Water Process Engineering*, 64, 105653. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105653>

Proyecto de Reglamento Sobre Condiciones Sanitarias Básicas Para La Reutilización de Aguas Grises (2024). <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/02/Reglamento-Aguas-Grises.pdf>

Real Decreto 1085/2024 Por El Que Se Aprueba El Reglamento de Reutilización Del Agua y Se Modifican Diversos Reales Decretos Que Regulan La Gestión Del Agua, Pub. L. No. 1085, Boletín Oficial del Estado (2024).

Reaume, M. J., Seth, R., McPhedran, K. N., da Silva, E. F., & Porter, L. A. (2015). Effect of Media on Biofilter Performance Following Ozonation of Secondary Treated Municipal Wastewater Effluent: Sand vs. GAC. *Ozone: Science & Engineering*, 37(2), 143–153. <https://doi.org/10.1080/01919512.2014.939741>

Rivera-Utrilla, J., López-Ramón, M. V., Sánchez-Polo, M., Álvarez, M. Á., & Velo-Gala, I. (2020). Characteristics and Behavior of Different Catalysts Used for Water Decontamination in Photooxidation and Ozonation Processes. *Catalysts*, 10(12), 1485. <https://doi.org/10.3390/catal10121485>

Rodríguez, A., Rosal, R., Perdigón-Melón, J. A., Mezcuca, M., Agüera, A., Hernando, M. D., Letón, P., Fernández-Alba, A. R., & García-Calvo, E. (2008). Ozone-Based Technologies in Water and Wastewater Treatment. In 08034 Barcelona, Jordi Girona, 18-26 Dept. of Environmental Chemistry (Ed.), *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste* (pp. 127–175). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/698_5_103

Shaikh, I., & Ahammed, M. M. (2021). Coagulation Followed by Continuous Sand Filtration for Treatment of Graywater. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 25(4). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000640](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000640)

- Shaikh, I. N., & Ahammed, M. M. (2020). Quantity and quality characteristics of greywater: A review. *Journal of Environmental Management*, 261, 110266. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110266>
- Shaikh, I. N., & Ahammed, M. M. (2021). Effect of operating mode on the performance of sand filters treating greywater. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(28), 38209–38223. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13413-8>
- Shi, S., Wang, F., Hu, Y., Zhou, J., Zhang, H., & He, C. (2024). Effects of running time on biological activated carbon filters: water purification performance and microbial community evolution. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(14), 21509–21523. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32421-y>
- Tayara, A., Shanableh, A., Atieh, M. A., Abdallah, M., Battacharjee, S., Mustafa, A., & Bardan, M. Al. (2021). Feasibility and impact of greywater recycling in four types of buildings in Sharjah, United Arab Emirates. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 725(1), 12009. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/725/1/012009>
- Teichgräber, B., Jagemann, P., Hetschel, M., Bechtel, A., & Phan, L.-C. (2021). A module-based approach for elimination of organic micropollutants at wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 84(2), 364–373. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.029>
- Toifl, M., Diaper, C., & O'Halloran, R. (2008). Assessing the Performance of Small Scale Greywater Treatment Systems under Controlled Laboratory Conditions. *Water Practice and Technology*, 3(3). <https://doi.org/10.2166/wpt.2008.077>
- Tripathi, S., & Tripathi, B. D. (2011). Efficiency of combined process of ozone and bio-filtration in the treatment of secondary effluent. *Bioresource Technology*, 102(13), 6850–6856. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.04.035>

- Verma, S., Daverey, A., & Sharma, A. (2017). Slow sand filtration for water and wastewater treatment – a review. *Environmental Technology Reviews*, 6(1), 47–58. <https://doi.org/10.1080/21622515.2016.1278278>
- Vilve, M., Hirvonen, A., & Sillanpää, M. (2007). Ozone-based advanced oxidation processes in nuclear laundry water treatment. *Environmental Technology*, 28(9), 961–968. <https://doi.org/10.1080/09593332808618863>
- Wang, Y.-H., & Chen, K.-C. (2014). Removal of Disinfection By-Products from Contaminated Water Using a Synthetic Goethite Catalyst via Catalytic Ozonation and a Biofiltration System. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(9), 9325–9344. <https://doi.org/10.3390/ijerph110909325>
- Wu, D., Cheng, X., Zhai, X., & Wang, Y. (n.d.). *The Combination Process of Ozone/Ultraviolet/Biological Activated Carbon Filter for Treatment of Huaihe Micro-polluted Water*. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.295-298.1384>
- Zanacic, E., Stavrinides, J., & McMartin, D. W. (2016). Field-analysis of potable water quality and ozone efficiency in ozone-assisted biological filtration systems for surface water treatment. *Water Research*, 104, 397–407. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.043>
- Zhang, Z., King, J. F., Szczuka, A., Chuang, Y.-H., & Mitch, W. A. (2020). Pilot-scale ozone/biological activated carbon treatment of reverse osmosis concentrate: potential for synergism between nitrate and contaminant removal and potable reuse. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(5), 1421–1431. <https://doi.org/10.1039/D0EW00013B>

Zhou, H., & Smith, D. W. (2002). Advanced technologies in water and wastewater treatment.

Journal of Environmental Engineering and Science, 1(4), 247–264.

<https://doi.org/10.1139/s02-020>

Zipf, M. S., Pinheiro, I. G., & Conegero, M. G. (2016). Simplified greywater treatment systems:

Slow filters of sand and slate waste followed by granular activated carbon. *Journal of*

Environmental Management, 176, 119–127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.035>

Apéndices

Apéndice A. *Encuesta para determinar los productos de aseo personal a utilizar en la preparación del agua gris clara sintética.*

La encuesta fue administrada a un total de 118 estudiantes de Ingeniería Civil de la Universidad Industrial de Santander, quienes respondieron preguntas específicas sobre las marcas y tipos de champú, acondicionador, jabón corporal, cremas y otros productos de uso personal que utilizan de forma regular. La información recopilada ofrece una visión clara de los patrones de consumo dentro de este segmento demográfico, vital para la precisión del estudio.

Los resultados de la encuesta se presentan a continuación mediante una serie de gráficos de torta. Cada gráfico muestra el porcentaje de las marcas o tipos de productos más usados para según la categoría. Los resultados de esta encuesta fueron el insumo clave para obtener los ingredientes del agua gris sintética, ya que se buscaba emplear los productos más comunes para que el agua preparada en el laboratorio fuese lo más similar posible a la que se llega a obtener en aguas grises claras residenciales en una vivienda tipo.

Figura 1A. Resultados marca champú

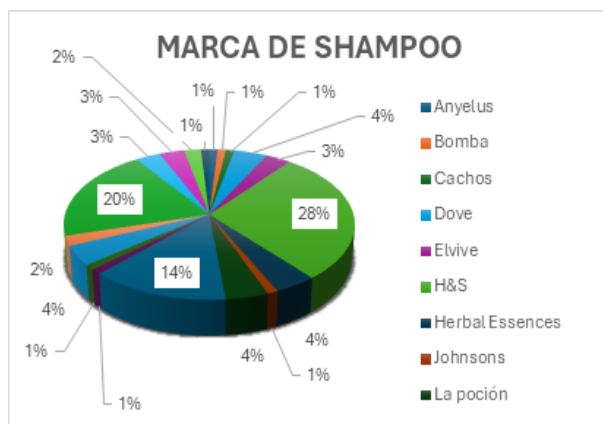


Figura 2A. Resultados marca acondicionador

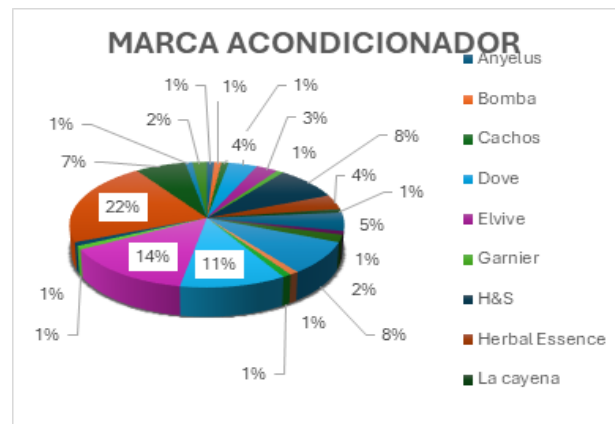


Figura 3A. Resultado marca jabón corporal.

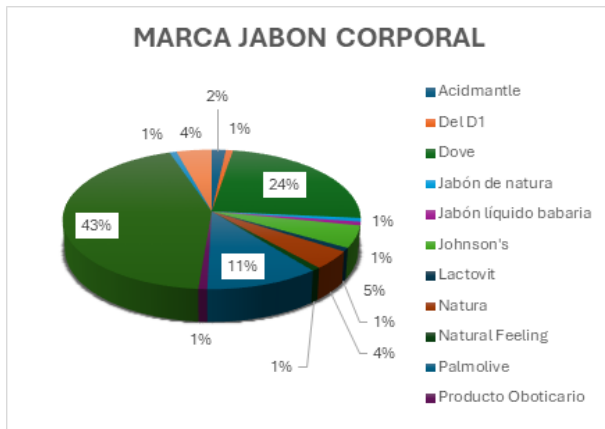


Figura 4A. Resultados crema de afeitar.

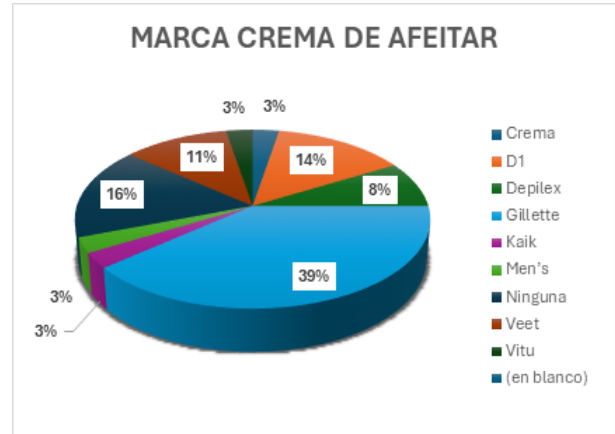


Figura 5A. Resultados marca crema dental.

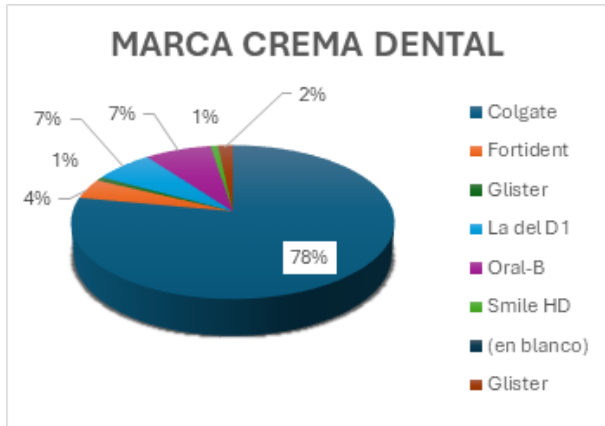
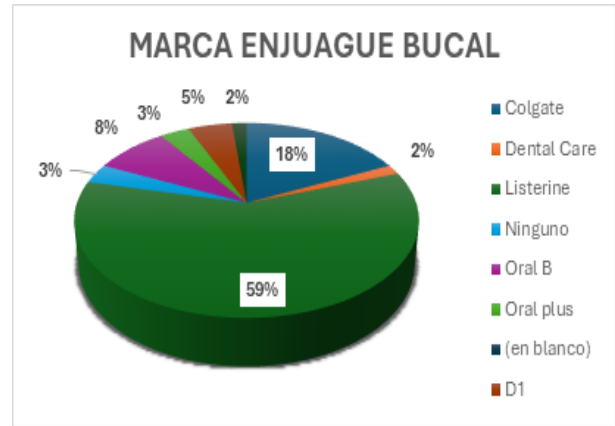


Figura 6A. Resultados de marca enjuague bucal.



La Tabla 1A compila el resumen de los resultados de la encuesta.

Tabla 1A.

Productos de uso personal	Marca más usada
Champú	H&S
Acondicionador	Herbal Essence
Jabón corporal	Protex
Crema de afeitar	Gillette
Crema dental	Colgate
Enjuague bucal	Listerine

Apéndice B. Detalles de granulometría de los materiales de los lechos filtrantes.

El análisis granulométrico se realiza con la finalidad de presentar un rango para los tamaños de grava y arena empleados, para así, en futuras investigaciones estas medidas se mantengan como una constante, dichos tamaños fueron producto de la investigación literaria, donde se buscaba obtener filtros eficientes con capacidad de retención de microorganismos y demás componentes. Además, este análisis nos permite que el flujo de agua a través del filtro sea uniforme y por consiguiente tengamos un caudal constante.

Dicho proceso inicia con el tamizado y lavado de la grava para la capa inferior del FLA, proceso que se llevó a cabo por medio de un tamiz 3/8 para su tamizado y No.4 para su lavado.

Figura 1C. Proceso tamizado grava gruesa**Figura 2C. Proceso de lavado de la grava**

De manera simultánea, se depositó la grava más fina y arena en un balde con agua en remojo para luego lavar dicho agregado, una vez limpio se llevó al horno a una temperatura de 105°C durante veinticuatro (24) horas para que este se secase en su totalidad. Una vez el material se encontraba totalmente seco, se realizó el proceso de tamizado con el fin de obtener, arena media y grava fina. Una vez terminado este proceso, se obtuvieron los tamaños de partículas para el FLA descritos en la Figura 5C. Para el FCA se realizó un proceso similar para la arena de sílice (Figura

6C). Por otra parte, el carbón activado no se realizó este proceso ya que este viene con un rango de tamaño de partícula estándar.

Figura 3C. *Secado de la muestra.*



Figura 4C. *Tamizado y clasificación de material para el FLA Y FCA.*



Figura 5C. *Esquema granulométrico para FLA*

GRANULOMETRIA FLA			
CAPA	ALTURA [cm]	TAMAÑO [mm]	TAMIZ No RETENIDO
Arena media	45	0.425	No. 40
Arena gruesa	3	2	No. 10
Grava media	5	4.75	No.4
Grava gruesa	5	9.5	3/8"

Figura 6C. *Esquema granulométrico para FCA*

GRANULOMETRÍA FCA			
CAPA	ALTURA [cm]	TAMAÑO [mm]	TAMIZ No Retenido
Arena sílice	40	0.425	No. 40
Carbón activado	20	1-5	-
Grava media	3	4.75	No. 4

Apéndice C. Características hidráulicas y operación de los procesos de tratamiento evaluados.

A continuación, se presentan los cálculos empleados para obtener las condiciones de trabajo de cada tren de tratamiento, estos son tomados en el laboratorio y se trabajan resultados con valores promedios.

Cálculos para funcionamiento del tren 1 – TAGCRI

Los cálculos para el primer sistema inician con la estimación del caudal y tasa de filtración en el FLA, donde el caudal juega un papel importante para llevar a cabo un diseño en el cual se asegura un suficiente volumen de agua para que ocurra remoción de partículas y demás contaminantes.

$$Q = \frac{V}{t}$$

Donde,

Volumen en unidades de litro y tiempo en unidades de minutos.

$$Q = \frac{1 [L]}{9.43 [min]} = 0.1060 \left[\frac{L}{min} \right]$$

$$0.106010 \left[\frac{L}{min} \right] = 0.1527 \left[\frac{m^3}{dia} \right]$$

La tasa de filtración permite predecir el rendimiento y la vida útil de nuestro lecho filtrante, recordando que la sección transversal del filtro es de 0.29x0.29, la tasa de filtración se calcula así:

$$Tasa\ de\ filtración = \frac{Q}{Area\ superficial\ FLA}$$

$$Area\ superficial\ FLA = \frac{Volumen\ FLA}{Altura\ FLA} = \frac{Altura\ arena\ x\ At}{Altura\ total\ FLA}$$

$$Area\ superficial\ FLA = \frac{0.45 \times 0.29 \times 0.29}{0.55} = 0.0688\ m^2$$

$$Tasa\ de\ filtración = \frac{0.1527\ m^3/d}{0.0688\ m^2} = 2.22\ m^3/m^2/día$$

La tasa de filtración conocida también como carga hidráulica es un parámetro de diseño clave para FLA, es una medida para estimar el contacto que se produce entre las partículas a medida que van fluyendo a través del lecho filtrante. La tasa de filtración obtenida 2.22 m³/m²/día (0.0925 m/h) está dentro del rango recomendado para tratamiento de aguas grises de 0.008-0.38 m/h (Katukiza et al., 2014; Verma et al., 2017).

Ahora los cálculos asociados a la MUF, recordando que el parámetro de operación de presión hidrostático en la membrana es clave para su eficiencia, se tiene que:

$$Presión\ hidrostática = \rho \times g \times h$$

$$Presión\ hidrostática = 1000 \times 9.8 \times 0.05$$

$$Presión\ hidrostática = 490\ Pa = 4.9\ mbar$$

Por otra parte, por medio del flujo de permeado podemos obtener tasas de filtración ya que este me indica La cantidad de AGCS tratada que se obtiene por unidad de tiempo teniendo en cuenta el área de la membrana.

$$Flujo\ de\ permeado = \frac{V [L]}{t \times A [h \times m^2]}$$

$$Flujo\ de\ permeado = \frac{0.5}{0.095825 \times 0.45} = 11.595 [L/m^2 \times h]$$

Finalmente se calcula el caudal de bombeo empleado en la fase final, es decir, en la aplicación del UV, dicho caudal es el mismo para los dos trenes de tratamiento y se obtiene de la siguiente manera

$$Q_{bombeo} = \frac{2950 [mL]}{46.67 [seg]} = 63.21 \left[\frac{mL}{seg} \right] = 3.79\ L/min$$

Cálculos para funcionamiento del tren 2 – TAGCR2

Para este tren se tuvieron en cuenta el caudal necesario para llenar el tanque de ozonización y el FCA, se emplearon las mismas ecuaciones de caudal y tasa de filtración mencionadas anteriormente.

Caudal de fase ozonización,

$$Q = \frac{12 [L]}{4.4767 [min]} = 2.6805 \left[\frac{L}{min} \right]$$

$$2.685 \left[\frac{L}{min} \right] = 3.86 \left[\frac{m^3}{dia} \right]$$

Y los valores obtenidos para determinar el caudal desde el tanque de ozonización al filtro FCA se basaron en un caudal de bombeo de 440 L/h (Bomba resun SP-980)

$$Q = 440 L/h = 10.56 \left[\frac{m^3}{dia} \right]$$

$$Area\ superficial\ FCA = \frac{0.40 \times 0.29 \times 0.29}{0.60} = 0.0560 m^2$$

$$Tasa\ de\ filtración\ FCA = \frac{10.56}{0.0560} = 188.6 [m^3 / m^2 / dia] = 7.86 [m/hora]$$

El tiempo de contacto del lecho vacío (EBCT) resulta de dividir el volumen total del medio filtrante por la tasa de filtración por unidad de área, entonces

$$EBCT = \frac{0.6 \times 0.29 \times 0.29}{7.86 m/h \times 0.29 \times 0.29 m^2} = 0.076 h = 4.58 min.$$

Apéndice D. *Detalles de los para análisis de laboratorios, resultados y diferencias estadística.*

Las muestras recolectadas durante la fase de monitoreo fueron almacenadas en frascos de ámbar esterilizados para ser transportados al laboratorio para el análisis de calidad de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Con base en normas internacionales, se identificaron parámetros a analizar para ser posible la comparación de los efluentes con el fin del reúso de las aguas grises claras tratadas. En las tablas 1D, 2D y 4D se puede observar los parámetros de calidad reportados por el laboratorio para el influente y el efluente de cada tren de tratamiento.

Tabla 1D. Calidad del AGCS del influente.

parámetros	Unidad	Promedio	M0	M1	M2	M3	M4	DE	CV
DBO ₅	mg O ₂ /L	296.00	220	210	500	280	270	118.03	0.40
DQO	mg O ₂ /L	714.29	526.25	463.63	1214	721.27	646.3	296.89	0.42
COT	mg C/L	43.80	64	44	48	27	36	13.86	0.32
NITRATOS	mg NO ₃ ⁻ /L	12.73	9.56	11.33	14.83	14.06	13.89	2.21	0.17
NITRITOS	mg NO ₂ ⁻ /L	0.08	0.18	0.063	0.056	0.051	0.053	0.06	0.69
FOSFORO	mg P/L	0.50	0.89	0.49	0.47	0.13	0.54	0.27	0.54
GRASAS Y ACEITES	mg/L	10.05	3.06	8.14	10.93	10.22	17.9	5.36	0.53
FENOLES	mg/L	0.12	0.11	0.14	0.1	0.15	0.12	0.02	0.17
SURFACTANTES ANIONICOS	mg SAAM/L	0.98	1.72	0.48	0.87	0.29	1.56	0.64	0.65
NITROGENO AMONIACAL	mg N-NH ₄ ⁺ /L	0.43	0.426	0.4256	0.426	0.426	0.426	0.00	0.00
SULFUROS	mg S ²⁻ /L	177.42	193.26	167.92	171.09	186.93	167.92	11.85	0.07
SULFATOS	mg SO ₄ ²⁻ /L	106.03	119.75	225.25	50.6	48.58	85.95	72.76	0.69
CLORUROS	mg Cl ⁻ /L	25.53	34.74	20.56	24.82	24.82	22.69	5.45	0.21
FLUORUROS	mg F ⁻ /L	0.65	0.1	0.11	0.07	0.13	2.82	1.22	1.88
ALCALINIDAD TOTAL	mg CaCO ₃ /L	95.46	142.88	48.64	69.92	97.28	118.56	37.52	0.39
DUREZA TOTAL	mg CaCO ₃ /L	151.60	138	80	96	340	104	107.43	0.71
TURBIEDAD	NTU	118.00	109	120	132	122	107	10.22	0.09
ACIDEZ TOTAL	mg CaCO ₃ /L	85.76	61.26	71.47	81.68	91.89	122.52	23.51	0.27
SST	mg/L	50.00	62	34	72	44	38	16.31	0.33
COLIFORMES TOTALES	UFC/100 ml	819.20	900	1050	1480	610	56	529.79	0.65
E. COLI	UFC/100 ml	348.80	820	290	214	420	0	304.30	0.87
MESÓFILOS	UFC/100 ml	38	21	32	72	56	10	25.44	0.67

Tabla 2D. *Calidad del AGCS del efluente del tren del FCA.*

Parámetros	Unidad	Promedio	M1	M2	M3	M4	DE	CV
DBO ₅	mg O ₂ /L	45.00	40	55	40	45	7.07	0.16
DQO	mg O ₂ /L	103.62	85.95	134	98.2	96.32	20.96	0.20
COT	mg C/L	20.75	29	17	19	18	5.56	0.27
NITRATOS	mg NO ₃ ⁻ /L	9.47	8.783	9.63	11.38	8.1	1.42	0.15
NITRITOS	mg NO ₂ ⁻ /L	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.00	0.00
FOSFORO	mg P/L	0.23	0.43	0.29	0.1	0.1	0.16	0.70
GRASAS Y ACEITES	mg/L	8.49	13.09	5.484	5.71	9.67	3.62	0.43
FENOLES	mg/L	2.75	10.714	0.1	0.1	0.1	5.31	1.93
SURFACTANTES ANIONICOS	mg SAAM/L	0.24	0.32	0.23	0.17	0.25	0.06	0.26
NITROGENO AMONIAICAL	mg N-NH ₄ ⁺ /L	0.53	0.851	0.426	0.426	0.426	0.21	0.40
SULFUROS	mg S ²⁻ /L	185.37	180.59	205.94	161.68	193.26	18.88	0.10
SULFATOS	mg SO ₄ ²⁻ /L	83.01	92.867	96.05	43.33	99.8	26.61	0.32
CLORUROS	mg Cl ⁻ /L	26.77	21.98	25.52	31.2	28.36	3.94	0.15
FLUORUROS	mg F ⁻ /L	0.58	0.89	0.37	0.85	0.22	0.34	0.58
ALCALINIDAD TOTAL	mg CaCO ₃ /L	148.20	161.12	170.24	139.84	121.6	21.83	0.15
DUREZA TOTAL	mg CaCO ₃ /L	115.00	120	92	114	134	17.47	0.15
TURBIEDAD	NTU	5.13	9.23	5.09	3.21	2.99	2.89	0.56
ACIDEZ TOTAL	mg CaCO ₃ /L	76.58	61.26	91.89	81.68	71.47	13.18	0.17
SST	mg/L	20.00	20	20	20	20	0.00	0.00
COLIFORMES TOTALES	UFC/100 ml	748.67	580	1230	1190	436	409.87	0.55
E. COLI	UFC/100 ml	100.50	0	22	380	0	186.62	1.86
MESÓFILOS	UFC/100 ml	41	12	60	70	22	28.31	0.69

Con el objetivo de conocer si existe o no diferencia significativa entre el influente y el efluente en los diferentes parámetros de calidad medidos para las AGCS, se aplicó la prueba estadística T-Student – pareada, presentada en la Tabla 4D.

Tabla 3D. Comparación entre influente y efluente en el tren de tratamiento del FCA.

parámetros	Prueba estadística aplicada	Valor p	diferencia estadística
DBO ₅	Prueba t-pareada	0.0207	significativa
DQO	Prueba t-pareada	0.0219	significativa
COT	Prueba t-pareada	0.0334	significativa
NITRATOS	Prueba t-pareada	0.0170	significativa
NITRITOS	Prueba t-pareada	0.0009	significativa
FOSFORO	Prueba t-pareada	0.1533	no significativa
GRASAS Y ACEITES	Prueba t-pareada	0.3316	no significativa
FENOLES	Prueba t-pareada	0.3947	no significativa
SURFACTANTES ANIONICOS	Prueba t-pareada	0.1379	no significativa
NITROGENO AMONIACAL	Prueba t-pareada	0.3910	no significativa
SULFUROS	Prueba t-pareada	0.4334	no significativa
SULFATOS	Prueba t-pareada	0.6503	no significativa
CLORUROS	Prueba t-pareada	0.0920	no significativa
FLUORUROS	Prueba t-pareada	0.8203	no significativa
ALCALINIDAD TOTAL	Prueba t-pareada	0.0857	no significativa
DUREZA TOTAL	Prueba t-pareada	0.5689	no significativa
TURBIEDAD	Prueba t-pareada	0.0002	significativa
ACIDEZ TOTAL	Prueba t-pareada	0.3189	no significativa
SST	Prueba t-pareada	0.0514	no significativa
COLIFORMES TOTALES	Prueba t-pareada	0.8258	no significativa
ECOLI	Prueba t-pareada	0.1481	no significativa
MESÓFILOS	Prueba t-pareada	0.8717	no significativa

Como se observa en los valores de p en la tabla 3D, los parámetros relacionados con materia orgánica (DQO, DBO₅ y TOC) muestran una diferencia significativa, respecto a los parámetros de calidad presentados en el influente, así como los nutrientes (Nitritos y Nitratos) y turbiedad, también muestran una diferencia estadística significativa.

Tabla 4D. *Calidad del AGCS del efluente del tren del FLA+MUF.*

parámetros	Unidad	Promedio	M1	M2	M3	M4	DE	CV
DBO ₅	mg O ₂ /L	52.50	35	60	55	60	11.90	0.23
DQO	mg O ₂ /L	121.21	79.01	140.91	124.02	140.91	29.24	0.24
CT	mg C/L	21.25	22	19	25	19	2.87	0.14
NITRATOS	mg NO ₃ ⁻ /L	5.10	4.3	5.29	5.08	5.72	0.59	0.12
NITRITOS	mg NO ₂ ⁻ /L	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.00	0.00
FOSFORO	mg P/L	0.24	0.38	0.33	0.13	0.11	0.14	0.58
GRASAS Y ACEITES	mg/L	7.79	8.537	6.905	9.5	6.2	1.50	0.19
FENOLES	mg/L	0.10	0.1	0.1	0.1	0.1	0.00	0.00
SURFACTANTES ANIONICOS	mg SAAM/L	0.25	0.12	0.41	0.26	0.21	0.12	0.49
NITROGENO AMONICAL	mg N-NH ₄ ⁺ /L	0.53	0.426	0.426	0.851	0.426	0.21	0.40
SULFUROS	mg S ²⁻ /L	171.09	171.08	152.08	180.59	180.59	13.44	0.08
SULFATOS	mg SO ₄ ²⁻ /L	35.41	37.15	30.36	35.63	38.49	3.56	0.10
CLORUROS	mg Cl ⁻ /L	22.51	19.85	24.11	21.98	24.11	2.04	0.09
FLUORUROS	mg F ⁻ /L	0.28	0.25	0.29	0.47	0.1	0.15	0.55
ALCALINIDAD TOTAL	mg CaCO ₃ /L	116.16	112.48	121.6	115.52	115.04	3.86	0.03
DUREZA TOTAL	mg CaCO ₃ /L	115.50	112	116	102	132	12.48	0.11
TURBIEDAD	NTU	2.79	4.78	1.63	2.3	2.46	1.37	0.49
ACIDEZ TOTAL	mg CaCO ₃ /L	102.10	102.1	122.52	71.47	112.31	22.06	0.22
SST	mg/L	20.00	20	20	20	20	0.00	0.00
COLIFORMES TOTALES	UFC/100 ml	77.50	102	0	88	120	53.30	0.69
E. COLI	UFC/100 ml	14.50	52	0	6	0	25.16	1.74
MESÓFILOS	UFC/100 ml	20.50	40	0	22	20	16.36	0.80

Con el objetivo de conocer si existe o no diferencia significativa entre el influente y el efluente en los diferentes parámetros de calidad medidos para las AGCS, se aplicó la prueba estadística T-Student – pareada, presentada en la Tabla 5D.

Tabla 5D. Comparación entre influente y efluente en el tren de tratamiento del FLA+MUF.

parámetros	Prueba estadística aplicada	Valor p	Diferencia estadística
DBO ₅	Prueba t-pareada	0.0222	significativa
DQO	Prueba t-pareada	0.0239	significativa
CT	Prueba t-pareada	0.0551	no significativa
NITRATOS	Prueba t-pareada	0.0006	significativa
NITRITOS	Prueba t-pareada	0.0009	significativa
FOSFORO	Prueba t-pareada	0.1609	no significativa
GRASAS Y ACEITES	Prueba t-pareada	0.2379	no significativa
FENOLES	Prueba t-pareada	0.0892	no significativa
SURFACTANTES ANIONICOS	Prueba t-pareada	0.1463	no significativa
NITROGENO AMONIACAL	Prueba t-pareada	0.3905	no significativa
SULFUROS	Prueba t-pareada	0.7483	no significativa
SULFATOS	Prueba t-pareada	0.1997	no significativa
CLORUROS	Prueba t-pareada	0.4740	no significativa
FLUORUROS	Prueba t-pareada	0.5437	no significativa
ALCALINIDAD TOTAL	Prueba t-pareada	0.1251	no significativa
DUREZA TOTAL	Prueba t-pareada	0.5928	no significativa
TURBIEDAD	Prueba t-pareada	0.0002	significativa
ACIDEZ TOTAL	Prueba t-pareada	0.5456	no significativa
SST	Prueba t-pareada	0.0514	no significativa
COLIFORMES TOTALES	Prueba t-pareada	0.1145	no significativa
ECOLI	Prueba t-pareada	0.0838	no significativa
MESÓFILOS	Prueba t-pareada	0.3415	no significativa

Como se observa en los valores de p en la tabla 5D, los parámetros de DQO, DBO₅, Nitratos, Nitritos y turbiedad, muestran una diferencia significativa, respecto a los parámetros de calidad presentados en el influente.